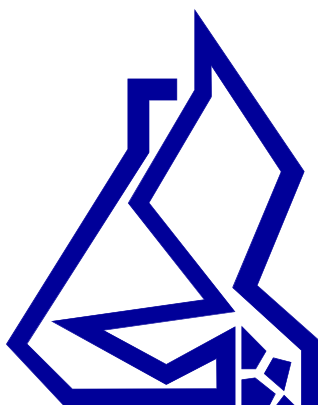


Výskumný ústav pôdoznavectva a ochany pôdy, Bratislava



SOCIETAS PEDOLOGICA SLOVACA

PRVÉ PÔDOZNALECKÉ DNI v SR

(vedecká konferencia pôdoznalcov
Slovenska s medzinárodnou účasťou)

17. – 19. jún 2002

Račková dolina, Vysoké Tatry

OBSAH

Diel A	Strana
HRAŠKO Juraj: Ekologicky a sociálne únosné technológie budúcnosti	1
JAMBOR Pavel: K histórii a súčasnosti Societas pedologica slovaci	7
I. KLASIFIKÁCIA A HODNOTENIE PÔD	11
JURÁNI Bohdan: Klasifikácia a hodnotenie pôd (kľúčový referát)	13
BUDAY Štefan: Upresnenie vymedzenia poľnohospodárskych prírodných oblastí v SR	18
DŽATKO Michal: Objekty, ciele a výsledky hodnotenia produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a územia Slovenska	25
HUTÁR Vladimír, SKALSKÝ Rastislav: Priestorová variabilita prejavov oxido-redukčných procesov vo fluvizemiách v oblasti hornej časti Žitného ostrova	33
ILAVSKÁ Blanka, LAZÚR Richard: Využitie informačného systému o pôde VÚPOP v podpornej a dotačnej politike rezortu pôdohospodárstva SR	41
KRNAČOVÁ Zdena: Ekologická optimalizácia a funkčnosť poľnohospodárskej krajiny	48
MATI Rastislav, ŠÚTOR Július, GOMBOŠ Milan: Charakteristiky objemových zmien ťažkých pôd	57
NESTROY Othmar: Klasifikácia pôdy a hodnotenie pôdy – uverili by ste to?	64
NOVÁK Pavel: Hodnotenie hydromorfizmu v novom klasifikačnom systéme pôd ČR	70
OBRŠLÍK Jiří, UHLÍŘOVÁ Jana: Hodnotenie a ochrana degradovaných poľnohospodárskych pôd	77
PICHLER Viliam, GREGOR Juraj, BUBLINEC Eduard: Prechodné subtypy a ich odraz v klasifikácii hydromorfných pôd	82
SKALOVÁ Jana: Využívanie bázičných pôdných vlastností na hodnotenie vodných retenčných kriviek	87
SOBOCKÁ Jaroslava: Klasifikačné princípy antropogénnych pôd vo vzťahu k podobným systémom vo svete	95
SOROKOVÁ Magdaléna: Priebeh vlhkosti vo fyziologickom profile pôdy pod smrekom a bukom	103
ŠÁLY Rudolf: Príspevok k poznaniu a klasifikácii pôd nášho subalpínskeho stupňa	109
ŠARAPATKA Bořivoj, MALÝ Stanislav: Vybrané pôdne charakteristiky ako indikátory kvality pôd	119
ŠURINA Bohumil: Pôdy SR v systéme WRB-98	124
TOMAN František, PODHRAZSKÁ Jana: Využitie bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek pre stanovenie stupňa erózneho ohrozenia pôd vodnou eróziou	127
TUŽINSKÝ Ladislav: Ekologická klasifikácia vlhkosti pôdy pod lesnými ekosystémami	132
VILČEK Jozef: Kategorizácia vhodnosti a naturálne parametre poľnohospodárskych pôd	140
II. EKOLÓGIA A OCHRANA POĽNOHOSPODÁRSKÝCH A LESNÝCH PÔD	145
BUBLINEC Eduard, GREGOR Juraj: Monitorovanie chemizmu vodných tokov v Biosférickej rezervácii Poľana (kľúčový referát)	147
GREGOR Juraj, BUBLINEC Eduard, PICHLER Viliam: Štruktúra a kvalita horizontov pokrývkového humusu lesných pôd na výškovom transekte Západných Tatier	153
BADALÍKOVÁ Barbara, KŇÁKAL Zdeněk: Vplyv rôzneho zakladania porastu na udržanie pôdnej vody	157
BEDRNA Zoltán: Potenciálne environmentálne znaky pôd Borskej nížiny	163
CÍSLEROVÁ Milena, SNĚHOTA Michal: Vizualizácia prúdenia v neporušených pôdných vzorkách	169
DUŠEK J., VOGEL T.: Modelovanie pohybu kadmia v štruktúrnych pôdach	175
GÖMÖRYOVÁ Erika: Príspevok k odberom vzoriek pre mikrobiálne rozbery u lesných pôd	180
HOUSKOVÁ Beáta: Vplyv obrábania pôdy na transportné funkcie pôdneho prostredia	186
KOBZA Jozef: Komplexný monitoring pôd SR – súčasný stav	191
KVÍTEK Tomáš, PETERKOVÁ Jana, DUFFKOVÁ Renáta: Variabilita a dynamika infiltrácie „A“ horizontov pôdy	196
LAZOR P., TÓTH T., TOMÁŠ J., VOLLMANNOVA A., HALÁSOVÁ M.: Priemyselné imisie síry a dusíka v podmienkach poľnohospodárskej krajiny vo vzťahu k acidifikácii pôd	203
LICHNER Ľubomír, HOUSKOVÁ Beáta, ČIPÁKOVÁ Andrea: Prenos kadmia v poľnohospodárskych pôdach	210
MESIČ Milan, BAŠIČ Ferdo, KISIČ Ivica, BUTORAČ Andjelko, BLAŠKOVIČ Drazen: Vyplavovanie NO ₃ -N podpovrchovou drenážnou vodou v Strednom Chorvátsku	216
PECHOVÁ Božena, MIKLOVIČ Dušan: Produkčný potenciál pôd Slovenska	223

POKORNÝ Eduard, BENEŠOVÁ Oľga: Vplyv ročníka na zmenu pôdných vlastností	230
SÁDOVSKÝ Michal: Priebeh biodegradácie ropných látok vo vybraných pôdných typoch a jeho akcelerácia	235
ŠÚTOR J., GOMBOŠ M., IVANČO J., MATI R.: Indikátory pôdneho sucha	244
TOMÁŠ J., HALÁSOVÁ M., TÓTH T., LAZOR P., VOLLMANNOVÁ A., LAHUČKÝ L.: Kontaminácia hnedozeme ťažkými kovmi vo vybranom poľnohospodárskom podniku	250
TÓTH T., LAZOR P., TOMÁŠ J., HALÁSOVÁ M., VOLLMANNOVÁ A., LAHUČKÝ L.: Monitoring ťažkých kovov na vybraných pôdach Slovenska	256
VÁCHA Radim, PODLEŠÁKOVÁ Eliška, NĚMEČEK Ján, POLÁČEK Ondřej: Vstupy perzistentných organických polutantov do poľnohospodárskych pôd aplikáciou kalov ČOV	263

Diel B	Strana
--------	--------

III. PÔDA A RASTLINA V PODMIENKACH POĽNOHOSPODÁRSKEJ A LESNEJ KRAJINY 275

BEDRNA Zoltán: Pôda a rastlina v podmienkach poľnohospodárskej krajiny (kľúčový referát)	277
BUBLINEC E., GREGOR J.: Lesné pôdy a ich funkcie	284
BUJNOVSKÝ Radoslav, MIKLOVIČ Dušan, HORNÍŠOVÁ Klára: Využitie vzťahu pôda rastlina pri regulácii vstupov živín	291
BELÁČEK Boris, KMEŤ Jaroslav, VASS Dionýz: Odras vlastností alginitu vo fyziologickom stave sadeníc duba a borovice v oblasti CHKO Cerová vrchovina	299
BOZHINOVA P., FILCHEVA, PETKOVA G., YANAKIEVA I.: Prijem ťažkých kovov rastlinami z pôd s aplikáciou kanalizačných kalov	306
ŽUGOVÁ Oľivia: Pôdne mikromycety v rizosfére pšenice	313
JAMBOR Pavel: Vodná erózia na Slovensku	318
JANEČEK Miloslav: Podklady pre regionalizáciu protierózných opatrení v Českej republike	324
KUKLA Ján: Vlastnosti pôd extrazonálnych dubových geobiocenóz	330
KUNZOVÁ Eva, KLÍR Jan, ČERMÁK Pavel: Bilancia živín v poľnohospodárskych podnikoch	336
MACHÁČEK Václav: Používanie novej metódy stanovenia rezervy mobilného draslíka na charakteristiku úrodnosti pôdy	340
MIKULEC Vladimír: Hodnotenie simulovaného vodného režimu v aeračnej zóne a určenie dopadu jednotlivých hraničných podmienok na jeho charakteristiku	345
PACOLA Miloslav, MELOUN Miroslav: Vplyv intenzívneho hospodárenia na degradáciu poľnohospodárskych pôd	352
VASS Dionýz, BUBLINEC Eduard, HALÁS Ladislav, BELÁČEK Boris: Vplyv prírodného fertilizéru alginitu na obsah živín, humusu, výmenných báz a ťažkých kovov v pôde	358
VIECHOVÁ Zuzana, KROMKA Miroslav, UHRINOVÁ Martina: Vplyv inokulácie baktériami, izolovanými z koreňových hľúzok rastlín <i>Alnus glutinosa</i> a <i>Alnus incana</i> , na klíčivosť semien <i>Alnus incana</i>	368
VOGEL Tomáš: Preferenčné prúdenie vo vadóznej zóne	374
VYKOUKOVÁ Ivana: Produkcia bylinnej vrstvy kalamitných smrečín – kataster obce Nálepkovo	380
ZEMÁNEK Slavoj: Variabilita fyzikálnych vlastností v pôde – priestorová variabilita vlhkosti vo vzťahu k pôdnej teplote a ostatným pôdnym vlastnostiam	386
REHÁKOVÁ Petra: Environmentálny aspekt pôdy ako súčasť systému environmentálneho manažérstva v elektrárni Vojany	392

POSTERY 401

BERECOVÁ Beáta, REBIČOVÁ Darina: Hodnotenie PPF pre účely dotačnej politiky MP SR	403
BIELEK Pavol, DŽATKO Michal, ILAVSKÁ Blanka, VILČEK Jozef, LAZÚR Richard, HOUŠKOVÁ Beáta, TORMA Stanislav, SKALSKÝ Rastislav, RYBÁR Ondrej, GRANEC Martin: Nové hodnotenie poľnohospodárskych pôd SR	405
HALÁS Ján, LITAVEC Tadeáš, GUTTEKOVÁ Monika: Problémy a potreba zúrodňovania poľnohospodárskych pôd Prešovského kraja	407
CHLPÍK Juraj, ZAUJEC Anton: Krátka štúdia parametrov nábojovej charakteristiky lesnej a ornej pôdy	420
MADARAS Mikuláš, BARANČÍKOVÁ Gabriela: Vyplavovanie dusíka z lyzimetrov – počítačová simulácia	428
MACHÁČEK Václav: Charakteristika pôdných typov s najväčšou ornou plochou v ČR	437
MAKOVNÍKOVÁ Jarmila: Indikátory zraniteľnosti environmentálnych funkcií kambizemí	440

MIKLOVIČ Dušan, PECHOVÁ Božena: Formovanie úrod silážnej kukurice z hľadiska potenciálu živín v pôde	444
NOVOTNÝ Jiří, CZELIS Radim: Prejavy erózie na intenzívne obrábaných pôdach	448
PECHOVÁ Božena, MIKLOVIČ Dušan: Úrodnostný potenciál stredne ťažkých pôd Slovenska	449
STYK Ján: Sledovanie vplyvu vodnej erózie na zmeny pôdných vlastností (ako súčasť monitoringu pôd)	455
TORMA Stanislav: Prístup k hodnoteniu pôd akumulovať živiny	461
VOPRAVIL Jan, NOVÁK Pavel: Referenčná kapacita pôd českej časti Labskej kotliny	468
ZAUJEC Anton, CHLPÍK Juraj: Stabilita agregátov a pôdny humus	469
Adresy účastníkov konferencie	475

CONTENT

Part A	Page
HRAŠKO Juraj: Ecologically and socially bearable technologies of the future	1
JAMBOR Pavel: To the Societas pedologica slovac history and future	7
I. SOIL CLASSIFICATION AND ASSESSMENT	11
JURÁNI Bohdan: Soil classification and assessment (keynote paper)	13
BUDAY Štefan: Specification of agricultural nature areas limit in the SR	18
DŽATKO Michal: Objects, goals and results farmland and territory of Slovakia productivity potential assessment	25
HUTÁR Vladimír, SKALSKÝ Rastislav: Spatial Variability of Redox Processes occurrence in Fluvisols at Upper Part of Žitný Ostrov Area	33
ILAVSKÁ Blanka, LAZÚR Richard: Soil information system of the Soil Science and Conservation Research Institute use in subsidiary and dotation politics of the SR Agriculture Department	41
KRNÁČOVÁ Zdena: Ecological optimization and functionality of agricultural landscape	48
MATI Rastislav, ŠÚTOR Július, GOMBOŠ Milan: Heavy soils volume changes characteristics	57
NESTROY Othmar: Soil classification and soil assessment – would you credit it?	64
NOVÁK Pavel: Hydromorphism assessment in the new soil classification system in Czech Republic	70
OBRŠLÍK Jiří, UHLÍŘOVÁ Jana: Degraded farmland assessment and conservation	77
PICHLER Viliam, GREGOR Juraj, BUBLINEC Eduard: Transitional subtypes and their reflection in hydromorphic soils classification	82
SKALOVÁ Jana: Using of basic soil properties on the assessment of water retention curves	87
SOBOCKÁ Jaroslava: SR anthropogenic soils classification principles in relationship to similar systems in the world	95
SOROKOVÁ Magdaléna: Moisture course in physiological soil profile under spruce and beech	103
ŠÁLY Rudolf: Contribution to knowledge and soil classification of our subalpine and alpine degree	109
ŠARAPATKA Bořivoj, MALÝ Stanislav: Selected soil characteristics as soil quality indicators	119
ŠURINA Bohumil: Soils of the SR in the WRB-98 system	124
TOMAN František, PODHRAZSKÁ Jana: Bonity Pedo-Ecological Units use for soil water erosion risk estimate	127
TUŽINSKÝ Ladislav: Soil moisture ecological classification under forest ecosystems	132
VILČEK Jozef: Suitability classification and farmland natural parameters	140
II. ECOLOGY AND FARMLAND AND WOODLAND CONSERVATION	145
BUBLINEC Eduard, GREGOR Juraj: Monitoring of the Water Springs Chemistry in the Poľana Biosphere Reserve (keynote paper)	147
GREGOR Juraj, BUBLINEC Eduard, PICHLER Viliam: Structure and quantity of woodland cover humus high transect of Western Tatras	153
BADALÍKOVÁ Barbara, KŇÁKAL Zdeněk: Effect of various plant cover establishment on soil water retention	157
BEDRNA Zoltán: Potential environmental properties of soil on Borská nížina lowland	163
CÍSLEROVÁ Milena, SNĚHOTA Michal: Flow visualisation in not disturbed soil samples	169
DUŠEK J., VOGEL T.: Cadmium movement modelling in the soils with stable structure	175
GÖMÖRYOVÁ Erika: Contribution to the sampling for microbial analyses of woodland	180
HOUŠKOVÁ Beáta: Tillage effects on soil environment transport functions	186
KOBZA Jozef: SR soils complete monitoring – present situation	191
KVÍTEK Tomáš, PETERKOVÁ Jana, DUFFKOVÁ Renáta: A-soil horizon infiltration variability and dynamics	196
LAZOR P., TÓTH T., TOMÁŠ J., VOLLMANNOVÁ A., HALÁSOVÁ M.: Industrial sulphur and nitrogen imissions in the conditions of rural country in relationship to soil acidification	203
LICHNER Ľubomír, HOUŠKOVÁ Beáta, ČIPÁKOVÁ Andrea: Cadmium transfer in farmland	210
MESIČ Milan, BAŠIĆ Ferdo, KISIĆ Ivica, BUTORAČ Andjelko, BLAŠKOVIĆ Drazen: NO ₃ -N leaching with subsurface drainage water in Central Croatia	216
PECHOVÁ Božena, MIKLOVIČ Dušan: Productivity potential of Slovakian soils	223

POKORNÝ Eduard, BENEŠOVÁ Oľga: Effect of year on soil characteristics change	230
SÁDOVSKÝ M.: Crude oil biodegradation course in selected soil types and its acceleration	235
ŠÚTOR J., GOMBOŠ M., IVANČO J., MATI R.: Soil drought indicators	244
TOMÁŠ J., HALÁSOVÁ M., TÓTH T., LAZOR P., VOLLMANNOVÁ A., LAHUČKÝ L.: The contamination of Haplic Luvisols by heavy metals in choozen agriculture enterprise	250
TÓTH T., LAZOR P., TOMÁŠ J., HALÁSOVÁ M., VOLLMANNOVÁ A., LAHUČKÝ L.: Heavy metals monitoring on selected soils of Slovakia	256
VÁCHA Radim, PODLEŠÁKOVÁ Eliška, NĚMEČEK Ján, POLÁČEK Ondřej: Inputs of persistent organic pollutants into farmland by municipal sludge application	263

Part B	Page
III. SOIL AND PLANT IN THE CONDITIONS OF RURAL COUNTRY	275
BEDRNA Zoltán: Soil and plant in agricultural land (keynote paper)	277
BUBLINEC E., GREGOR J.: Forest soils and their functions	284
BUJNOVSKÝ Radoslav, MIKLOVIČ Dušan, HORNIŠOVÁ Klára: Relationship soil-plant use at nutrient input regulation	291
BELÁČEK Boris, KMEŤ Jaroslav, VASS Dionýz: Alginit properties reflection in physiologic status of oak and pine seedlings in the protected country area Cerová Vrchovina	299
BOZHINOVA P., FILCHEVA E., PETKOVA G., YANAKIEVA I.: Heavy metal uptake by plants from sewage sludge amended soils	306
ĎUGOVÁ Oľivia: Soil micromycetes in rhizosphere of wheat	313
JAMBOR Pavel: Water erosion in Slovakia	318
JANEČEK Miloslav: Background materials for erosion control regionalization in Czech Republic	324
KUKLA Jan: Characteristics of the soils of extrazonal oak geobiocenoses	330
KUNZOVÁ Eva, KLÍR Jan, ČERMÁK Pavel: Nutrient balance in farms	336
MACHÁČEK Václav: The use of a new method for the determination of mobile potassium reserve for the characterization of soil fertility	340
MIKULEC Vladimír: Evaluation of simulated soil water regime in the aeration zone and determination of the impact rate of individual boundary condition on its characteristics	345
PACOLA Miloslav, MELOUN Miroslav: Influence of intensive farming on farmland degradation	352
VASS Dionýz, BUBLINEC Eduard, HALÁS Ladislav, BELÁČEK Boris: Alginit – natural fertilizer effect on the levels of nutrients, humus, exchangeable bases, and heavy metals in soil	358
VIECHOVÁ Zuzana, KROMKA Miroslav, UHRINOVÁ Martina: Effect of bacteria isolated from root tubers inoculation on plants <i>Alnus glutinosa</i> and <i>Alnus incana</i> , on seed germinability of <i>Anus incana</i>	368
VOGEL Tomáš: Preferentious flow in vadose zone	374
VYKOUKOVÁ Ivana: Production of pinewoods herb layer – cadastre of Nálepko community	380
ZEMÁNEK Slavoj: Spatial soil moisture variability in relation to soil temperature and soil properties	386
REHÁKOVÁ Petra: Environmental aspect of soil as a part of environmental management system in the power plant Vojany	392
P O S T E R S	401
BERECOVÁ Beáta, REBIČOVÁ Darina: Farmland assessment for the purposes of the Agriculture Ministry SR subsidiary politics	403
BIELEK Pavol, DŽATKO Michal, ILAVSKÁ Blanka, VILČEK Jozef, LAZÚR Richard, HOUŠKOVÁ Beáta, TORMA Stanislav, SKALSKÝ Rastislav, RYBÁR Ondrej, GRANEC Martin: Farmland of SR new evaluation	405
HALÁS Ján, LITAVEC Tadeáš, GUTTEKOVÁ Monika: Farmland reclamation problems and needs	407
CHLPÍK Juraj, ZAUJEC Anton: Short paper of parameters charge characteristics of forest and agricultural soil	420
MADARAS Mikuláš, BARANČIKOVÁ Gabriela: Nitrogen leaching of lyzimeters – computer simulation	428
MACHÁČEK Václav: Characteristics of the soil types with largest area of arable land in Czech Republic	437
MAKOVNÍKOVÁ Jarmila: Cambisol environmental functions vulnerability indicators	440

MIKLOVIČ Dušan, PECHOVÁ Božena: Ensilage maize yields formation from the view of soil nutrient potential	444
NOVOTNÝ Jiří, CZELIS Radim: Erosion demonstrations upon intensively farmed soils	448
PECHOVÁ Božena, MIKLOVIČ Dušan: Yield forming potential of texturally medium heavy soils of Slovakia	449
STYK Ján: Study of water erosion effect on soil characteristics change (as a part of soil monitoring)	455
TORMA Stanislav: Approach to assessment of soil capability to accumulate nutrients	461
VOPRAVIL Jan, NOVÁK Pavel: Water retention capacity of soils of Czech part of river Elbe basin	468
ZAUJEC Anton, CHLPÍK Juraj: Aggregate stability and soil humus	469
Addresses of customer	475

Ekologicky a sociálne únosné technológie budúcnosti

Juraj HRAŠKO

Postavenie problému

Skôr, ako prejdem k vlastnej téme môjho referátu, chcel by som urobiť niekoľko poznámok. „Je jeden svet a predsa dva sú svety“, napísal básnik ruskej revolúcie Vladimír Majakovskij po svojom návrate z USA. Je naozaj jeden svet, ale nie je jednotný, ba aj tých svetov je viac ako dva. Je tu nielen rad štátov, ale i regiónov a kontinentov, ktoré sú v rôznom stupni vývoja. Hovorme teda o svete ktorý tvorí síce jednotu, ale jednotu plnú protikladov.

Pre postavenie problému je totiž z vecného hľadiska veľmi dôležité, či naše úvahy orientujeme na tú časť ľudstva ktorá má sotva čo jesť a hladuje, alebo na tú časť, ktorá už pomaly ani nevie čo jej ešte z moderných a exkluzívnych vecí chýba.

Povedať tieto slová sa mi žiadalo preto, lebo podľa môjho hlbokého presvedčenia hlavnú úlohu ľudskej spoločnosti treba formulovať takto: „Ak sa už človek narodil, má právo žiť ako človek, pretože, ako hovorí Písmo – všetci sme dietky Božie“.

Považujem preto za účelné rozdeliť všetky produkčné technológie do dvoch skupín:

1. Technológie prežitia, ktoré sú z pohľadu celej ľudskej komunity obligátne
2. Technológie blahobytu, ktoré sú z pohľadu celej ľudskej komunity želané

Problém výživy

Ku kľúčovým technológiám prežitia patria najmä tie, ktoré zabezpečia výživu ľudstva. Poznáme celý rad technológií, či postupov, ktoré slúžia k plneniu tejto úlohy. Sem patria od takých klasických postupov, ako je využívanie pôdy a jej zúrodňovanie a zavlažovanie, cez moderné technológie pestovania i šľachtenia plodín, chovu i šľachtenia zvierat až po najmodernejšie biogenetické a biotechnologické postupy.

Pre zabezpečenie výživy svetovej populácie bol expertmi FAO formulovaný princíp, že sa vo svojej praktickej politike musí každý štát snažiť, aby zabezpečil výživu vlastného obyvateľstva. Úplne súhlasím s týmto princípom, hoci solidarita a pomoc zo strany bohatých priemyselných štátov by mala byť vo vzťahu k rozvojovým krajinám samozrejmosťou. Že sa zabezpečenie výživy vlastného obyvateľstva dalo dokázať i v takej ľudnatej krajine ako je Čína, môže byť pre ľudstvo povzbudzujúce.

V rozvojových štátoch pozorujeme dva druhy tzv. explózií. Jednou je široko známa populačná explózia, korene ktorej vidím v nízkej, alebo prakticky žiadnej sociálnej starostlivosti o najchudobnejšie vrstvy obyvateľstva. Mnoho detí je vlastne náhradou za absentujúce sociálne zabezpečenie, pretože deti už od útleho veku sú posielané do práce zarábať, alebo v horšom prípade na ulicu kraďnúť alebo žobrať.

Druhou, menej známou, alebo často ignorovanou, ale nemenej dôležitou je explózia očakávaní, ktorá môže byť raz skutočnou hrozbou pre ľudskú populáciu, ktorá teraz žije v blahobyte. Aj ľudia z okraja civilizovanej spoločnosti túžia žiť tak, ako to vidia na televíznych obrazovkách a tu vzniká neriešiteľná dilema – chudobní chcú lepšie žiť, ale bohatá vrstva ľudstva sa sotva dobrovoľne zriekne čo i len malej časti svojho blahobytu. Takéto dobrovoľné gesto by bolo považované za stratu, pretože človek sa nerád lúči s tým, na čo si už raz zvykol. Preto si myslím, že by bolo naivné očakávať, že najbohatšie štáty sveta dobrovoľne pribrzdia rast vlastného blahobytu, aby sa pomohol vyriešiť problém hladu na svete. Koniec koncov, takéto očakávania formulované už pred 30 rokmi akademikom A. Sacharovom nenašli výraznejšiu svetovú podporu.

Chcem však poukázať na existujúce prognózy, podľa ktorých by pri takom životnom štandarde, ako má Slovenská republika, vystačili svetové zdroje pre 4,5 až 5,0 miliárd. ľudí a pre štandard aký je dnes v USA len pre približne 1,5 až 2,0 miliárd. ľudí, čo nezodpovedá ani polovici súčasnej svetovej populácie. Na konferencii OSN o svetovej populácii, ktorá sa konala v septembri 1994 v Káhire bol prijatý cieľový program, aby sa svetová populácia do polovice budúceho storočia stabilizovala na úrovni, ktorá nepresiahne 9,0 miliárd ľudí, čo je podľa expertov hornou hranicou, ktorú môžu poskytnúť pre existenciu ľudstva všetky prírodné zdroje Zeme.

Ak teda hovoríme o stabilizácii počtu ľudskej populácie, musí ľudstvo pre tento účel využiť všetky možné prostriedky, vrátane vplyvu cirkví. Ak sa kriticky pozrieme na sústavný nárast ľudskej populácie na Zemi, zdá sa, že si ľudstvo vzalo k srdcu najviac nasledujúce Božie slová, vyslovené pri stvorení sveta – „Plodte sa a množte sa, zaplňte celú Zem a podmaňte si ju ...“ (Prvá kniha Mojžišova kap. 1, verš 28).

Pre definitívne riešenie problému hladu nepotrebujú rozvojové krajiny sústavný prísun potravín a humanitnú pomoc, ale nové technológie, ako aj technickú, finančnú a expertnú pomoc pri výchove domácich odborníkov. Stará múdrosť totiž hovorí, že hladného je lepšie naučiť chytať ryby, ako mu rybu doniesť na stôl.

O týchto problémoch je potrebné hovoriť aj na pôdoznaleckých fórach, pretože vo vzťahu k pôde a aj vo vzťahu k poľnohospodárstvu, ktoré je hlavným producentom potravín sú postupne tabuizované mnohé falošné predstavy. Považujem minimálne za pokrytecké, ak sa hovorí o nadprodukcii potravín v dobe, keď väčšina ľudstva stále hladuje.

Výška úrody je v rovnakých klimatických podmienkach závislá najmä od dostatku vody a živín. Podmienkou pre zavedenie nových technológií pre zabezpečenie dostatku potravín sú najmä ceny týchto vstupov v porovnaní s cenou ľudskej práce. Pretekať sa v dosiahnutí čo najmenšieho počtu pracovníkov v poľnohospodárstve krajín s nízkym podielom iných pracovných príležitostí treba prehodnotiť, lebo netreba zabúdať aj na sociálnu stránku poľnohospodárskej výroby, ktorá je schopná absorbovať celý rad pracovných síl a napomáhať k zníženiu počtu nezamestnaných. Tento aspekt je potrebné brať do úvahy najmä v rozvojových zemiach, ktoré majú nízky podiel priemyslu a do istej

miery aj v transformujúcich sa postkomunistických štátoch, ktoré zápasia s nezamestnanosťou v dôsledku stagnácie celého radu priemyselných podnikov.

Osobitne chcem poukázať na neopodstatnenosť zatracovania používania priemyselných hnojív v poľnohospodárstve. Bez návratu odčerpaných živín úrodou z pôdy, môže dôjsť k katastrofálnemu zníženiu pôdnej úrodnosti a k ohrozeniu výživy ľudstva. Pod zámienkou kritiky prehnojovania pôd, nemôže dôjsť k opačnému extrém, ktorým je vylúčenie používania hnojív. Aby som sa vyjadril metaforicky, medzi prehnojovaním a potrebným hnojením je taký istý rozdiel, ako (prosím o prepáčenie) medzi prežieraním sa a jedením.

Zabezpečenie energie

Technológie budúcnosti musia byť vo všeobecnosti menej energeticky náročné, čo ale neznamená, že otázka zdrojov pre získanie energie nie je už dôležitá. Povedal by som, že popri zabezpečení výživy ľudstva, bude hrať otázka energie aj v budúcnosti druhú významnú úlohu. Všetkým je jasné, že spaľovanie fosílnych palív nie je východiskom a to nielen kvôli skleníkovému efektu, ale aj preto, že zdroje fosílnych palív sú vyčerpatelné. Samozrejme, že technológie, stroje i prístroje, ako i všetky energeticky menej náročné spotrebiče sú vítané. Šetriť sa dá, ale len tam, kde je z čoho. Nie všetky štáty majú to šťastie ako Rakúsko, alebo Nórsko, kde riečny potenciál postačuje pre výrobu elektrickej energie. Sú tiež štáty, ktoré sú bohaté na zemný plyn alebo ropu, ale sú aj také, ktoré nemajú žiadne zásoby ani uhlia, alebo len menejhodnotné hnedé uhlie.

Zdalo sa, že po zvládnutí výroby elektrickej energie v jadrových elektrárňach je tento problém vyriešený, ale po Černobyľskej tragédii bol zaznamenaný všeobecný odpor proti výstavbe jadrových elektrární. Orientácia na zvýšenie jadrovej bezpečnosti reaktorov by mohla byť riešením, avšak strach ľudí z možnej havárie, navyiac politicky rafinovane zneužívaný, je ešte stále natoľko veľký, že v súčasnej dobe je nemožné jadrové technológie získania elektrickej energie všeobecne považovať za technológie budúcnosti.

Tak energia, ako aj potraviny sú považované za strategické zdroje. To sa netýka len „trhovosti“ ekologicky relevantných produktov, lebo kde je nedostatok jedla a energie, predá sa všetko. V tejto oblasti by mohla byť veda a technika veľmi úspešná nielen v rozvojových štátoch, ale aj u nás a v ďalších transformujúcich sa štátoch strednej a východnej Európy, ktoré majú mnoho vzdelaných odborníkov a zručných robotníkov. Tu ale chýba kapitál a otvorené trhy, aby tieto štáty mohli zaviesť moderné technológie a vyrábať, ale najmä predávať svoje vlastné výrobky.

Takýmto príkladom je Taviace zariadenie pre likvidáciu všetkých, aj netriedených odpadov a to aj z kategórie nebezpečných, ktoré je v Slovenskej republike síce registrované pod názvom UPO-16-34M, ale z konkurenčných dôvodov svetových firiem nemá nádej na realizáciu. To je jeden z mnohých príkladov, že vedecko-technická spolupráca nie je jednosmerná ulica, ale znamená vzájomné ovplyvňovanie a inšpiráciu. Treba si uvedomiť, že „trhovosť“ výrobkov, zariadení či technológií, nie je zo strany kupujúceho viazaná len na potrebu, ale je spojená i s úvahou o možnosti jej zaplatenia. Keď banka

poskytuje úver, očakáva, že svoje peniaze dostane i s príslušným ziskom vo forme úroku späť. To je však možné len vtedy, ak nákupca technológie má možnosť získať sám peniaze predajom svojej produkcie. To vyžaduje rozpracovanie podmienok pre oveľa širšiu spoluprácu medzi výrobcami, ako aj medzi bankami a štátmi.

Problém odpadov

V súvislosti s týmto problémom sa mi zdá potrebným, spomenúť geniálnu poznámku veľkého nemeckého vynálezcu Boscha pri príležitosti, keď mu dvaja mladí inžinieri s pýchou prezentovali veľmi výkonný a lacný technologický postup pre istú chemickú syntézu. „Čo budete robiť s odpadom, páni?“, opýtal sa ich po chvíli uvažovania lakonicky Bosch. Po zamyslení sa nad touto otázkou sa ukázalo, že navrhovaný postup nie je vôbec taký lacný, ako sa zdalo na prvý pohľad. Za technológie budúcnosti by som teda ja označil len také technológie, ktoré sú bezodpadové, resp. produkujú len málo odpadu, alebo také, ktoré riešia využitie odpadu z jednej výroby ako surovinu pre inú výrobu.

V tomto smere chcem upozorniť na možné nebezpečenstvo, keď priemyselne vyspelé štáty budú síce takéto moderné technológie zavádzať vo svojich krajinách, avšak zastaralé technológie, často pod rúškom technickej pomoci rozvojovým krajinám, budú presúvať do týchto krajín. Tento postup by mohol znamenať opakovanie negatívnych dopadov na životné prostredie nielen rozvojových krajín, ale na plošné rozšírenie znečistenia na celú planétu so všetkými negatívnymi dôsledkami pre ľudstvo. Je v záujme ľudstva, aby prinútilo vlády priemyselne vyspelých štátov, najmä vládu Spojených štátov amerických k prijatiu takých opatrení, aby z jednej strany rešpektovali v domácej výrobe medzinárodné dohovory o životnom prostredí a z druhej strany zamedzili predaj zastaralých technológií do menej priemyselne vyspelých štátov. Ak z rôznych dôvodov nie je možné predat' najmodernejšie technológie, potom je lepšie nepredávať alebo nedarovať žiadne. To sa týka aj technológií ťažby surovín a ich prvotného spracovania.

Zamedzenie, či obmedzenie produkcie odpadov je imperatív dňa. Likvidácia odpadov je totiž nútenou prácou, na ktorú nás odsúdila príroda, pretože ľudstvo si veľmi pozde začalo tento imperatív uvedomovať.

Technológie likvidácie či sanácie odpadov sú rôzne, od jednoduchých až po veľmi moderné a náročné. Ich spoločným menovateľom ale je, že sú všetky veľmi drahé. Okrem toho, aj po vyčistení vody, či ovzdušia zostávajú koncentrované zvyšky a Boschom vyslovená otázka – kam s nimi.

Technológie blahobytu

Ocitli sme sa na prahu tretieho tisícročia. Posledné storočie nám zanechalo nielen celý rad lokálnych, regionálnych, ako aj globálnych problémov, ale aj celý rad nových očakávaní a nádejí. Najcivilizovanejšie štáty sveta vstupujú do novej, postindustriálnej spoločnosti, ktorú často nazývajú informačnou spoločnosťou, resp. spoločnosťou, ktorá sa riadi vedeckým poznaním. Veda, výskum, nové

moderné technológie a výkonná technika usmerňujú vývoj svetovej spoločnosti a zohrávajú pri tomto vývoji kľúčovú úlohu.

Vývoj informačnej spoločnosti prudko akceleruje najmä v ostatných rokoch, za čo vďačíme globálnemu informačnému systému Internet. Ďalší vývoj tohoto systému napreduje 12 krát rýchlejšie, ako technický rozvoj v ostatných odvetviach. Očakáva sa, že vo veľmi krátkej dobe všetky komunikačné systémy splynú do jednotnej, superrýchlej globálnej svetovej informačnej siete. Ako bude ľudstvo pripravené na využitie, či na zneužitie týchto informácií je zatiaľ otáznе.

Novú výzvu pre ľudstvo znamená aj svetový triumf trhového hospodárstva v 80. a 90. rokoch minulého storočia. Tento dal podnet k myšlienke globalizácie svetového hospodárstva.

Doterajší postup procesu globalizácie svetového hospodárstva však zatiaľ nenaznačuje cestu hľadania harmónie medzi potrebou riešenia ostatných svetových problémov ľudstva. Jednostranne prevláda princíp konkurencieschopnosti, ktorý je vlastný trhovému hospodárstvu. Proces globalizácie je potom zo strany krajín slabších ekonomík chápaný ako proces ich likvidácie silnejšími. Aj preto nie je prijímaný ako cesta, ktorá by bola východiskom prednostného alebo aspoň podstatnejšieho riešenia globálnych problémov ľudstva, ktoré som spomenul.

Napriek celému radu deklarácií o rovnosti, disproporcie medzi priemyselne vyspelými a rozvojovými štátmi nielen pretrvávajú, ale sa dokonca prehlbujú, lebo aj v rámci vyspelých štátov sa vytvára mocný trojuholník, reprezentovaný severnou Amerikou, západnou Európou a východnou Áziou.

Eficiencia, suficiencia, konzistencia

Niekoľko poznámok k otázke, akým smerom sa má uberať vývoj technológií budúcnosti. Podľa môjho názoru sa táto otázka často interpretuje zjednodušene. Niektorí sa domnievajú, že najvhodnejšou je metóda efektívnej produkcie, nakoľko je najmenej náročná na spotrebu energie, pracovnej sily i surovín. Toto síce môže byť výhodou pre priemyselne vyspelé štáty, ak sa zamerajú na šetrenie energie a surovín, ale z druhej strany môže aj tu iniciovať vyššiu nezamestnanosť a z nej prameniace sociálne napätie.

Pre riešenie takých otázok, ako je zabezpečenie výživy vlastného národa, nie je od veci uvažovať aj so sufficientným spôsobom výroby, pretože tento je zameraný na výrobu podľa spotreby, môže však z druhej strany byť aj príčinou sociálnych a ekologických deštrukcií, čoho sme boli svedkami v bývalých komunistických štátoch.

Väčšina odborníkov sa prihovára za konzistentnú výrobu, čo znamená súlad tak so sociálnymi, ako aj ekologickými požiadavkami. Tento spôsob výroby je označovaný ako trhové, sociálne a ekologicky orientované hospodárstvo.

Chcem však poukázať, že práve pri presadzovaní takéhoto spôsobu výroby sa dopúšťajú priemyselné štáty najväčších chýb. Nesmie sa totiž zabudnúť, že každý národ, každá spoločnosť má svoju vlastnú mentalitu a zvyklosti, ktoré sú veľmi často vzdialené paternalistickému správaniu sa i predstavám priemyselne vyspelých štátov. Netreba vidieť len tak markantné rozdiely, ktoré existujú medzi Európan-

mi a Afričanmi, či obyvateľmi Ázie alebo medzi mentalitou ľudí zo severnej a južnej Ameriky. Takéto rozdiely, aj keď na prvý pohľad až nie tak markantné, existujú aj v rámci štátov Európy, či dokonca v rámci rôznych regiónov toho istého štátu. Spomeniem aspoň správanie sa ľudí z Bavorska a Porýnia alebo u nás Východoslovákov a Záhorákov. Aj pre takéto príčiny často zlyhávajú snahy o input High Technológií.

Zastávam názor, že globalizácia svetového hospodárstva na princípe – chudobní dodávajú suroviny a lacnú pracovnú silu a silní sa zamerajú na jemnú finálnu výrobu – je falošná, povedie len k prehĺbeniu súčasných disproporcií a v konečnom dôsledku ku globálnym ekologickým škodám a k transhraničným sociálnym nepokojom.

Záverečné myšlienky

Z doterajších koncepcií rastu svetového hospodárstva vyplývajú dva podstatné závery.

Na jednej strane narastajú ekologické problémy a prehľbuje sa sociálna nespravodlivosť vo vnútri spoločnosti v celosvetovom meradle.

Na druhej strane sa stále viac zostruje medzinárodná konkurencia a rivalita medzi súkromnými podnikateľmi a medzi národnými ekonomikami, v snahe zabezpečiť hospodársky rast, čo ešte viac umocňuje sociálnu a ekologickú nerovnováhu v jednotlivých častiach sveta. Už dnes je nadmieru jasné, že pokus o riešenie globálnych problémov ľudstva, vyžaduje rozsiahlu a angažovanú medzinárodnú spoluprácu a solidaritu. Ak však najmodernejšie technológie nebudú brať ohľad na riešenie globálnych problémov, ale len na zisk národných, či nadnárodných výrobných a bankových spoločností, dá sa očakávať vznik nebezpečia pre zánik života na Zemi. Toto je výzva, ale aj hrozba budúcnosti!

K histórii a súčasnosti Societas pedologica slovaca

Pavel JAMBOR

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

Úvod

Hneď, na samom začiatku musíme upozorniť, že naša Societas pedologica slovaca (SPS) popri tomto svojom pôvodnom mene formálne nosí ešte dva ďalšie oficiálne názvy:

- Pedologická sekcia Slovenskej spoločnosti pre poľnohospodárske, potravinárske, lesnícke a veterinárne vedy pri Slovenskej akadémii vied (PS SSPPLVV pri SAV) a
- Slovenská pobočka Medzinárodnej únie pôdoznanleckých vied (SP MÚPV) (International Union of Soil Sciences – IUSS).

Formálne sa SPS zameriava na organizovanie:

- prednáškových činností – ročne priemerne 7 prednášok, z toho 3 zahraničné,
- sympózií, konferencií, seminárov, odborných exkurzií a stretnutí na medzinárodnej úrovni,
- výskumných pedologických činností v spolupráci s Výskumným ústavom pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave,
- medzinárodnej spolupráce v oblasti pôdoznanectva.

Členovia SPS sa významným spôsobom podieľajú na riešení výskumných úloh a koordinácii práce v rámci i mimo rámec nasledujúcich slovenských vedecko-výskumných organizácií:

- Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Bratislava
- Slovenský vodohospodársky podnik š.p., odštepny závod – Hydromeliorácie
- Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, AF katedra pedológie a geológie
- Technická univerzita vo Zvolene
 - LF, katedra prírodného prostredia
 - Fakulta environmentalistiky a ekológie, B. Štiavnica
- Univerzita Komenského v Bratislave
 - PRIF, Katedra pedológie
 - PRIF, Katedra fyzickej geografie
- Ústav hydrológie SAV
- Ekologicky zamerané ústavy SAV

Z uvedených pracovísk sa regrutujú členovia SPS dnes.

História svetovej pôdoznanleckej inštitúcie (ISSS, IUSS)

Medzinárodná pôdoznanlecká spoločnosť (ISSS), neskôr (od r. 1998) Medzinárodná únia pôdoznanleckých vied (IUSS) bola založená v r. 1924. Odvtedy zorganizovala 17 svetových kongresov vied o pôde. Počet jej členov v globálnom merítku prevýšil číslo 7 000. Najdôležitejšou prácou vykonanou v rámci ISSS bolo zostrojenie svetovej mapy pôd v časovom úseku rokov šesťdesiatych a sedemdesiatych, na ktorej SPS spolupracovala.

Začiatok vedeckého štúdia pôd sa kladie do strednej časti 19. storočia. Avšak jednotlivé prístupy k hlavnému objektu – pôde sa principiálne líšili. Vznikali zoskupenia agro-geológov, agro-chemikov, ktorí pracovali v rôznych častiach sveta.

V USA a cárskom Rusku, kde sa hospodáril na veľkých pôdnych celkoch, hlavné otázky smerovali k problémom:

- čo je pôda, aké sú jej vlastnosti z hľadiska praktického využívania
- štruktúra zodpovedného managementu
- priaznivý vývoj fariem, ako sa vyhnúť úskaliam pri hospodárení na pôde.

Ruských pôdoznalcov viedol V. V. Dokučajev, amerických C. F. Marbut a po ňom H. Jenny.

Položili sa základy mapovania pôd a spoznávala sa ich genéza. Avšak USA a Rusko išli každý svojou cestou.

V Západnej Európe sa však úsilie koncentrovalo viac do laboratórií (Liebig a iní), na rozdiel od USA a Ruska, kde hlavné úsilie spočívalo v terénnych pozorovaní v prácach na poli.

Pozoruhodnú iniciatívu vyvíjali agro-geológovia v Uhorsku (vrátane tých, čo boli činní v sev. Časti Uhorska – na Slovensku). Čelnými pôdoznalcami tu boli H. Horusitzky – agro-geológ (1849 – 1928), G. Friesenhof – agrometeorológ (1840 – 1913), J. Lendvai – Lušník – agro-prírodovedec (1881 – 1931).

Postupne sa prehľbovala naliehavá potreba vzájomných stretnutí vedcov z celého sveta. V roku 1909 Kráľovský geologický ústav zorganizoval prvú Medzinárodnú konferenciu agrogeológie v Budapešti s trvaním 10 dní a účasťou 83 vedcov z 23 krajín. Hlavným predmetom bol pôvod pôdy a jej diverzifikácia do pôdnych typov. Vznikla požiadavka jednotného systému hodnotenia pôd.

Ďalšia konferencia bola v Štokholme (1910), kde vzniklo 6 základných pôdoznaleckých sekcií (pôdna mechanika, koloidy, pôdne extrakty pre chem. analýzy, kartografia, klasifikácia a nomenklatúra).

Tretia konferencia sa organizovala v roku 1922 v Prahe (50 účastníkov). Hlavnú úlohu zohral Prof. J. Kopecký. Vzniklo tu 5 komisií. V r. 1924 Agronomická spoločnosť Talianska zvolala konferenciu do Ríma, kde došlo k oficiálnemu vytvoreniu ISSS. Konferencie sa zúčastnilo 463 vedcov – ustanovujúcich členov z 39 krajín. Boli ustanovené komisie (6): I. pôdna fyzika, II. chémia pôdy, III. biológia pôdy, IV. nomenklatúra a klasifikácia, V. kartografia, VI. rastlina a pôda.

Tabuľka 1 Stretnutia pôdoznalcov pred založením ISSS

Rok	Stretnutie	Miesto	Počet účastníkov	Dôležitý výstup
1909	Prvá medzinár. konf. o agroekológii	Budapešť	86	Pravidelne organizovať agrogeologické konf.
1910	Druhá medzinár. konf. o agroekológii	Štokholm	170	Vytvorenie troch komisií
1922	Tretia medzinár. konf. Pedologická	Praha	50	Vytvorenie piatich komisií
1924	Štvrtá medzinár. konf. Pedologická	Rím	463	Založenie ISSS

Tabuľka 2 Prezidenti a generálni tajomníci ISSS/IUSS v časovom úseku r. 1924 – 2002

<i>Prezident</i>		<i>Časový úsek</i>	<i>Generálny tajomník</i>		<i>Časový úsek</i>
J.G. Lipman	USA	1924 – 1927	D.J. Hissink	Netherlands	1924 – 1950
K. Gedroiz	USSR	1927 – 1930	F.A. van Baren	Netherlands	1950 – 1974
J. Russell	UK	1930 – 1935	R. Dudal	Belgium	1974 – 1978
C.H. Edelman	Netherlands	1950	W.G. Sombroek	Netherlands	1978 – 1990
R. Tavernier	Belgium	1950 – 1954	W.E.H. Blum	Austria	1990 – doteraz
A. Oudin	France	1954 – 1956			
R. Bradfield	USA	1956 – 1960			
N.C. Cernescu	Romania	1960 – 1964			
E.G. Hallsworth	Australia	1964 – 1968			
V.A. Kovda	USSR	1968 – 1974			
C.F. Bentley	Canada	1974 – 1978			
J.S. Kanwar	India	1978 – 1982			
K.H. Hartge	Germany	1982 – 1986			
A. Tanaka	Japan	1986 – 1990			
A. Aguilar S.	Mexico	1990 – 1994			
A. Ruellan	France	1994 – 1998			
S.Theerawong	Thailand	1998 – 2002			

Societas pedologica slovaca z iniciatívy Výskumného ústavu pôdoznanectva a ochrany pôdy (vtedy Laboratórium pôdoznanectva) bola založená v roku 1964 v koordinácii slovenských pedologických pracovísk a v spolupráci s ISSS. Dôležitú úlohu pritom zohral Prof. F.A. van Baren, generálny tajomník ISSS a za slovenskú stranu Prof. Juraj Hraško.

Prehľad najdôležitejších činností Societas pedologica slovaca za obdobie r. 1964 – 2002:

- Spolupráca na vypracovaní pôdnej mapy Európy (FAO).
- Spolupráca na vypracovaní pôdnych charakteristík povodia Dunaja od prameňa po deltu (1990 – 1994), medzinárodný projekt.
- Genéza a meliorácia zasolených pôd Európy (medzinárodná spolupráca 1968 – 1975).
- Účasť na vypracovávaní Európskej databázy o pôdach (project ES), 1993 – doteraz.
- Spolupráca na vypracovaní mapy globálneho znečistenia pôd Európy (projekt ISTRIC).
- Cykly dusíka v súčasnom poľnohospodárstve (spoločná Slovensko-ruská knižná publikácia Nitrogen Cycles in the Present Agriculture).
- Koordinácia a riešenie projektu PHARE “MARS and Environmental Related Application”, Kontrakt 94-0895, 1995 – 96, spolupráca so SHMÚ Bratislava a LVÚ Zvolen.
- „Štandardizácia biologických metód znečistenia pôd“, štúdiá z riešenia zahraničného projektu (Nemecko), 1995.
- „Chemické vlastnosti pôd“, metodická štúdiá, zahraničná objednávka (Nemecko), 1994.
- Štruktúrny stav pôd – výsledky projektu mnohostrannej spolupráce v koordinácii Rakúska (1993 – 1996).
- Ochrana pôdy (dvojstranná spolupráca s Ústavom pôdoznanectva AN ZSSR, 1980 – 1990), veľký rozsah výsledkov s medzinárodným významom pri ochrane pôdy a životného prostredia, 2 spoločné knižné publikácie.
- Globálne zmeny pôdneho krytu Zeme (účasť na spracovaní štúdie v rámci projektu IIASA, 1989).

- Draslík v pôdach Slovenska – štúdia pre International Potash Institute, Basel, Švajčiarsko (1993).
- Biologické odbúravanie toxických látok v pôde a odpadoch. Slovensko – Český projekt, 1991 – 1994, vyvinutie technológie odbúravania ropných látok, pesticídov a eliminácie ŤK v pôde.
- „Štandardy dusičnanov v poľnohospodárstve: Slovenská republika“ správa o výsledkoch riešenia medzinárodného projektu ES (1995).
- Štatistické metódy v pôdnom a krajinnom prieskume, spoločný Anglicko – Slovenský projekt, medzinárodný kurz pre zahraničných odborníkov, 1995.
- Biologické metódy pri hodnotení kvality pôdy – medzinárodný projekt (1996 – doteraz, Ministerstvo životného prostredia Nemecko).
- Spoločná výskumná práca na problémoch pôdna genéza, pôdna mikromorfológia; röntgenologické štúdium zvetrávania v pôdach (University Gent).
- Štruktúra pôdy – medzinárodné stretnutie špecialistov susediacich krajín za účasti Prof. Bluma, gen. secretary of the I.U.S.S. (1996 Bratislava).

V budúcnosti sa rysuje perspektíva podstatného prehĺbenia činností Societas pedologica slovacica vo všetkých smeroch. Obzvlášť veľkú šancu skrýva vstup Slovenska do EU.

Z tohto aspektu si sľubujeme podstatné zintenzívnenie našich aktivít zameraných na zahraničie, ktoré sa však budú zakladať na zintenzívnení a skvalitnení všetkých vnútroštátnych aktivít. Obzvlášť dôraz budeme klásť na čoraz väčšie zapájanie mladých kolegov do výskumu pôdy. Majúc na mysli uvedené sme sa konkrétne dohodli založiť tradíciu „Slovenských pôdoznaleckých dní“ s frekvenciou najmenej raz do roka pri súčasnom prizývaní čelných pracovníkov zo zahraničia. Týmto spôsobom Societas pedologica slovacica sa bude plne zapájať do medzinárodných i vnútroštátnych aktivít zapadajúcich do rámca IUSS (Medzinárodnej únie pôdoznaleckých vied).

I. Klasifikácia a hodnotenie pôd

Klasifikácia a hodnotenie pôd (kľúčový referát)

Bohdan JURÁNI

Katedra pedológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského v Bratislave

Abstrakt

Príspevok sa zameriava na filozofický problém ľubovoľnej klasifikácie, ktorá je všeobecne určená dvomi bodmi:

1. prečo klasifikujeme
2. čo klasifikujeme

História pôdnej klasifikácie vo svete sa na Slovensku porovnáva s rôznymi štádiami slovenskej pôdnej klasifikácie. História hodnotenia pôdy na Slovensku sa prezentuje spolu s prístupmi očakávanými v budúcnosti.

Abstract

Paper deals with philosophical problem of any classification which can be generalised by two points: 1. Why do we classify, 2. What do we classify. History of soil classification in the world is compared with different stages of soil classification in Slovakia. Land evaluation history in Slovakia is presented together with in future expected approaches.

Kľúčové slová: pedológia, klasifikácia pôd, hodnotenie pôd

Key words: Soil science, soil classification, land evaluation

Úvod

Ak sa zamýšľame nad problémom pôdnej klasifikácie nemôžeme obísť dve základné otázky, ktoré však majú širšie pozadie, pretože sa vzťahujú ku všetkým prírodovedným disciplinám: **Prečo vôbec klasifikujeme?**

Na túto otázku dal odpoveď už v roku 1949 Cline, ktorý prezentuje ako účel akejkoľvek klasifikácie snahu o zorganizovanie našich poznatkov tak, aby vlastnosti objektu mohli byť ľahko zapamätateľné a ich vzťahy k určitému cieľu boli čo najzrozumiteľnejšie.

Z tohto potom následne vyplýva, že:

1. klasifikácie sú ľudské umelé triedenia a nie pravdy (fakty), ktoré sa dajú objasniť.
2. klasifikácie sú triedenia klasifikovaného objektu, ktoré nám majú pomôcť:
 - a.) zapamätať si vlastnosti objektu,
 - b.) vidieť vzťahy medzi klasifikovanými objektmi.
3. klasifikácie sú zoradené abstrakty našich súčasných poznatkov (fakty + zákonitosti + teória). Z týchto dôvodov klasifikácie musia byť konštruované tak, aby bolo možné do nich ľahko vkladať nové poznatky.
4. klasifikácie majú cieľ. Preto pre rôzne ciele sú konštruované aj rôzne klasifikácie.
Je ich toľko, koľko je cieľov (technické, interpretačné a p.).

Klasifikácia, ktorá má slúžiť širokým vedeckým cieľom sa nazýva

prírodná klasifikácia (Mill, 1891)

dnes ju nazývame

bazálna klasifikácia.

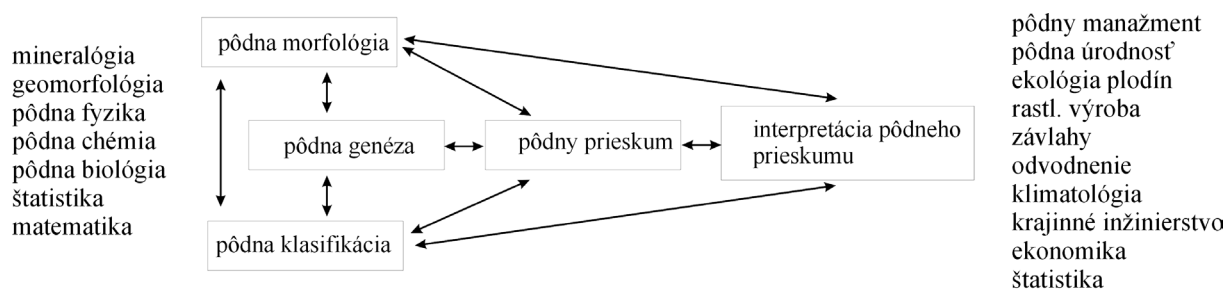
Ďalšou dôležitou otázkou je: **Čo klasifikujeme?**

Aby sme mohli klasifikovať pôdy, najprv sa musíme zhodnúť na tom, čo je pôda. To znamená, že najprv je treba vypracovať **koncept** základnej pôdnej jednotky **pôdneho individua**, ktoré je objektom pôdnej klasifikácie.

Pôdne individuum je možné definovať ako najmenšie pôdne teleso, ktoré je možné definovať ako vec, úplne a samostatne.

Ide teda o koncept pedonu. Pedon je malé trojrozmerné pôdne teleso s takou laterálnou dimenziou, ktorá nám umožňuje študovať formy horizontov a ich vzťahy (Cline, 1963).

Postavenie klasifikácie pôd vo vzťahu k rôznym pedologickým špecializáciám a ostatným prispievajúcim vedám prezentuje nasledujúci diagram:



Obr. 1 Diagram vzťahov medzi rôznymi pedologickými špecializáciami a dôležitými prispievajúcimi vedami (Dijkerman, 1971)

Vývoj svetových klasifikácií pôd

História svetových pôdnych klasifikácií siaha do druhej polovice 19. storočia, keď v Rusku Dokučajev položil základy genetického klasifikačného systému. Následne väčšina svetových klasifikácií až do polovice 20. storočia bola budovaná na genetických základoch.

Tento prístup však vo viacerých krajinách dospel do podoby, že začala dominovať hypotéza vzniku pôdneho predstaviteľa a fakty (viditeľné, merateľné vlastnosti a charakteristiky) boli podriadené prijatým hypotézam a ich výskyt a hodnoty boli interpretované tak, aby hypotézy potvrdzovali.

V 1951 Kellog a Smith v USA vyvinuli nový klasifikačný systém nazývaný ako morfometrický, ktorý prešiel sériou aproximácií a od roku 1975 je nazývaný Soil Taxonomy (Pôdna taxonómia). Je to otvorený hierarchický (6 hierarchických úrovní) klasifikačný systém založený na hodnotení merateľných faktov. Napriek tomu, že vychádza z hodnotenia poľnohospodárskych pôd, v súčasnosti sa používa na klasifikovanie všetkých pôd, i keď antropogénne pôdy sú jeho slabinou. Ako jeden z mála pôdnych klasifikačných systémov, používa na druhej najvyššej hierarchickej úrovni (Suborder) pedoklimatické charakteristiky čím posúva celý klasifikačný systém sčasti do oblasti klasifikácie pôd a prostredia.

V šesťdesiatych rokoch 20. Storočia z iniciatívy FAO v Ríme sa započali práce na pôdnej mape sveta v mierke 1:5 000 000. Keďže mapa bola zostavovaná z lokálnych národných prameňov, problémom bola spoločná legenda. Tak vznikla „Legenda k pôdnej mape sveta“, ktorá bola neskôr pretransformovaná na tzv. „World Reference Base for Soil Resources“ (Pôdna referenčná báza pre pôdne zdroje). Oba tieto materiály sú dôležité, ale často sú mylne označované ako tzv. FAO klasifikácia. Vzhľadom k tomu že oba systémy majú len 2 hierarchické úrovne, toto označenie im neprináleží, i keď sú použiteľné ako vynikajúci referenčný materiál, vybudovaný v podstate tiež na morfometrických princípoch.

Vývoj klasifikácie pôd na Slovensku

Približne až do šesťdesiatych rokov 20. storočia nebola na území Slovenska jednotná platná klasifikácia pôd, pôdy boli hodnotené a pomenovávané podľa jednotlivých „škôl“, v závislosti na osobnostiach na jednotlivých vysokých školách alebo výskumných ústavoch.

V päťdesiatych rokoch bolo mnoho špecialistov zaoberajúcich sa pôdou ovplyvnené prácou W. Kubienou, ktorý s prírodovedným nadhľadom opísal a klasifikačne zoradil Európske pôdy mierneho pásma.

Významným krokom vpred boli šesťdesiate roky 20. storočia, kedy sa započala rozsiahla akcia v rámci Československa „Prieskum poľnohospodárskych pôd“ v rámci ktorého zostavená „Půdoznalecký průzkum ČSSR. Souborná metodika“ kolektívu 10 autorov pod vedením Dr. J. Němečka vydaná v Prahe v roku 1962 je prakticky prvým súhrnným platným klasifikačným systémom na území Slovenska.

Na tieto aktivity, s príslušným nadhľadom prameniácim z rozsahu získaných nových vedomostí nadviazal Morfogenetický klasifikačný systém pôd, ktorého prvé dve vydania sa dotýkajú celého územia bývalého Československa, posledné vydanie z roku 2000 sa dotýka už len územia Slovenska a odlišuje sa od klasifikačného systému kodifikovaného v Českej republike.

Pozitíva poslednej verzie Morfogenetického klasifikačného systému pôd Slovenska možno zhrnúť nasledovne:

- modernizácia prístupu k hodnoteniu povrchových horizontov, nová koncepcia horizontov
 - umbrický
 - melanický
- modernizácia chápania iniciálnych pôd
- využitie nadložných horizontov ako diagnostických
- riešenie problému poľnohospodárskej antropizácie pôd na 3 hierarchických úrovniach:
 - pôdny typ – kultizem
 - pôdny subtyp – kultizemný
 - pôdna forma – rigolovaná, terasovaná
- úprava zaradenia andozemí a metód ich identifikácie
- možnosť kombinovať subtypy
- klasifikácia pôdných druhov na základe 3 frakcií (trojuholníkový diagram)
- nová klasifikácia pôdotvorných substrátov

Hodnotenie pôd

Prvá klasifikácia (hodnotenie) pozemkov bola zaznamenaná už v 17. storočí, významnejšie v 18. storočí. Stabilný kataster (územie prináležiace k určitej obci) bol definovaný už v roku 1817.

Prvá bonitácia, viac-menej v dnešnom ponímaní bola uskutočnená už v roku 1927, s výraznou snahou o vedecké zvládnutie problému.

V päťdesiatych rokoch 20. storočia boli získané základné pôdne údaje z celého územia Slovenska (trojsondový systém), v šesťdesiatych rokoch zavedenie tzv. výrobných typov a podtypov.

Na Komplexný prieskum poľnohospodárskych pôd uskutočnený v šesťdesiatych rokoch naviazala "Bonitácia", uskutočnená v sedemdesiatych rokoch. Na konci šesťdesiatych rokov došlo k zaradeniu katastrálnych území do jedného zo 63 prírodných stanovišť.

V roku 1984 bola spracovaná kategorizácia produkčných skupín podnikov – 42 PSP.

V súvislosti s akciou "Bonitácia" uskutočnenou v sedemdesiatych rokoch, je potrebné definovať dôležitý pojem:

Bonitovaná pôdno-ekologická jednotka – ktorá vo všeobecnosti predstavuje špecifický územný celok, ktorý v dôsledku svojrázneho pôsobenia zložiek prostredia, predovšetkým pôdy, klímy a reliéfu, má špecifické stanovištné vlastnosti, vyjadrené určitou hodnotou produkčného potenciálu.

V súčasnosti platný 7 miestny úplný kód BPEJ vyjadruje:

- prvé a druhé miesto – kód klimatického regiónu	00 – 10
- tretie a štvrté miesto – kód hlavnej pôdnej jednotky	00 – 99
- piate miesto – kód svahovitosti a expozície	0 – 9
- šieste miesto – kód skeletovitosti a hĺbky pôdy	0 – 9
- siedme miesto – kód zrnitosti pôdy	1 – 5

V bonitačnej banke údajov sú k dispozícii i ďalšie ukazovatele, ako

- číselník nadmorskej výšky
- výmera imisne zaťažených pôd
- výmera pásiem hygienickej ochrany pôd
- výmera chránených krajinných oblastí
- výmera zavlažovaných pôd
- výmera poddolovaných území.

Záver

Posledná verzia Morfogenetického klasifikačného systému pôd Slovenska (2000) spĺňa svojou koncepciou požiadavky na moderný klasifikačný systém pôd, umožňujúc získané poznatky priebežne implantovať do jeho štruktúry.

V systéme hodnotenia pôd, v bonitácii pôd, bude potrebné v najbližších rokoch zohľadniť problematiku kontaminácie pôd a odvodnenie pozemkov. Vzhľadom na meniace sa vlastnícke pomery bude vyžadovaná stále vyššia presnosť vo vymedzení jednotlivých bonitovaných pôdno-ekologických

jednotiek. Z pohľadu dlhodobej perspektívy je treba započat' práce na novom bonitačnom systéme, ktorý zohľadní všetky environmentálne funkcie pôd.

Literatúra

- CLINE M.G., 1949: Basic principles of soil classification. Soil Sci. 67, pp.: 81 91.
- CLINE M.G., 1963: The changing model of soil. Soil. Sci. Soc. Am. Proc. 25, pp. 442 – 446.
- DIJKERMAN J.C., 1971: Introduction to pedology. AU Wageningen, p. 147.
- DŽATKO M. a kol., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. VÚPÚ Bratislava, p. 103.
- FAO-UNESCO, 1997: Soil map of the world. Revised legend with corrections and updates. Technical paper 20, ISRIC, Wageningen, p. 140.
- ISSS-ISRIC-FAO, 1998: World reference base for soil resources. World soil resources reports. FAO Rome, p. 88.
- KUBIENA W.L., 1952: The soil of Europe. Madrid, p. 314.
- MILL J.S., 1891: A systém of logic. Ed. 8, New York.
- NĚMEČEK J. a kol., 1962: Půdoznalecký průzkum ČSSR. Souborná metodika, UVTI Praha, p. 173.
- Soil Survey Staff, 1998: Keys to Soil Taxonomy. USDA/NRCS, Washington D.C, p. 326.

Upresnenie vymedzenia poľnohospodárskych prírodných oblastí v SR

Štefan BUDAY

*Výskumný ústav ekonomiky poľnohospodárstva a potravinárstva
Trenčianska 55, 824 80 Bratislava*

Abstrakt

Špecifikácia slovenských menej priaznivých poľnohospodárskych oblastí podľa kritérií platných v EU krajinách vyžaduje podrobné charakteristiky najmä tých vlastností, ktoré sa týkajú produkcie na poľnohospodárskej pôde. Tieto sú najviac závislé na konkrétnych výrobných podmienkach, najmä na tých podmienkach, ktoré sú v úzkom vzťahu k poľnohospodárskej výrobe. Bude preto potrebné všímať si úroveň informácií o charakteristike prírody špecifického prírodného stanovišťa.

Kľúčové slová: poľnohospodárske prírodné oblasti, ekologická jednotka pôdnej kvality, klimatický región, hlavná pôdna jednotka

Abstract

Specification of Slovakia's agricultural unfavourable areas according to the criteria valid in the EU countries requires detailed characteristics especially of productive conditions of agricultural lands. Those are especially dependent on concrete production conditions but namely on conditions related to agricultural production. Because of this it will be necessary to report current level of information on nature characteristics of specific nature site.

Key words: agricultural nature areas, soil quality ecological unit, climatic region, main land unit

Úvod

V súčasnom období je pre poľnohospodársku prvovýrobu aktuálna požiadavka zosúladenia ekologického a ekonomického systému hospodárenia na pôde a v poľnohospodárskej krajine. Strategickým cieľom z hľadiska využitia poľnohospodárskeho pôdneho fondu je rozvoj multifunkčného poľnohospodárstva, ktoré bude na jednej strane zabezpečovať produkčné funkcie konkurencieschopného poľnohospodárstva a zároveň zabezpečovať aj mimoprodukčné funkcie, predovšetkým údržbu prirodzených vlastností jednotlivých prírodných stanovišť, enviromentálne a nepoľnohospodárske činnosti súvisiace so zachovaním trvalo udržateľného rozvoja krajiny. Optimálne využívanie pôdy nezávisí len od priamej úrovne hospodárenia, ale aj od kvality rozhodujúcich procesov. Kvalitatívna úroveň rozhodovania je podmienená poznaním kvalitatívnych vlastností pôd pôsobiacich na jednotlivé plodiny, na podmienky a výsledky ich pestovania, na produkčné a celkové ekonomické efekty rastlinnej výroby.

Rozvoj vedy a technického pokroku sústavne rozširuje objem poznatkov o pôde a prináša stále nové prvky do ich chápania. Čiastkové poznatky o jednotlivých vlastnostiach pôdy je nevyhnutné nahradzovať komplexnými poznatkami o regulovateľných prvkoch systémov intenzifikácie rastlinnej výroby vo vzťahu k jednotlivým plodinám, pracovným operáciám, technológiám, a najmä vo vzťahu k dosahovanému výslednému efektu vyjadreného výškou a kvalitou produkcie.

Materiál a metóda

Pri vymedzovaní poľnohospodárskych prírodných oblastí sa využila sústava prírodných stanovišť (PS), na základe ktorých bolo územie SR zaradené do Poľnohospodárskych prírodných oblastí PPO. Najnižšou evidenčnou jednotkou tejto sústavy bolo katastrálne územie, resp. poľnohospodársky podnik.

Úroveň ich detailizácie nie je dostatočná pre územne diferencované rozdiely v administratívnych jednotkách a podnikoch. Takýmto požiadavkám môže vyhovieť jedine viacúčelový klasifikačný systém poľnohospodárskej pôdy založený na sústave BPEJ, ktorý umožňuje definovať novovytvorenú sústavu charakteristickými znakmi rozdielnych prírodných podmienok.

Novovymedzené poľnohospodárske prírodné oblasti (PPO) na podklade sústavy BPEJ sú účelovou agregáciou znakov bonitačného informačného systému – BIS v podobe kódov o charakteristikách klimatických pomerov (KR), svahovitosti terénu (S), zrnitosti pôdy (Z), hlavných pôdných jednotkách (HPJ) a nadmorskej výške.

Na základe agregácie kódov KR boli vymedzené:

- oblasti veľmi teplého regiónu (KR 00, 01, 03 – 04) – nížin teplých (Nt),
- oblasti nížin zahrňujúcich teplú až mierne teplú klímu (KR 02, 04 – 05) – nížin (N),
- oblasti pahorkatín zahrňujúcich mierne teplú až mierne chladnú klímu (KR 02, 05, 06) – pahorkatín (P) s prevahou hnedých pôd,
- oblasti vrchovín v klimatickej zóne mierne chladnej až chladnej, mierne vlhkej a veľmi chladnej vlhkej klíme (KR 07, 08, 09, 10) – vrchovín (V) vo veľmi členitom území a značne svahovitom teréne.

Každá z uvedených 4 skupín prírodných oblastí sa delí na podoblasti podľa výskytu zhoršujúcich pôdných pomerov – HPJ, svahovitosti terénu – S, zrnitosti pôdy – Z, hĺbky pôdy – H, skeletovitosti – K. Rozdelenie 15 podskupín v jednotlivých PPO je nasledovné:

- | | |
|-------------------------|-------------------------------|
| - <i>nížin teplých:</i> | <i>Nt-1, Nt-2, Nt-3, Nt-4</i> |
| - <i>nížin:</i> | <i>N-1, N-2, N-3</i> |
| - <i>pahorkatín:</i> | <i>P-1, P-2, P-3, P-4</i> |
| - <i>vrchovín:</i> | <i>V-1, V-2, V-3, V-4</i> |

Skutočnosť, že skupiny PPO boli vymedzené na základe približne rovnakých klimatických podmienok neznamená, že vo všetkých oblastiach rovnakej skupiny sú rovnaké pestovateľské predpoklady predovšetkým pre náročnejšie plodiny. Hlavne u cukrovej repy, zemiakov, zeleniny sú v rôznych PPO vnútri skupín významné rozdiely v podieloch osevov na ornej pôde a hektárových výnosoch v závislosti na kvalite pôdy a sklonitosti terénu.

Kritériá vymedzovania PPO

Na základe kódov BPEJ a ich charakteristík o KR, S-E, Z, H-K a HPJ boli určené tieto rozlišovacie znaky kódov BPEJ.

Tabuľka č. 1

PVO	KR	S, E	K, H	Z	HPJ
Nt – 1	00,01	0,1	0	2,3,5	02,03,06,07,17,18,19,20,22,23,26,27,36,37,38,39,44
Nt – 2	00,01,03,04	0,1,2		1,2,3,4,5	01,02,03,04,05,06,07,10,11,12,13,16,21,22,24,28,31,32,33,34,35,36,37,40,41,42,43,45,47,48,50,51
Nt – 3	00,01	2,3,4	0,3,4,5,6	1,2,3,4,5	14,15,38,39,41,43,44,45,47,48,59,94,95,96,98
Nt – 4	03,04,05	0,1, (2,3)	0,1	2,3,4	03,06,07,08,09,11,12,13,14,15,22,26,27,28,29,30,31,33,41,42,48,49,50,51,56,57,59,61,65,96
N – 1	02	0,1,2		1,2,3,5	01,02,05,06,07,10,11,13,19,20,21,22,23,25,26,27,29,38,39,41,42,43,44,45,46,47,48,49,50,51,52,53,54,56 a kambizeme
N – 2	05	0,1,2		1,2,3,5	11,12,22,23,26,27,29,41,48,49,50,51,52,53,56,57,60 a kambizeme
N – 3	01,02,03,04, 05	4,5,6,7		1,2,3,5	54,56,57,58,59,60,61,65,71,74,75,79,80,81,83,87,88,90,92,97,98
P – 1	02,06	3,4	1,2,3	1,2,3,5	10,14,32,38,39,43,44,45,46,47,48,49,50,51,52,56,57,59,60,65, kambizeme a rendziny
P – 2	05,06	2,3	1,2,3,5,6	1,2,3,5	11,12,13,14,15,29,49,50,51,52,53,54,56,57,60, kambizeme a rendziny
P – 3	05,06	1,2,3	1,2,3	1,2,3,5	56,57,60,61,63,64,65,66,68,69,70,71,72,75,77,78,83,85,87,88,89,90,92,93
P – 4	02,05,06	5,6	3,4,5,6	1,2,3,5	44,45,47,48,50,51,52,54,55,56,57,58,59,60,61,63,65,69,71,74,77,79,80,81,82,83,87,88,92,97
V – 1	07,08,09,10	0,1,2,3	hlboké, stredne hlboké	1,2,3,5	luzizeme na svah. hlinách, kambizeme, rendziny, flyše, kambizeme na horninách kryštalinika, vulkanických horninách a ostatných substrátoch
V – 2	07,08,09,10	3,4,5	Stredne hlboké, hlboké	1,2,3,5	-/-
V – 3	07,08,09,10	4,5	stredne hlboké- plytké	1,2,3,5	-/-
V – 4	07,08,09,10	6,7,8,9	plytké	1,2,3,5	-/-

Zdroj: Vlastné výpočty

Skupina *poľnohospodárskych prírodných oblastí nížin teplých* (Nt) zahŕňa najteplejšie územia republiky vlhovo často deficitné s predpokladom pre pestovanie teplomilných plodín, z ktorých naj-

významnejšie sú kukurica na zrno, teplomilná zelenina, skoré zemiaky, teplomilné ovocie, vinič, tiež tabak, slnečnica a sója. Dá sa tu väčšine ostatných plodín okrem neskorých zemiakov, ľanu a ďateliny (len na miestach s vyššou hladinou podzemnej vody). Zastúpenie týchto plodín a ich hektárové výnosy ako aj súhrnné ekonomické výsledky sú diferencované podľa produkčných schopností jednotlivých podoblastí. Najvyššia produkcia je dosahovaná v podoblastiach s vysokým podielom černoze na spraši, čierne a fluvizemí spravidla hlinitých, hlbokých v rovinatom teréne. Najmenej priaznivé podmienky v tejto skupine sú v Nt-4, kde prevažujú pôdy piesočnaté, štrkovité, alebo pôdy ťažké s nepriaznivým vlhkovým režimom. O rozdieloch stanovištných podmienok medzi jednotlivými podoblastami nasvedčuje úroveň hektárových výnosov prakticky všetkých poľnohospodárskych plodín, ako aj výsledné ekonomické ukazovatele.

Skupina *poľnohospodárskych prírodných oblastí nížin* (N) zahŕňa teplú až mierne teplú oblasť vlhovo väčšinou priemerne zabezpečenú. Tvoria ju podoblasti s najvýraznejším zastúpením plôch cukrovej repy a lucerny. Podiel týchto plodín v jednotlivých podoblastiach klesá so znižujúcim sa zastúpením černoze a hnedozemí na sprašiach a podobných substrátoch. Najnižší podiel cukrovej repy je v N-3 a N-4, kde súčasne narastá osev ozimnej repky a krmovín na ornej pôde.

Skupina *poľnohospodárskych prírodných oblastí pahorkatín* (P) zahŕňa mierne teplú až mierne chladnú oblasť vlhovo spravidla zabezpečenú, prevažne s kambizemami na kryštalíniku a niektorých kompaktných sedimentárnych horninách. Reliéf terénu tejto skupiny oblastí má prevažne členitý charakter – je zvlnený a niekedy aj svahovitý. Z hľadiska výrobného zamerania ide prevažne o oblasť obilninársku (P-1, P-2) a obilninársko-zemiakársku (P-3, P-4). V tejto skupine sú v teplejších územiach vhodné podmienky pre pestovanie ozimnej repky a v chladnejších a vlhkejších územiach pre pestovanie ľanu. Táto skupina tvorí prechodnú oblasť medzi oblasťami nížinnými a vrchovinnými.

Skupina *prírodných oblastí vrchovín* (V) sa nachádza v klimatickej oblasti mierne chladnej až chladnej, prevažne vlhkej, v území veľmi členitom a často i značne svahovitom. Ide o oblasť prevažne obilninársko-krmovinársku s pestovaním zemiakov (predovšetkým sadbových) a ľanu. Charakteristickým znakom tejto skupiny je vysoký podiel trvalých trávnych porastov (aj viac ako 50 % poľnohospodárskej pôdy). Z produkčného hľadiska sú podoblasti tejto skupiny najmenej priaznivé pre rastlinnú výrobu. Vzhľadom na vysoký podiel trvalých trávnych porastov majú výrazné zameranie na chov dobytka.

Výsledky a diskusia

Tabuľka č. 2 Prehľad o plošnom rozložení vymedzených PPO na území SR

<i>PPO</i>	<i>PP</i>		<i>OP</i>		<i>TTP</i>	
	<i>Výmera [ha]</i>	<i>Podiel [%]</i>	<i>Výmera [ha]</i>	<i>Podiel [%]</i>	<i>Výmera [ha]</i>	<i>Podiel [%]</i>
Nt-1	392 371	16,52	382 911	25,17	9 460	1,11
Nt-2	302 828	12,75	286 575	18,84	16 253	1,90
Nt-3	64 790	2,73	56 190	3,69	8 600	1,01
Nt-4	305 974	12,88	238 056	15,65	67 918	7,95
Nt	1 065 963	44,87	963 731	63,36	102 231	11,96
N-1	100 754	4,24	84 644	5,56	16 110	1,89
N-2	46 637	1,96	33 077	2,17	13 560	1,59
N-3	15 898	0,67	8 294	0,55	7 604	0,89
N	163 289	6,87	126 014	8,28	37 274	4,36
P-1	42 984	1,81	31 629	2,08	11 355	1,33
P-2	22 706	0,96	14 859	0,98	7 847	0,92
P-3	33 434	1,41	22 109	1,45	11 325	1,33
P-4	152 015	6,40	75 057	4,93	76 958	9,01
P	251 138	10,57	143 654	9,44	107 484	12,58
V-1	63 717	2,68	29 324	1,93	34 394	4,02
V-2	197 106	8,30	104 959	6,90	92 147	10,78
V-3	350 980	14,77	107 787	7,09	243 193	28,46
V-4	283 384	11,93	45 554	2,99	237 830	27,83
V	895 188	37,68	287 625	18,91	607 564	71,10
SR	2 375 577	100,00	1 521 024	100,00	854 553	100,00

Zdroj: Vlastné výpočty

Podľa týchto charakteristických znakov – kritérií sa PPO vyskytujú na území SR v týchto lokalitách:

Nt-1, 2, 3	Podunajská nížina, Záhorská nížina, Trnavská tabuľa
Nt-4	Východoslovenská nížina (Michalovce, Trebišov, Vranov, Sobrance), Košická kotlina – juh, južná časť okresov Lučenec, Veľký Krtíš, Rimavská Sobota
N-1	Nížiny okresov Partizánske, Prievidza, Bánovce, Košice, Lučenec
N-2	Poltár, Prešov
N-3	Nitra, Levice, Rimavská Sobota, Veľký Krtíš, Trebišov, Michalovce, Sobrance
P	Košice, Rožňava, Vranov, Stropkov, Svidník, Humenné, Medzilaborce, Bardejov
V	Bytča, Čadca, Dolný Kubín, Kysucké Nové Mesto, Liptovský Mikuláš, Poprad, Stará Ľubovňa, Gelnica, Spišská Nová Ves, Brezno

Poľnohospodárska prírodná oblasť nížin teplých – Nt je najväčšou oblasťou s výmerou poľnohospodárskej pôdy 1 065 963 ha (44,87 %), z toho 963 731 ha ornej pôdy (63,36 %) a 102 231 ha TTP (11,96 %). Najvyššie zastúpenie v rámci podoblastí má podoblasť Nt – 1 392 371 ha poľnohospodárskej pôdy (16,52 %), 382 911 ha ornej pôdy (25,17 %) a 9 460 ha TTP (1,11 %). Najnižšie zastú-

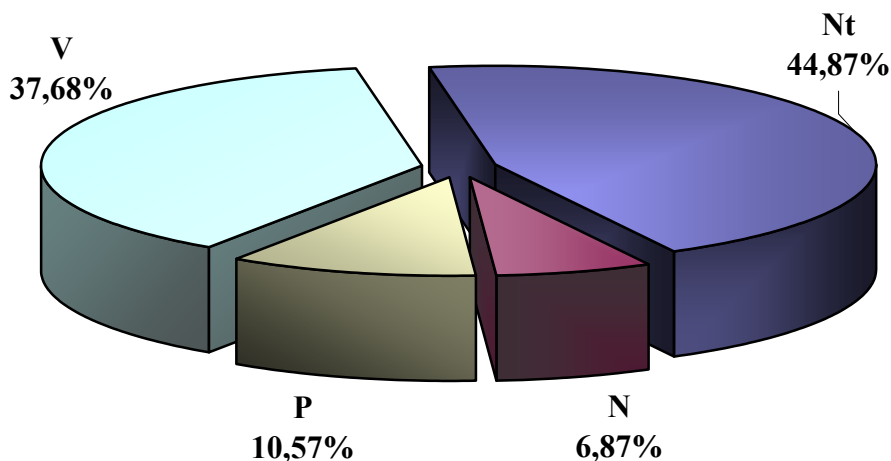
penie má podoblast' Nt – 3 64 790 ha poľnohospodárskej pôdy (2,73 %), 56 190 ha ornej pôdy (3,69 %) a 8 600 ha TTP (1,01 %).

Poľnohospodárska prírodná oblasť nižin – N je čo do výmer poľnohospodárskej pôdy najmenšou prírodnou oblasťou. Výmera poľnohospodárskej pôdy oblasti je 163 289 ha (6,87 %), z toho ornej pôdy 126 014 ha (8,28 %) a TTP 37 274 ha (4,36 %). Z podoblastí má najvyššie zastúpenie podoblast' N – 1 s výmerou poľnohospodárskej pôdy 100 754 ha (4,24 %), ornej pôdy 84 644 ha (5,56 %) a 16 110 ha TTP (1,89 %). Najnižšie zastúpenie má podoblast' N – 3 15 898 ha poľnohospodárskej pôdy (0,67 %), 8 294 ha ornej pôdy (0,55 %) a 7 604 ha TTP (0,89 %).

Poľnohospodárska prírodná oblasť pahorkatín – P je druhou najmenšou prírodnou oblasťou. Výmera poľnohospodárskej pôdy oblasti je 251 138 ha (10,57 %), z toho 143 654 ha ornej pôdy (9,44 %) a 107 484 ha TTP (12,58 %). Najvyššie zastúpenie má podoblast' P – 4 152 015 ha poľnohospodárskej pôdy (6,40 %), z toho 75 057 ha ornej pôdy (4,93 %) a 76 958 TTP (9,01 %). Najnižšie zastúpenie má podoblast' P – 2 22 706 ha (0,96 %) poľnohospodárskej pôdy, 14 859 ha ornej pôdy (0,98 %) a 7 847 ha TTP (0,92 %).

Poľnohospodárska prírodná oblasť vrchovín – V zaberá 895 180 ha poľnohospodárskej pôdy (37,68 %), z toho 287 625 ha ornej pôdy (18,91 %) a 607 564 ha TTP (71,10 %). Z podoblastí má najvyššie zastúpenie podoblast' V – 3 s výmerou poľnohospodárskej pôdy 350 980 ha (14,77 %), ornej pôdy 107 787 ha (7,09 %) a TTP 243 193 ha (28,46 %). Najnižšie zastúpenie má podoblast' V – 1 63 717 ha poľnohospodárskej pôdy (2,68 %), z toho 29 324 ha ornej pôdy (1,93 %) a 34 394 ha TTP (4,02 %).

Prehľad o plošnom rozložení vymedzených PPO na území SR



Kvantifikácia upresnených výmer jednotlivých prírodných oblastí a ich charakteristík ešte výraznejšie potvrdila nesúlad medzi skutočným a optimálnym využívaním poľnohospodárskych pôd najmä vysokého zastúpenia výmer ornej pôdy v oblasti pahorkatín, no najmä v horskej výrobnnej oblasti.

Záver

Použitie viacúčelového klasifikačného systému pomocou BPEJ v priebehu riešenia umožnilo vytvoriť novú upresnenú informačnú databázu o pôdno-klimatických vlastnostiach poľnohospodárskych pôd, vyjadrených bonitou pôdy (BPEJ so 7-znakovým kódom), ako i upresnenú prírodnú charakteristiku poľnohospodárskeho územia, ktoré má široké využitie pri ďalšom vedeckom bádani, optimalizácii rozhodovacích procesov decíznej sféry, optimalizácii efektívneho usporiadania a využívania pôdneho fondu, vypracovaní podnikateľských zámerov a pod.

Výsledky riešenia budú využité pri naplňovaní reformných krokov EÚ uvedených v Agende 2000, ktorá prináša pre asociované krajiny nové požiadavky na aktualizáciu doterajších dokumentov, medzi ktoré patria aj vymedzenie znevýhodnených oblastí podľa kritérií obsiahnutých v nariadení Rady EK č. 1257/1999 najmä pri vymedzení horských oblastí, špecificky znevýhodnených oblastí a oblastí s ekologickými obmedzeniami.

Literatúra

- BUDAY Š., 1994: Aktualizácia údajového fondu bonitačnej banky dát. Záverečná správa. Bratislava, VÚEPP.
- DŽATKO M. a kol., 1976: Charakteristika bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek SSR. Bratislava, MPVŽ.
- HRAŠKO J. et al., 1991: Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSFR. Bratislava, VÚPÚ.
- ILAVSKÁ B., LAZÚR R., 2000: Využitie informačného systému o pôde VÚPOP v podpornej a dotačnej politike rezortu pôdohospodárstva SR. In: VÚZE: Sborník ze semináře s mezinárodní účastí: Využití zemědělské půdy v souvislosti se vstupem ČR do EU, 16. – 20.10.2000, Špindlerův Mlýn, ČR.

Objekty, ciele a výsledky hodnotenia produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a územia Slovenska

Michal DŽATKO

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, 827 13 Bratislava, Gagarinova 10

Abstrakt

Súčasná úroveň hodnotenia produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd Slovenska je výsledkom postupného vývoja poznatkov od mapovania a hodnotenia pôd k modelovaniu udržateľných sústav využívania zdrojov pôd a územia. Osobitná pozornosť sa sústreďuje na kvantifikáciu parametrov udržateľných sústav hospodárenia v rozdielnych pôdno-ekologických podmienkach. Východiskovým podkladom riešenia nie je len databáza o vlastnostiach pôdných a pôdno-ekologických jednotiek, ale aj údajov o úrodách na početných súborech homogénnych honov. Hodnotenie produkčného potenciálu pôd a územia vychádza z faktorovej analýzy vzťahov medzi abiotickými, biotickými a ekonomickými podmienkami v rôznych pôdných a pôdno-ekologických (územných) jednotkách. Výsledky faktorovej analýzy vplyvu pôdno-ekologických zložiek na úrody plodín potvrdzujú, že vplyv určitého faktora v inej kombinácii faktorov nie je rovnaký. V tom je aj príčina nie malých rozdielov produkčného potenciálu územných (pôdno-ekologických) jednotiek aj v rámci podobných pôdných jednotiek.

Kľúčové slová: hodnotenie pôd/územia, hodnotenie produkčného potenciálu pôd/územia, pôdno-ekologická jednotka, modelovanie udržateľných sústav využívania pôd/územia

Abstract

Present level of the agricultural soils/land productivity potential evaluation in Slovakia results from the gradual knowledge evolution from soil survey and land evaluation to the sustainable land use planning. The particular attention is concentrated to the quantification of sustainable farming system parameters in different land/pedo-ecological conditions. The fundamental basis of the solution is detailed database not only of soils and land (pedo-ecological) components properties, but about both, real and potential crop yields on representative set of fields. Soil/land productivity potential assessment is based upon the factor analysis relations between abiotic, biotic and economic conditions in different land/pedo-ecological units. Presented factor analyses results of the pedo-ecological components influence on the crop yields confirmed that influence of the some factor in different factors combination is not the same. It gives reason not small differences of the land (pedo-ecological) units productivity potential in the scope of the similar soil units.

Keywords: land evaluation, soil/land productivity potential evaluation; pedo-ecological units, sustainable land use modeling.

Úvod

Hodnotenie pôd a územia je postupný proces účelovej analýzy a syntézy údajov o vzájomných vzťahoch medzi vlastnosťami pôd, prostredia a vplyvu človeka, ktoré priamo podmieňujú produkčný potenciál ekosystémov a tým aj špecifiká udržateľných sústav využívania zdrojov pôdy a územia. Ciele hodnotenia pôd boli a sú zdôvodňované predovšetkým účelovými požiadavkami zabezpečiť výživu, riešiť daňovú a dotačnú politiku a pod. Pod pojmom bonitácia pôd sa všeobecne chápala „špecializovaná (účelová) geneticko-výrobná klasifikácia pôd, ktorých úrodnosť je vyjadrená v bodoch“ (Gavriljuk, 1974).

Výrazný rozvoj pôdozvedectva a ekológie krajiny po roku 1960 podmienil aj vznik samostatného interdisciplinárneho smeru „hodnotenie pôd/územia“ („land evaluation“ Stewart, 1968; Zonneveld, 1969, 1979; FAO, 1975 a iní), ktorý sa chápe a definuje ako „proces získavania a interpretácie

základných údajov o vlastnostiach pôd, vegetácie, klímy a iných zložiek krajiny za účelom identifikácie a vypracovania výhľadových alternatív využitia zeme v daných socio-ekonomických súvislostiach“ (Brinkman, Smyth, 1973). 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).

Najnovšie 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 územia ako celku boli a sú podriadené aj naše postupy hodnotenia a regionalizácie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd Slovenska (Džatko a kol., 1981, 1995, 1999, 2002; Džatko, Vilček, 1999; Vilček, Džatko, 1995).

Objekty hodnotenia pôd

Jednostranná interpretácia základného princípu genetického pôdoznalectva, 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 prezentované a presadzované aj v nie dávnych diskusiách o zámeroch a metodických zásadách bonitácie poľnohospodárskych pôd a sú nepriamo vyjadrované aj v súčasných prácach, v ktorých sa produkčný potenciál územia hodnotí a vyjadruje na úrovni genetických pôdných jednotiek.

V záujme upresnenia týchto poznatkov sme najprv analyzovali vzťahy medzi hlavnými (najrozšírejšími) genetickými pôdnymi jednotkami a úrodami plodín na súbore 360 relatívne homogénnych poľnohospodárskych podnikov v rokoch 1960 – 1964 (Džatko, Peterková, 1973). Takto získané údaje plne potvrdili predpokladané závislosti medzi indexmi úrod plodín, HPP a vlastnosťami genetických pôdných typov, čo je veľmi stručne vyjadrené v tabuľke 1.

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

Tab. 2 Indexy úrod a HPP na černozeiach (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

Tieto a podobné údaje potvrdzujú, že výpovedná hodnota výsledkov hodnotenia pôd je priamoúmerná počtu analyzovaných pôdných a prírodných zložiek a ich vzťahov, ktoré podmieňujú stupeň produkčného potenciálu konkrétnej pôdnej, resp. územnej jednotky. Môžeme povedať, že aj tieto údaje o rozdielnych produkčných predpokladoch pôdných jednotiek v rozdielnych územných jednotkách a regiónoch 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 individuum klasifikácie pôd na úrovni pedonu a polypedonu, ktorá má svojrázne klasifikovateľné znaky a vlastnosti pôd. Výpovedná hodnota pojmu pôdno-ekologická jednotka je väčšia. Je to „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, 1971, 1974, 1976). Z uvedenej definície vyplýva, že pôdno-ekologické jednotky (PEJ) vyjadrujú integrovaný (holistický) charakter územných jednotiek a že ich výpovedná hodnota je podstatne vyššia. Konkrétne vlastnosti takto hodnotených územných celkov sú vyjadrené v hierarchii sústav topických a regionálnych pôdno-ekologických jednotiek.

Pretože pri preklade termínu „land“ (nielen) do nášho jazyka je možné použiť viac, nie vždy synonymných slov ako sú *zem, pôda, pozemok, územie, krajina a pod.*, je dôležité zdôrazniť, že tento termín sa v danom kontexte riešenia vzťahuje na len konkrétnu integrovanú časť (výsek) krajinného celku, ktorá má svojrázne špecifické atribúty zložiek prostredia (podrobnejšie in Zonneveld, 1979; Brinkman, Smyth, 1973 a iní). Pre pomenovanie ohraničených jednotiek zemského povrchu (land units) máme vhodný termín „územná jednotka“, ktorým môžeme vyjadriť aj ich integrovanú (holistickú) entitu.

V záujme rešpektovania kontinuity vývoja termínov pôdna, pôdno-ekologická a územná jednotka uprednostňujeme nasledujúcu dvojslovnú kombináciu výrazov, ktorou môžeme vyjadriť nielen pôdoznalecký, ale aj komplexnejší (holistický) obsah informácií a údajov: hodnotenie produkčného potenciálu pôd/územných jednotiek, udržateľné sústavy využitia zdrojov pôdy/územia a pod. Prezentované snahy o používanie správnej terminológie neznižujú význam veľkého komplexu údajov o vlastnostiach pôd. Naším zámerom je a má byť aj snaha o správne pomenovanie objektov hodnotenia a tým aj o upresnenie výpovednej hodnoty výsledkov hodnotenia.

Metodika

Metodika hodnotenia produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd/pôdno-ekologických jednotiek vychádza z početných analýz vzťahov medzi vlastnosťami PEJ a dlhodobými údajmi o úrodách plodín a vstupov do pôdy na relevantných súboroch relatívne homogénnych poľnohospodárskych honov a podnikov (podrobnejšie in Džatko a kol., 1981, 1995, 2002). Pre analýzu vzťahov sme použili dostupné programy faktorovej analýzy BMDP4M a mnohonásobnej nelineárnej regresie BMDP3R podľa Dixona 1975 (podrobnejšie in Džatko, Marko, 1985). Štruktúra sústavy PEJ umožňuje aj partiálne analýzy vplyvu klímy, reliéfu a ostatných zložiek prostredia na produkciu plodín.

Pretože možnosti získať relevantné štatistické údaje o výstupoch hospodárenia na reprezentatívnom počte BPEJ sú obmedzené, používame kombináciu syntetickej a parametrickej metódy hodnotenia (Džatko, 1981). Prvky syntetickej metódy hodnotenia sú v tom, že vlastnosti vyšších taxonomických jednotiek (spravidla HPEJ) sú kvantifikované na základe analýz vzťahov medzi úrodami plodín a vlastnosťami pôd na presne definovanom území (HPEJ) a v danom čase.

Bodové hodnoty základných jednotiek (BH BPEJ) sme vypočítali na základe separátneho hodnotenia pôdno-ekologických zložiek a následného výpočtu podľa vzorca, ktorý sme pre aplikáciu nových 7-miestnych kódov BPEJ upravili takto:

$$BH = (HPJ + SE + KH + Z) \cdot T$$

kde HPJ = bodové hodnoty HPJ, SE + KH + Z = bodové hodnoty kategórií svahovitosti + expozície, kamenitosti + hĺbky pôdy a zrnitosti pôd, T = koeficient za klimatický región (podrobnejšie in Džatko, 2002).

Výsledky hodnotenia produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd/územia

Výsledky hodnotenia produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd/územia uvádzame v nasledujúcich tematických častiach, ktoré vyjadrujú nadväzné aspekty a ciele hodnotenia pôd/územia ako celku.

1. Faktorová analýza vplyvu pôdno-ekologických zložiek na produkčný potenciál pôd

Z celého množstva výsledkov faktorových analýz vplyvu pôdno-ekologických zložiek (klimatický región Kl, pôdny subtyp Ps, substrát Gs, zrnitosť Zr, svahovitosť Sv, obsah skeletu Sk a hĺbky pôdy Hp) na produkčný potenciál pôd udávame v tabuľke 3. len príklad výpočtu podielov vplyvu pôdno-ekologických zložiek na úrody plodín.

Podľa takto získaných údajov boli pre ozimnú pšenicu a jarný jačmeň extrahované 2 faktory (súfaktory F1, F2), ktoré objasňujú 75,5 %, resp. 75,0 % rozptylu. Pre zrnovú kukuricu a cukrovú repu boli extrahované 3 faktory (súfaktory F1, F2, F3), ktoré objasňujú 78,8 %, resp. 72,9 % rozptylu. Prvý faktor (súfaktor F1) ozimnej pšenice objasňuje až 59,6 % rozptylu, čo svedčí o jeho rozhodujúcom

vplyve na úrody ozimnej pšenice. V rámci F1 má pomerne vysoký podiel saturácií väčšina pôdno-ekologických zložiek v poradí: skeletovitosť (Sk), svahovitosť (Sv), klíma (Kl,) pôdny subtyp (Ps), pôdovtvorný substrát (Gs) a hĺbka pôdy (Hp). Zrinitosť (Zr) je dominujúcou zložkou F2.

Tab. 3 Podiely pôdno-ekologických zložiek podľa faktorovej analýzy

	Ozimná pšenica		Zrnová kukurica		
	F 1	F 2	F 1	F 2	F 3
Kl	15,05	1,11	0,44	35,39	1,87
Ps	14,59	0,90	9,98	18,72	0,02
Gs	11,58	14,36	3,84	1,42	44,43
Zr	0,18	68,09	1,78	0,34	44,54
Sv	15,23	2,35	14,22	9,62	4,28
Sk	17,22	1,09	35,80	0,77	0,03
Hp	7,63	10,39	31,68	0,04	0,13
Y	18,53	1,72	2,26	33,70	4,69
Podiel	59,59	15,95	30,07	29,44	19,29

Faktorové saturácie pôdno-ekologických zložiek pre zrnovú kukuricu a cukrovú repu sú značne rozdielne už aj tým že sú extrahované v 3 súfaktoroch F1, F2, F3. Vo vzťahu k saturáciám úrody (y) je pre zrnovú kukuricu najdôležitejší súfaktor F2 a v rámci neho klíma (Kl), pôdny subtyp (Ps), a čiastočne aj svahovitosť (Sv). Na druhom mieste je súfaktor F1 a v rámci neho obsah skeletu (Sk), hĺbka pôdy (Hp) a čiastočne aj svahovitosť (Sv) a pôdny subtyp (Ps). Tretí, menej významný súfaktor 3 (zrinitosti a pôdneho subtypu) objasňuje už len 19,29 % rozptylu.

Na základe uvedených výsledkov môžeme v sumárnom vyjadrení usudzovať o nasledujúcom poradí a významnosti vplyvu pôdno-ekologických faktorov na úrody:

ozimnej pšenice: Sk, Sv, Kl, Ps, Gs, Hp, Zr

jarného jačmeňa: Sk, Kl, Sv, Ps, Gs, Hp, Zr

zrnovej kukurice: Kl, Ps, Sk, Hp, Sv, Zr, Gs

cukrovej repy: Ps, Kl, Sv, Zr, Gs, Hp, Sk

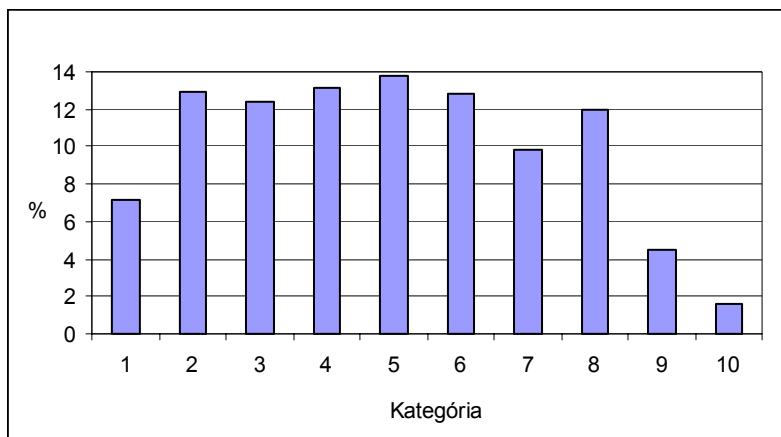
Prezentované príklady výsledkov faktorovej analýzy vplyvu pôdno-ekologických zložiek na úrody plodín potvrdzujú výraznú rozdielnosť vplyvu určitého faktora v inej kombinácii faktorov. Aj keď sa na základe týchto údajov hodnotí predovšetkým vhodnosť PEJ pre pestovanie plodín, poskytujú veľmi vhodné podklady aj pre kvantifikáciu vplyvu pôdno-ekologických zložiek na produkčný potenciál pôd/PEJ podľa vzorca v predchádzajúcej kapitole. Takto získané výsledky objasňujú aj príčiny nie malých rozdielov produkčného potenciálu územných/pôdno-ekologických jednotiek v rámci podobných pôdných skupín.

2. Bodové hodnotenie a kategorizácia produkčného potenciálu pôd/PEJ

Podrobné údaje o bodových hodnotách produkčného potenciálu všetkých BPEJ vrátane prehľadnej mapy sú v novej publikácii (Džatko, 2002). Pre účely tohoto príspevku uvádzame na grafe 1.

len sumárny prehľad kategórií produkčného potenciálu pôd (PEJ), ktorý dokumentuje značnú podobnosť výmer (10 – 14%) väčšiny kategórii (2 až 8).

Graf 1 Kategórie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd



3. Typologicko-produkčná kategorizácia poľnohospodárskych pôd

V súlade s finálnym cieľom hodnotenia pôd, ktorým je vypracovanie udržateľných sústav využívania a ochrany produkčného potenciálu územia, vyúsťujú výsledky hodnotenia produkčného potenciálu pôd aj do konkrétnej podoby typologicko-produkčnej kategorizácie poľnohospodárskych pôd/územia. V tomto príspevku sa obmedzíme len na zverejnenie nových údajov o štruktúre typologicko-produkčných kategórií poľnohospodárskych pôd SR (tabuľka 4).

Tabuľka 4 Štruktúra typologicko-produkčných kategórií poľnohospodárskeho pôdneho fondu SR

Označenie	Charakteristika subtypu	Výmera v %
<i>Potenciálne orné pôdy</i>		
O 1	najproduktnejšie orné pôdy	5,78
O 2	vysoko produktčné orné pôdy	9,85
O 3	veľmi produktčné orné pôdy	9,01
O 4	produktčné orné pôdy	11,83
O 5	stredne produktčné orné pôdy	8,66
O 6	menej produktčné orné pôdy	8,95
O 7	málo produktčné orné pôdy	3,49
Spolu		57,57
<i>Striedavé polia</i>		
OT 1	stredne produktčné polia a produktčné trávne porasty	1,87
OT 2	menej produktčné polia a produktčné trávne porasty	4,42
OT 3	málo produktčné polia a produktčné trávne porasty	5,10
Spolu		11,39
<i>Trvalé trávne porasty</i>		
T 1	produktčné trvalé trávne porasty	9,43
T 2	menej produktčné trvalé trávne porasty	12,85
T 3	málo produktčné trvalé trávne porasty	7,30
Spolu		29,57
<i>Nevhodné</i>		
N	pre agroekosystémy nevhodné územia	1,47

4. Hodnotenie potenciálu poľnohospodárskeho využitia pôdno-ekologických regiónov

Pretože poľnohospodárska pôda nie je na celej výmere hodnoteného územia (regiónu), vyjadrujeme jeho potenciál pre poľnohospodárske využívanie (PPV) súčinom priemernej bodovej hodnoty produkčného potenciálu regiónu a podielom príslušnej výmery poľnohospodárskej pôdy podľa vzorca:

$$PPV = \frac{BH\ PEJ \cdot \% \text{ výmery poľnohospodárskej pôdy}}{100}$$

kde BH PEJ = priemerná bodová hodnota produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd (PEJ) príslušného regiónu.

Hodnoty potenciálu poľnohospodárskeho využitia konkrétnych regiónov sú vyjadrené v indexoch (IPPV). Najvyššia hodnota – index 100 je v regióne 213 – Dolnovážska niva. Na prevážnej časti Podunajskej nížiny (okrem Ipeľskej pahorkatiny) sú IPPV od 100 do 88. Na Záhorskej nížine (okrem prevážne zalesneného regiónu Bor) sú IPPV od 91 – 65, na VSN (okrem Zemplínskych vrchov) od 83 do 61. IPPV v regiónoch kotlín sú podľa ich výškového stupňa od 72 (Lučenecká kotlina) do 30 (Oravská kotlina). Najnižšie indexy potenciálu poľnohospodárskeho využívania územia (IPPV) sú v pôdno-ekologických regiónoch pohorí od 37 (Cerová vrchovina) do 1 (Západné a Východné Tatry). Hodnoty IPPV konkretizujú a kvantifikujú všeobecné poznatky o rozdielnych možnostiach využívania regionálnych jednotiek pre poľnohospodárske účely.

Závery

Súčasná úroveň hodnotenia poľnohospodárskych pôd Slovenska je výsledkom kontinuálneho vývoja poznatkov od mapovania pôd a pôdno-ekologických jednotiek až po najnovšie snahy o modelovanie udržateľných sústav ochrany a využívania zdrojov pôdy a územia. Výsledky riešenia sú vyjadrené v tabuľkách a mapách produkčného potenciálu pôdno-ekologických jednotiek, v typologicko-produkčnej kategorizácii poľnohospodárskeho pôdneho fondu a v hodnotení potenciálu poľnohospodárskeho využitia regionálnych pôdno-ekologických jednotiek. Výsledky hodnotenia konkretizujú a kvantifikujú priestorovú mozaiku rozdielnych predpokladov a potenciálov využívania produkčného potenciálu pôdných a územných jednotiek aj pre iné účely.

Nové požiadavky a definície cieľov hodnotenia pôd a územia vychádzajú z poznatkov o holistickej jednote vzťahov medzi všetkými zložkami prostredia vrátane vplyvu človeka. Preto finálnym cieľom riešenia nie je len hodnotenie potenciálu produkcie, ale aj širších súvislostí ktoré podmieňujú ekologickú a energetickú stabilitu sústav využívania zdrojov pôdy a krajiny.

Dôsledná interpretácia poznatkov o vzájomných vzťahoch medzi pôdou, prostredím a vplyvom človeka vyžaduje akceptovať aj adekvátnu terminológiu, ktorá by presnejšie špecifikovala a definovala objekty hodnotenia pôdných a územných jednotiek. S odstupom času môžeme konštatovať, že vznikom a prijatím sústavy pôdno-ekologických jednotiek sme vytvorili veľmi dobrý základ aj pre holistické

chápanie a vyjadrenie vzťahov medzi pôdnymi a územnými jednotkami. Pretože objektom nášho hodnotenia nie sú len vlastnosti pôd, ale aj iných zložiek prostredia najmä klímy a reliéfu, uprednostňujeme dvojslovné výrazy pôdna/územná jednotka. Tým chceme vyjadriť nielen kontinuitu vývoja poznatkov a terminológie, ale aj správnejší preklad veľmi používaného odborného termínu „land“.

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., 1981: Princípy synteticko-parametrickej metódy hodnotenia pôd SSR. *Rostlinná výroba*, 27, č. 5, 451–459.
- 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., 1999: Ekologické a ekonomické aspekty hodnotenia pôd na regionálnej úrovni. *Zemědělská ekonomika*, 45, 1999 (6): 259 – 262.
- DŽATKO M., 2002: Hodnotenie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a pôdno-ekologických regiónov Slovenska. *Výsk. Ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy Bratislava*, 87 s.
- DŽATKO M., MARKO L., 1985: Model of ecological soil productivity evaluation in Slovakia. In: *Ved. Práce Výsk. Ústavu Pôdozved. a Výž. Rastlín v Bratislave 13*. Bratislava: 37 – 48.
- 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.
- 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.

Priestorová variabilita prejavov oxido-redukčných procesov vo fluvizemiach v oblasti hornej časti Žitného ostrova

Vladimír HUTÁR, Rastislav SKALSKÝ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

E-mail: hutar@vupu.sk, skalsky@vupu.sk

Abstrakt

Vo vybranom území, ktoré sa nachádza v severozápadnej časti Žitného ostrova sme sa pokúsili o modelovanie priestorovej variability výskytu oxido-redukčných procesov v pôdach. Súbor údajov obsahoval celkom 221 bodových údajov zobrazených súradnicovom systéme S-JTSK, ktoré rovnomerne pokrývajú územie o rozlohe 88,7 ha. Ako interpolačná metóda bol použitý kríging. Výsledky štatistického spracovania preukázali normálne rozdelenie distribúcie náhodnej premennej. Z distribúcie početností tried výskytu redox procesov v jednotlivých hĺbkach môžeme vidieť dva lokálne extrémny môžeme pozorovať v prípade výskytu redox znakov vo vrchnej časti horizontu a vysokej početnosti výskytu redox znakov nad 150 cm. Experimentálny variogram bol vypočítaný pre hodnotenie priestorovej závislosti náhodnej premennej. Základné charakteristiky variogramu (nugget, sill, range) boli popísané na aproximáciu experimentálneho variogramu autorizovaným modelom. Na popis lineárnej závislosti náhodnej premennej bol vybraný sférický model autorizovaného variogramu. Na vytvorenie výslednej rastrovej mapy distribúcie náhodnej premennej v priestore bola použitá metóda bežného krígingu (ordinary kriging). Tmavé areály vo výslednej mape indikujú výskyt oxido-redukčných znakov v hlbších častiach pôdneho profilu, zvyšovanie svetlosti indikuje prejavy oxido-redukčných procesov v menšej hĺbke.

Kľúčové slová: priestorová variabilita, štatistické metódy, kríging, interpolačné metódy, oxido-redukčné procesy

Abstract

Area in north-western part of Žitný Ostrov area was used to model spatial variation of redox properties occurrence in soils. Analyzed data set embodies 221 sampling point, covering regular 88.7 ha area. Observed property – occurrence of redox features in soil profile was recorded with spatial coordinates S-JTSK. Interpolation method – kriging was used for analyzing spatial variation. Statistical result of our data set describe investigated random variable (redox features) as normal distributed, some extremes can occur to excentric normal curve in negative skewness. Experimental variogram was calculated for interpretation of spatial dependence random variable. Principal characteristics (nugget, sill and range) of variogram were described to approximate experimental variogram with authorized one. Spherical model was selected to describe continuous behaviour of linear dependency of random variable. Local weighted averaging of the observed values (ordinary kriging) was applied to access final spatial distribution in raster format (bitmap). Dark areas in bitmap indicates location of redox property in deep positions, brightness indicates ascendance of redox properties to the top of soil profile.

Key words: spatial variability, statistic methods, kriging, interpolation methods, redox processes

Úvod

Priestorová variabilita pôdných vlastností je odrazom vzniku a vývoja pôd. Úroveň rozlíšenia tejto variability na pôdných mapách je závislá predovšetkým od mierky spracovania. Väčšina pôdných máp, vyjadrujúcich štruktúru pôdneho krytu je spracovávaná v semidetailnej až strednej mierke, čo výrazne obmedzuje použiteľnosť týchto údajov pri spracovávaní detailných štúdií zameraných na výskum zákonitostí vývoja a charakteru pôd v oblasti pôdoznanectva, ako aj v širšej interpretácii (syntézy pre komplexný výskum krajiny, hodnotenie environmentálnych kritérií kvality pôd).

Na zistenie charakteru správania sa pôdneho sóla (pedon, polypedon) v kontexte priestorového vnímania sú v oblasti pôdoznalectva vyvinuté rôzne prístupy snímkovania, pričom ako základ slúžia podklady topografického mapovania Slovenskej republiky:

Štatistické metódy predstavujú v súčasnosti silný nástroj pri vypracovávaní priestorových analýz, pričom poskytujú možnosti využitia kvantifikovaných postupov. Tieto je potom možné spätne kontrolovať (pričom je vylúčená subjektívna interpretácia) a následne rozširovať. V danej problematike predpokladáme, že nami vybraná náhodná premenná (popísaná dátami matematickej štatistiky, ako sú základný štatistický súbor, priemer, rozptyl, smerodajná odchýlka, koeficient variácie, asymetrie a strmosti) pochádza z normálneho alebo lognormálneho rozdelenia. Teória priestorovej závislosti NP (Matheron, 1960 in Webster, Oliver, 1990) predpokladá, že variabilita všetkých priestorovo závislých premenných má svoju vnútornú zákonitosť. Veľmi zjednodušene povedané, údaje zisťované zo vzoriek nachádzajúcich sa v blízkosti sú si podobnejšie, ako údaje zo vzoriek vzdialenejších, dá sa teda nájsť závislosť medzi sledovanou veličinou a jej umiestnením v priestore. V takomto prípade hovoríme o priestorovo závislej veličine a jednou z použitých interpolačných metód je kriging. Uvedená metóda umožňuje odhad hodnôt uvažovanej veličiny v nameraných bodoch, pričom samotná metóda je hlavne závislá na tvare variogramu, ktorý vystihuje charakter variability, jej veľkosť a priestorovú mierku.

Kriging predstavuje všeobecný termín, ktorý pokrýva širokú škálu metód odhadu (obyčajný, jednoduchý kriging; kokriging; univerzálny, pravdepodobnostný kriging atď.). V prípade hodnotenia priestorovej distribúcie prejavov oxido-redukčných znakov v pôdnej matici sme použili metódy obyčajného krigingu, ktorý predstavuje najjednoduchšiu a zároveň najrobustnejšiu metódu.

Samotná metóda spočíva v priemerovaní pozorovaných hodnôt v rámci susedstva odhadovaného bodu (bloku), pričom jednotlivým hodnotám sa pridáva určitý váhový koeficient. Váhové koeficienty závisia od štruktúry variability odhadovanej hodnoty a konfigurácie vzorkovaných miest. Jednotlivé váhové koeficienty sú vymedzené takým spôsobom, aby sa minimalizovala odhadovacia (krigovacia) variabilita, čím je odhad nevychýlený. V takomto prípade krigovaná hodnota na vzorkovanom mieste je pozorovaná hodnota a odhadovaná variabilita je nulová.

Materiál a metódy

Záujmové územie lokality hornej časti Žitného ostrova, ktorý je časťou dolného morfologického stupňa Podunajskej nížiny (Mazúr, Lukniš, 1959), je hydrogeograficky vyčlenené hlavným korytom Dunaja a Malým Dunajom (obr. 1). Celé územie má charakter vnútrozemskej delty, kde vplyvom poklesávania neogénneho podložia v období kvartéru došlo k mohutnej sedimentácii aluviálnych štrkov a štrkopieskov. Štruktúra pôdneho krytu v hornej časti Žitného ostrova je podmienená najmä charakterom aluviálnej sedimentácie, čo sa prejavuje v textúrnej pestrosti pôd a ich hĺbke. Prevládajúcim pôdnym typom je fluvizem v rôznej miere ovplyvnená podzemnou vodou (fluvizem typická (kultizemná) – fluvizem glejová). V lokálnych depresiách (bývalých ramenách) sa vyvinuli pôdy

charakteru glejov. Z klimazonálnych pôd sú v oblasti horného Žitného ostrova rozšírené černozeme, geneticky viazané na pleistocénne štrkopieskové jadro, ktoré však do záujmového územia nezasahujú.

Obr. 1 Lokalizácia záujmového územia



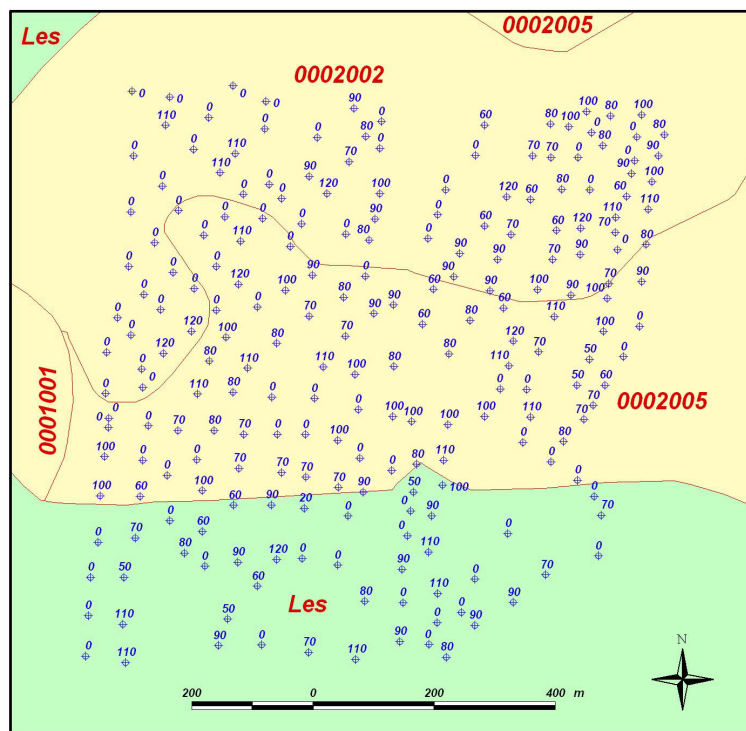
Pri tvorbe mapy priestorovej variability prejavov oxido-redukčných procesov vo fluvizemiach v oblasti hornej časti Žitného ostrova sme vychádzali z bodových (profilových údajov), ktoré boli získané pri tvorbe detailnej pôdnej mapy v záujmovom území (Krcho et al., 1999). Tieto údaje tvoria súbor 1 242 vzorkovacích bodov. Z tohto súboru bolo pre potreby hodnotenia priestorovej variability vybraných 221 bodov pokrývajúcich približne rovnomerne areál s rozlohou 88,7 ha. V daných bodoch sme zaznamenávali hĺbku výskytu oxido-redukčných prejavov (obr. 2).

Pre zaznamenanie bodových informácií o pôdach záujmového územia bol pri mapovaní v teréne použitý topologický podklad vojenského mapovania, pričom výsledné priestorové koordináty sme pred štatistickým spracovaním transformovali do súradnicového systému S-JTSK (Vyhláška č. 178/1996 Z.z.).

Na výpočet a hodnotenie priestorovej variability vybraných morfológických znakov (v našom prípade hĺbky výskytu znakov oxido-redukčných procesov) sme použili vybrané softvéry Geo Eas 1.2.1 a Surfer 5.00. Program Geo Eas predstavuje vhodné prostredie (pracujúce pod operačným systémom MS DOS) na skúmanie priestorovej závislosti náhodných premenných (NP). V tomto prostredí bola tvorená počiatočná popisná databáza, boli vytvorené triedy početnosti s voleným rozdelením. Na základe distribúcie a charakteru hodnôt náhodnej premennej bola počítaná jej priestorová závislosť (variogram) na základe ktorého výsledných charakteristík (sill, nuget, range) bola záujmová oblasť

podrobená pravdepodobnostnému hodnoteniu – krigingu. Výsledný formát priestorovej variability bol vyjadrený formou rastrovej (bit) mapy s hodnotami výskytu nástupu oxido-redukčných prejavov v pôdnom profile.

Obr. 2 Hĺbky výskytu oxido-redukčných procesov a ich usporiadanie v 2D priestore

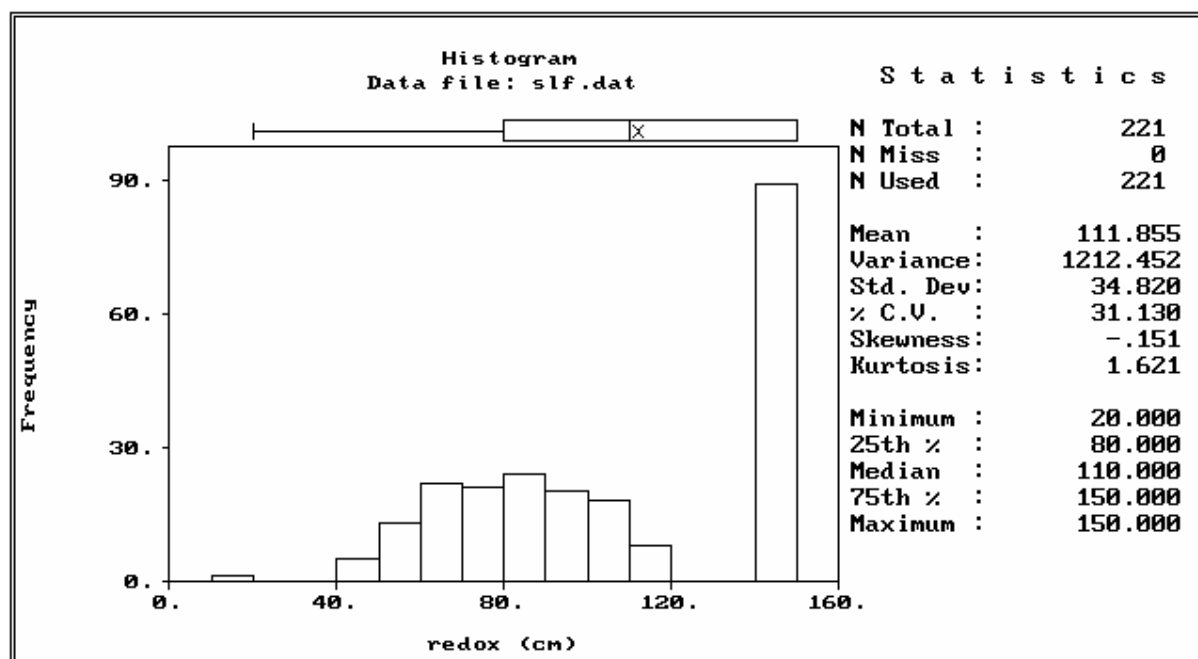


Výsledky a diskusia

Výsledky predbežného štatistického spracovania zaznamenaných hĺbok výskytu oxido-redukčných prejavov v pôdných profiloch ukazuje obr. 3.

Ako vyplýva z obr. 3 priemerná hodnota výskytu oxido-redukčných procesov vo fluvizemiach na sledovanej lokalite je 111,8 cm, so smerodajnou odchýlkou 34,8, čo znamená, že keď predpokladáme normálne rozdelenie u tejto náhodnej premennej, v 68 % prípadov je výskyt redox znakov v rozpätí od 77 cm do 146,6 cm. Vybraná charakteristika nevykazuje príliš veľkú variabilitu, koeficient variability je 31,1 %. Charakteristiky asymetrie a strmosti vypovedajú o miernej excentrite vpravo a o vyššej strmosti oproti normálnemu rozdeleniu. Aj keď v prípade pravostrannej excentrite uvažujú niektorí autori (Webster, 2001) o neprirodzenosti daného rozdelenia, vzhľadom na pomerne malú hodnotu koeficientu strmosti $|\lambda_1| \leq 0,5$ (symetrické rozdelenie má $\lambda_1 = 0$) predpokladáme rozdelenie blízke normálnemu a nemusíme dané rozdelenie transformovať na logaritmus hodnôt.

Obr. 3 Histogram početností tried výskytu oxido-redukčných prejavov v jednotlivých hĺbkach a ich základná štatistika



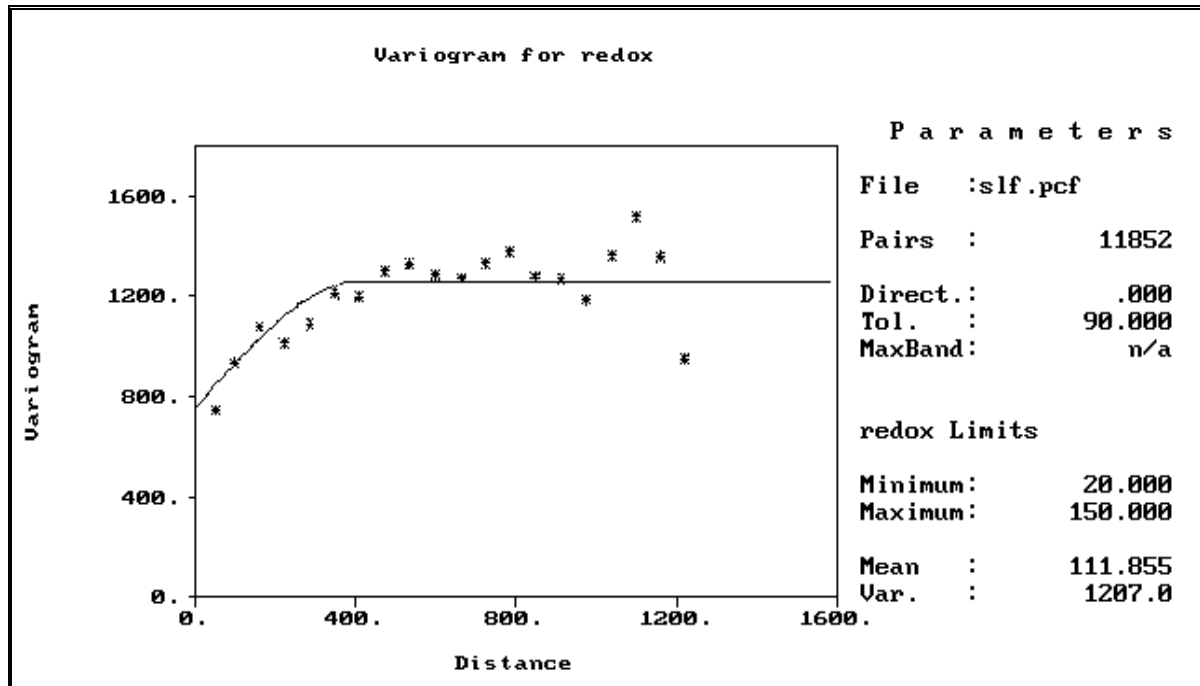
Z distribúcie početností tried výskytu redox procesov v jednotlivých hĺbkach môžeme vidieť že uvedená premenná má normálne rozdelenie, dva lokálne extrémny môžeme pozorovať v prípade výskytu redox znakov vo vrchnej časti horizontu (v prípade pôdnej klasifikácii smerujú dané pôdy do glejov a vysokej početnosti výskytu redox znakov v 150 cm (táto trieda je umelo vytvorená a obsahuje všetky hodnoty, u ktorých sa výskyt redox znakov do 120 cm nepotvrdil, v prípade pôdnej klasifikácie smerujú dané pôdy do fluvizemí modálnych).

Experimentálny variogram (závislosť skúmanej náhodnej premennej od priestorovej vzdialenosti) ako vidíme z obr. 5 predstavuje súbor bodov vzdialených (os X) o vektor **h** v závislosti od rozptylu (os Y) meranej náhodnej premennej (hĺbky výskytu oxido-redukčných procesov) v rámci uvažovaného priestoru vyčleneného vektorom **h**. Na základe tohoto experimentálneho variogramu odhadujeme potom regionálny variogram, čiže variogram čiastočnej realizácie sledovanej vlastnosti v záujmovom regióne. Regionálny variogram je spojitý (na rozdiel od experimentálneho) a matematicky aproximuje regionálny variogram definovanou krivkou cez jej experimentálne body. Výsledný variogram má tri základné charakteristiky, ktoré sú:

- monotónny vzostup: variabilita vzrastá spolu s narastaním vektorovej vzdialenosti z najnižšej hodnoty na najkratšej vzdialenosti (najmenšom vektore). Táto charakteristika sa nazýva priestorovo závislá premenná alebo autokorelovaná premenná.
- sill a range: variogram vzrastá na maximum, na ktorom ostáva nemenné. Toto maximum je známe ako sill variability a predstavuje limitu priestorovej závislosti. Vektorová vzdialenosť na ktorej je dosiahnutý sill sa nazýva range. Vzdialenosti nachádzajúce sa za touto hodnotou sa správajú ako priestorovo nezávislé veličiny.

- nugget variabilita: teoretická hodnota rozptylu v nulovej vzdialenosti je nula. V praxi je ale táto hodnota poznamenaná prítomnosťou priestorovej variability, ktorá sa prejavuje na kratších vzdialenostiach ako je najkratší vzorkovací interval, prípadne je poznačená chybami pri odberoch, spracovaní a analýzach vzoriek.

Obr. 5 Variogram priestorovej závislosti oxido-redukčných procesov záujmového územia



Pri charakterizovaní priestorovej závislosti výskytu oxido-redukčných znakov sme vychádzali z autorizovaného modelu (tab. 1).

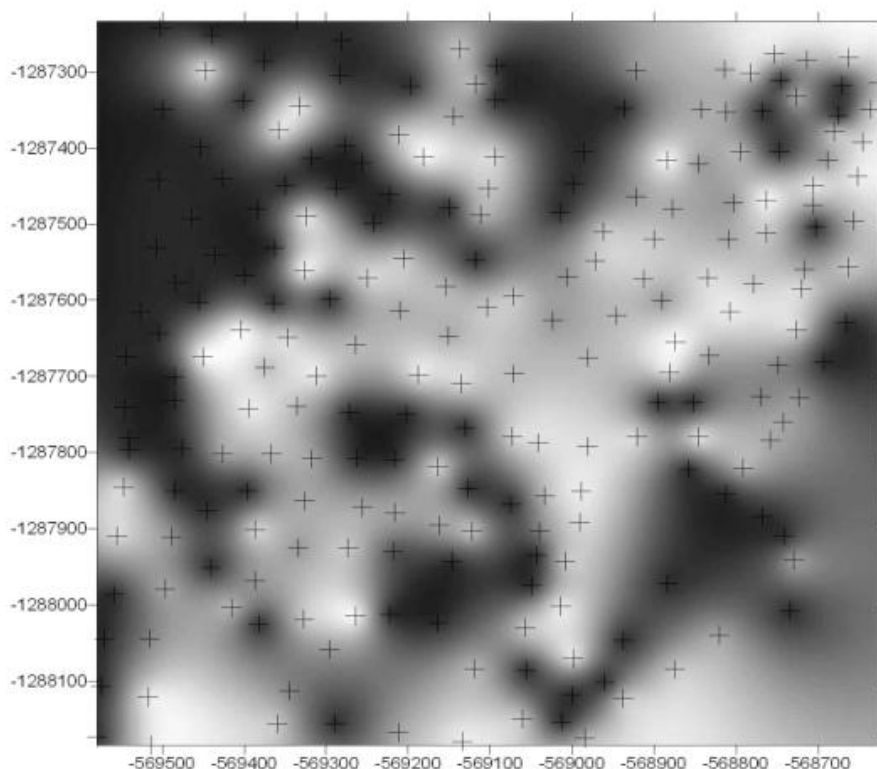
Tabuľka 1 Priemerované hodnoty experimentálneho variogramu

Model	nugett	sill	Range
Sférický	750	500	350
Sférický	800	450	450
Sférický	720	560	450
Priemer sf. modelu	757	503	417

Charakteristiky definovania priestorovej závislosti modelom variogramu predstavujú základy priestorového odhadu a popisu priestorovej variability. Geoštatistika (vyplývajúca z teórie priestorovo závislej náhodnej premennej) predstavuje technológiu na odhad hodnôt náhodnej premennej v bodoch areálov, kde neboli vykonávané žiadne merania. Odhad, alebo predpoveď je v geoštatistike pomenovaný ako kriging.

Výsledný priebeh priestorovej usporiadanosti výskytu oxido-redukčných prejavov v skúmanom území prináša nasledovná binárna mapa, kde tmavé miesta indikujú výskyt redox procesov v hĺbke pod 120 cm a svetlé miesta výskyt smerom k povrchu pôdy.

Obr. 6 Výsledný grid priestorovej usporiadanosti výskytu redox. procesov, kde spolu so svetelnosťou narastá prejav redox. procesov smerom k povrchu pôdy



Záver

Z výsledkov štatistického spracovania údajov o hĺbke prejavu oxido-redukčných procesov v pôdnych profiloch vyplýva, že sledovaná vlastnosť má v danej lokalite rozdelenie blízke normálnemu, priestorovo ohraničené do dvoch lokálnych extrémov, gleja typického (s prejavmi oxido-redukčných znakov v hornej časti pôdneho profilu) a fluvizeme typickej, bez prejavov oxido-redukčných znakov do hĺbky 120 cm od povrchu.

Zvolená vlastnosť – hĺbka prejavu oxido-redukčných procesov, je v prípade prevládajúcej pôdnej jednotky (fluvizem modálna (kultizemná)) interpretovateľná iba v obmedzenej miere. V pestrejšom (z pôdneho hľadiska kontrastnejšom) území by bolo možné na základe interpolácie vyčleniť v danej mierke jednotky na úrovni polypedónu (pôdny rad s narastajúcou hydromorfnosťou: fluvizem typická – fluvizem glejová – glej).

Pre správnu interpretáciu je pri zvolenej mierke však nutné brať do úvahy aj ostatné morfológické vlastnosti pôd (hĺbka, hrúbka a textúra horizontov, obsah skeletu) prípadne aj fyzikálne a chemické parametre komplexne odrážajúce vlastnosti pôd. Toto by predpokladalo spracovanie získaných profilových dát metódami numerickej taxonómie pred použitím interpolačných nástrojov.

Pod'akovanie

Bodové informácie o pôdach záujmového územia použité v tejto práci boli poskytnuté katedrou pedológie PriF UK, digitalizáciu bodov z analógových podkladov zabezpečila katedra kartografie, geoinformatiky a DPZ PriF UK.

Literatúra

- ENGLUND E., SPARKS A., 1991: Geostatistical environmental assessment software, GEO-EAS 1.2.1, User's guide, U.S. EPA, Nevada 89119.
- KRCHO J., SOJÁK L., HUTTA M., KANIANSKY D., MACÁŠEK F., KRIŠTÍN J., GÁPLOVSKÝ A. MIČIETA K., KOREC P., JURÁNI B., TRIZNA M., MINÁR J., MIČIETOVÁ E., 1999: Modelovanie ekotoxikologických faktorov v SR, ich minimalizácia a modelovanie v environmentálnom geoinformačnom systéme. Projekt SO 05/95, Záverečná správa, Katedra kartografie, geoinformatiky a diaľkového prieskumu zeme, PriF UK, Bratislava.
- LUKNIŠ M., MAZÚR E., 1959: Geomorfologické regióny Žitného ostrova. Geografický časopis 3: 161 – 194.
- Vyhláška č. 178/1996 Z.z.: Úradu geodézie, kartografie a katastra Slovenskej republiky, ktorou sa vykonáva zákon Národnej rady Slovenskej republiky o geodézii a kartografii. 64/1996 Z.z.
- WEBSTER R., OLIVER M.A., 1990: Statistical methods in Soil and Land Resource Survey. Oxford university press, Oxford.
- WEBSTER R., 2001: Statistics to support soil research and their presentation. European journal of Soil Science, 2, 331 – 340.

Využitie informačného systému o pôde VÚPOP v podpornej a dotačnej politike rezortu pôdohospodárstva SR

Blanka ILAVSKÁ, Richard LAZÚR

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

Abstrakt

Jedným zo základných segmentov v súčasnosti uplatňovanej dotačnej politiky v rezorte poľnohospodárstva sú tzv. systémové dotácie alebo dotácie na pôdu. Tieto dotácie sa poskytujú subjektom hospodáriacim na pôde na základe Výnosu č. 928/1999-100, ktorým sa vyhlasujú katastrálne územia patriace do jednotlivých poľnohospodársky znevýhodnených oblastí a ustanovuje sa výška podpory na ich obhospodarovanie.

V súvislosti s prípravou SR na vstup do EÚ sa aj v rezorte pôdohospodárstva prechádza na „európsky“ systém podpory poľnohospodárstva, v ktorom ekvivalentom našich dotácií „na pôdu“ sú platby na podporu hospodárenia v tzv. LFA – menej priaznivých oblastiach špecifikovaných v direktíve EÚ č. 1257/1996. Základným informačným zdrojom o pôdných a prírodných podmienkach, tvoriacich kritériá pre zaradenie do LFA je informačný systém o pôde. VÚPOP je jedným z riešiteľov návrhu LFA na Slovensku. Príprava návrhu na zaradenie území do systému LFA je jednou z najdôležitejších úloh súčasnosti v rezorte pôdohospodárstva a môže výrazne ovplyvniť budúcnosť rezortu.

Kľúčové slová: Informačný systém o pôde, dotačná politika, prieskum poľnohospodárskych pôd, priemerná cena pôdy, znevýhodnené oblasti, LFA

ÚVOD

Prvé centrálné organizované informačné systémy o pôde na našom území mali – ako všade vo svete – formu pozemkových katastrov. Pre túto formu bola charakteristická nízka úroveň dát o samotnej pôde. Dáta sa obmedzovali v podstate na bonitu pôdy (stupeň priemernej úrodnosti), kultúru využívania, užívateľa príp. vlastníka pôdy a na plochu.

Koncom 19. storočia sa začali už prvé pôdoznalecké prieskumy. Išlo o tzv. agroekologické prieskumy niektorých častí územia Podunajskej nížiny. V neskorších rokoch v období prvej ČSR sa pedologické prieskumy konali len na niekoľkých školských a iných majetkoch. Tieto prieskumy sa postupom rokov rozširovali na ďalšie územia. Napriek tomu sa informácie zo všetkých spomínaných prieskumov nemohli stať súčasťou celoštátneho informačného systému o pôde, pretože nezahŕňali celé územie republiky.

Medzníkom pre vznik komplexného informačného systému o pôde boli roky 1959 – 1960, kedy vzniklo Laboratórium pôdoznalectva, predchodca dnešného Výskumného ústavu pôdoznalectva a ochrany pôdy. V rokoch 1960 – 1970 sa začal vykonávať podrobný komplexný pôdoznalecký prieskum poľnohospodárskych pôd podľa jednotnej metodiky a pozostával z mapovania všetkých poľnohospodárskych pôd mimo intravilánov v mierke 1:10 000. V tejto mierke boli vyhotovené aj čistopisy máp.

Všetky údaje, ktoré boli v minulosti o pôdach získavané a prezentované predovšetkým v mapových podkladoch sa zakladali na parametroch, ktoré sa dali rozlíšiť veľmi ľahko počas terénneho prieskumu a potom preniesť do máp v podobe mapovacích jednotiek (zrornosť, hĺbka pôdy, obsah humusu, morfológia profilu atď.). Tieto mapy boli modernými prostriedkami prenášané – digitalizované do informačného systému, ako konvenčné mapy. Informačný systém o pôde obsahuje okrem mapových aj

databázové údaje o kvalitatívnych pôdnych parametroch, tieto údaje už poskytujú možnosť poznania vzájomných vzťahov medzi nimi v rámci automatizovaného informačného systému. Základom informačného systému o pôde a GIS-u na VÚPOP je programové prostredie ARC/INFO a ARC/VIEW. Táto softwarová báza podporuje široké spektrum GIS aplikácií potrebných na analýzy zemského povrchu, ekologické analýzy a modelovanie.

Materiál a metódy

Údajový fond získaný z komplexného prieskumu pôd, ktorý bol podkladom pre tzv. bonitačný prieskum v rokoch 1972 až 1978, predstavuje bázu dát o všetkých dôležitých vlastnostiach pôd získaných celkom zo 17 000 *pôdoznaleckých sond*. Informácie sa týkajú charakteristiky všetkých pôdnych typov a subtypov poľnohospodárskych pôd SR z hľadiska obsahu a kvality humusu, obsahu jednotlivých zrnitostných frakcií, pôdnej reakcie, obsahu uhličitanov, sorpčnej kapacity aj obsahu P, K v rôznych frakciách podľa stupňa ich prijateľnosti rastlinami. Všetky tieto údaje sú súčasťou digitálnej databázy komplexného prieskumu pôd Slovenska.

Jedným z najucelenejších systémov svojho druhu, ktorý obsahuje komplexné výsledky bonitácie poľnohospodárskych pôd Slovenska je bonitačný informačný systém, ktorý tvorí významnú časť informačného systému o pôde VÚPOP. Bonitačný informačný systém (BIS) obsahuje bonitačnú banku dát BBD a bázu dát digitalizovaných máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek – BPEJ.

Bázu dát digitalizovaných máp BPEJ SR tvorí súbor 10 000 mapových listov, ktorej autorom a správcom zodpovedným za jeho aktualizáciu je Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, s príslušnou databázou, ktorá obsahuje všetky parametre vyjadrené v 7-miestnom kóde BPEJ, ďalej obsahuje údaje o cene pôdy, a zaradenie do odvodových skupín pôd, podľa prílohy nariadenia Vlády SR č.152/1996 Z.z., a Zákona 307/1992 o Ochrane poľnohospodárskeho pôdneho fondu SR.

Bonitačná banka dát – ako údajová základňa je, okrem máp BPEJ, najdôležitejšou časťou bonitačného informačného systému. Báza dát obsahuje údaje o všetkých vlastnostiach pôd vyjadrených kódom BPEJ (- *klima, pôdny typ, obsah skeletu, hĺbky pôdy, sklon svahu a expozície svahu ku svetovým stranám a zrnitosti pôdy*), v členení podľa užívateľov i podľa katastrálnych území a obcí vyšších jednotiek administratívneho členenia SR.

Výsledky a diskusia

Informačný systém o pôde je využívaný v súčasnosti hlavne pre účely oceňovania poľnohospodárskeho pôdneho fondu, na základe Výnosu č. 928/1999-100, ktorým sa vyhlasujú katastrálne územia patriace do jednotlivých poľnohospodársky znevýhodnených oblastí a ustanovuje sa výška dotácií na ich obhospodarovanie.

Tieto dotácie sú poskytované na plochu obhospodarovanej pôdy – PPF (ornej pôdy, TTP, trvalých kultúr) diferencovane podľa zaradenia pôdy konkrétneho subjektu podľa jednotlivých katastrálnych území do tzv. skupín ceny pôdy (SCP). Je vymedzených 20 SCP, pričom SCP 20 má najpriazni-

vejšie prírodné podmienky pre hospodárenie, SCP 1 predstavuje najvyšší stupeň znevýhodnenia. Dotované sú pôdy patriace do SCP 1 až 15, pričom podpora na 1 ha je najvyššia v SCP 1 a najnižšia v SCP 15. So zhoršovaním prírodných podmienok sa zvyšuje sadzba na podporu TTP, čím je sledovaná racionalizácia využívania PPF. Kritériom pre zaradenie pôdy do SCP je priemerná cena pôdy v jednotlivých katastrálnych územiach, stanovená ako vážený priemer cien podľa cenníka 7-miestnych kódov BPEJ. V súčasnosti je každý subjekt hospodáriaci na pôde povinný mať stanovenú aktuálnu cenu pôdy a zatriedenie do SCP.

K aktualizácii zatriedenia subjektu do SCP dochádza pri zmene užívateľa pôdy, pri zmene právnej formy hospodárenia, pri zmene obhospodarovanej výmery pôdy podľa jednotlivých kultúr (t.j. nárast alebo pokles výmery, zatrávnenie a p.). Písomná žiadosť na aktualizáciu doplnená o grafickú identifikáciu obhospodarovanej pôdy (mapa) sa predkladá na územne príslušný RO MPSR, ktorý ju posúdi a prostredníctvom MPSR postúpi na spracovanie na VÚPOP Bratislava. VÚPOP s využitím grafickej časti BIS spracuje podklady pre aktualizáciu a odovzdá ich na VUEPP, kde sa vykoná nový nápočet ceny pôdy. Osobitným prípadom je revízia zatriedenia subjektu do SCP, ktorá sa vykoná na základe výsledkov doplnkového terénneho bonitačného prieskumu pôd na základe žiadosti subjektu predloženej uvedeným spôsobom. Výsledky aktualizácie prerokúva a schvaľuje medzirezortná komisia pre oceňovanie pôdy. Takto sa spracuje ročne viac ako 1 000 žiadostí.

Súčasnú dobu kedy sú zaraďované katastrálne územia do tzv. znevýhodnených území na základe priemernej ceny poľnohospodárskej pôdy je prechodným obdobím, pretože v súvislosti s prípravou SR na vstup do EÚ sa aj v rezorte pôdohospodárstva prechádza na „európsky“ systém podpory poľnohospodárstva, v ktorom ekvivalentom našich dotácií „na pôdu“ sú platby na podporu hospodárenia v tzv. LFA – menej priaznivých oblastiach špecifikovaných v direktíve EÚ č. 1257/1996. Ide tiež o platby na plochu špecifikované podľa nevýhodných prírodných podmienok, nízkej úrodnosti pôdy a spoločenského záujmu na zachovaní poľnohospodárskych aktivít v regióne.

Vo všetkých európskych krajinách EÚ s vyspelým poľnohospodárstvom existujú oblasti, v ktorých sú objektívne podmienky pre poľnohospodársku výrobu zvlášť nepriaznivé. Pôsobenie faktorov ako je extrémna nadmorská výška, nadmerná svahovitosť pozemkov, nepriaznivá klíma (krátke vegetačné obdobie, nedostatok a nepriaznivé rozloženie zrážok), nízky produkčný potenciál pôd má za následok neúmerné zvyšovanie výrobných nákladov, pokles reálnych príjmov na pracovníka, hektár poľnohospodárskej pôdy i jednotku výroby, než je priemer danej krajiny. Záujmom krajín EÚ je pritom prostredníctvom podpory poľnohospodárstva, ktoré je často jediným zdrojom príjmu v uvedených znevýhodnených oblastiach, uchovať štruktúru osídlenia a charakter krajiny, zabezpečiť zamestnanosť a v neposlednom rade podporiť zabezpečovanie mimoprodukčných – ekologických funkcií pôdy a krajiny.

Kritériá pre vymedzenie menej priaznivých oblastí sú obsahom Nariadenia Rady EK č. 1257/1999 zo dňa 17. mája 1999, v zmysle tohto nariadenia je možné tieto oblasti konkretizovať podľa podmienok príslušného štátu. Vzhľadom na to, že tieto kritériá zahrňujú aj ukazovatele sociál-

no-ekonomické a demografické nie je ich výmera konštantná a je potrebné ju aktualizovať v závislosti od zmien podmienok.

Poľnohospodárske oblasti sú vyčlenené do dvoch základných skupín:

1. poľnohospodárske oblasti s priaznivými podmienkami
2. poľnohospodárske oblasti s menej priaznivými podmienkami –LFA (less favoured areas)

Podporovanie LFA by malo prispieť k trvalému využitiu pôdy a k zachovaniu krajiny v týchto oblastiach.

Podľa čl. 17 do LFA sa začleňujú:

- horské oblasti,
- ostatné znevýhodnené oblasti,
- oblasti so špecifickými prekážkami.

Horské oblasti (čl.18)

Podľa čl. 18 sú horské oblasti charakterizované rozsiahlym obmedzením možností využitia pôdy a značným zvýšením nákladov na jej obrábanie, a to v dôsledku:

- skutočnosti, že vzhľadom na nadmorskú výšku a veľmi obtiažné klimatické podmienky je skrátené vegetačné obdobie,
- prítomnosti svahov v nižších výškach na väčšine plochy príslušnej oblasti, ktoré sú príliš strmé na to, aby umožnili používanie strojovej techniky alebo nútia používať mimoriadne nákladné špeciálne zariadenia alebo
- kombinácie týchto faktorov, pričom každý z nich osobitne je menej závažný, ale ich kombinácia vytvára závažnú nevýhodu.
- Oblasť severne od 62. rovnobežky a na určité príľahlé oblasti sa vzťahujú ustanovenia platné pre horské oblasti.

Vymedzenie kritérií pre horské oblasti je v kompetencii Výskumného ústavu ekonomiky poľnohospodárstva a potravinárstva. Podľa navrhovaných kritérií do horských oblastí sú zaradené tie poľnohospodárske pôdy, kde podiel takýchto navrhovaných pôd v katastrálnom území (KÚ) je nad 50 % z celkovej výmery poľnohospodárskej pôdy.

Horské oblasti sú podľa obtiažnosti prírodných podmienok rozdelené do 4 kategórií obtiažnosti (podskupín). Zatriedenie poľnohospodárskej pôdy je vykonané pomocou klimatického regiónu (KR) v bonitovanej pôdno-ekologickej jednotke (BPEJ). Agroklimatická regionalizácia bola vykonaná tak, že KR 08 kopíruje nadmorskú výšku 500 m, KR 09 nadmorskú výšku 600 m a KR 10 nadmorskú výšku 700 m a viac (Fitz, 2001).

Ostatné znevýhodnené oblasti LFA (iné znevýhodnené oblasti – čl. 19)

Oblasť, ktorým hrozí opustenie od využívania a v ktorých je potrebné uchovať krajinu sú definované ako poľnohospodárske oblasti, ktoré sú z hľadiska prirodzených podmienok výroby homogénne a majú všetky z nasledujúcich znakov:

- málo produktívna pôda, náročná kultivácia a obmedzený potenciál, ktorý sa dá zvýšiť len vynaložením mimoriadnych nákladov a ktorá sa väčšinou hodí len na extenzívny chov zvierat,

- výroba, ktorá je výsledkom nízkej produktivity prírodného prostredia výrazne pod úrovňou priemeru hlavných ukazovateľov ekonomickej výkonnosti poľnohospodárstva,
- nízka alebo ubúdajúca populácia, väčšinou závislá na poľnohospodárskej činnosti, ktorej rýchly pokles by ohrozil životaschopnosť a pokračujúce obývanie danej oblasti.

Oblasti so špecifickými nevýhodami resp. oblasti postihnuté špecifickými prekážkami (čl. 20)

Do tejto skupiny možno zaradiť oblasti so špecifickými nevýhodami, v ktorých by mala pokračovať poľnohospodárska činnosť, ak je potrebné v závislosti od určitých podmienok uchovať alebo zdokonaľiť životné a krajinné prostredie a udržiavať turistický potenciál oblasti alebo chrániť pobrežné pásma.

Návrh kritérií pre vymedzenie špecificky znevýhodnenej oblasti je zložitejší, pretože do týchto je možné zahrnúť oblasti so špecifickými nevýhodami, v ktorých by mala pokračovať poľnohospodárska činnosť v závislosti od určitých podmienok na uchovanie a zdokonalenie životného a krajinného prostredia.

Pôdy s nepriaznivým hydrofyzikálnym stavom

- Zamokrené pôdy

Ide o hydromorfne pôdy s výraznými glejovými znakmi, trvale ovplyvnené vysokou hladinou podzemnej vody, z čoho v súčinnosti s ich nepriaznivým zrnitostným zložením (vysoký obsah ílových častíc) vyplýva ich nepriaznivá štruktúra, náchylnosť na zhutnenie, nízka priepustnosť pre vodu. Sprievodným znakom glejových procesov je vznik redukčných a anaeróbnych podmienok nepriaznivých pre rozvoj pôdných mikroorganizmov, čo sa nepriaznivo odráža v rozklade organických látok a kolobehu živín. Tieto vlastnosti majú za následok zvýšené náklady na agrotechniku, časté zamokrovanie obmedzuje prístup techniky na pozemky, čo sťažuje dodržiavanie agrotechnických termínov (tzv. minúťové pôdy).

Zlé infiltračné vlastnosti týchto pôd a extrémne zhutnenie, zapríčinené ich nepriaznivou štruktúrou, vysokým obsahom ílu a nepriepustným podorníčím spôsobujú v depresných plochách v jarňách v extrémnych prípadoch až zaplavenie, ktoré znemožňuje prístup agrotechniky, skracuje sa efektívne vegetačné obdobie a vznikajú aj priame škody na porastoch ozimín.

Aj keď ide o pôdy s vysokým obsahom humusu a dobre zásobené živinami s priaznivým pH a dostatočne zásobené vodou (teda s teoreticky s vysokým produkčným potenciálom), na základe hore uvedených fyzikálnych vlastností boli tieto pôdy zaradené do skupiny špecificky znevýhodnených s nasledujúcimi kategóriami:

1. kategória: pôdy primárne zamokrené s vysokou hladinou podzemnej vody, vyskytujúce sa v nížinných polohách a alúviách. Do tejto kategórie sú zaradené gleje (glejové pôdy), pôdy trvale zamokrené s hladinou podzemnej vody blízko povrchu, fluvizeme glejové, čiernice glejové: HPJ 94, 98, 08, 09, 11, 12, 13, 26, 27, 28, 29, 41.

2. kategória: pôdy sekundárne zamokrené povrchovou vodou, často s nepriepustným podložím, ná-
chylné na zhutnenie – pseudogleje typické a luvizeme pseudoglejové výrazne sezónne
povrchovo prevlhčené; HPJ 56, 57, 58, 89.

3. kategória: pôdy sekundárne zamokrené povrchovou vodou – kambizeme pseudoglejové s výraz-
ným oglejením v podpovrchovom horizonte HPJ 70, 71, 72, 84, 85.

- pôdy extrémne ľahké

Ide o pôdy, ktoré na rozdiel od predchádzajúcej skupiny pôd sa prejavujú malou vododržnos-
ťou, nízkou filtračnou schopnosťou a väčšinou aj nízkym produkčným potenciálom. Sú to pôdy ex-
trémne ľahké, piesočnaté až hlinitopiesočnaté s obsahom zrnitostnej frakcie < 0,01 mm 0 – 20 %.
(podľa Nováka) extrémne výsušné, ktoré sú v podmienkach klimatických regiónov veľmi teplých až
teplých, veľmi suchých a nížinných (kód regiónov v BPEJ 00, 01) najviac ohrozované suchom.

1. kategória: regozeme arenické na viatych pieskoch a na neogénnych piesočnatých substrátoch. HPJ:
59, 99.

2. kategória: fluvizeme, čiernice a černozyeme ľahké v celom profile a extrémne vysychavé HPJ: 01,
05, 15, 21, 35, 40.

Málo produkčné, extrémne skeletovité pôdy

Do tejto skupiny boli zaradené pôdy silne skeletovité, s obsahom skeletu v povrchovom a pod-
povrchovom horizonte 50 % a viac.

Oblasti s ekologickými obmedzeniami

Ochranný pôdny fond plní produkčnú funkciu a súčasne ochraňuje iné prírodné zdroje alebo
zložky životného prostredia. Medzi oblasti s ekologickými obmedzeniami boli zaradené:

- chránené vodohospodárske oblasti prirodzenej akumulácie podzemných vôd (CHVO),
- pásma hygienickej ochrany vodných zdrojov (OPVZ),
- chránené krajinné oblasti (CHKO),
- národné parky a ich ochranné pásma (NP, OPNP).

Z celej výmery poľnohospodárskej pôdy SR je v oblastiach s ekologickými obmedzeniami
výmera poľnohospodárskej pôdy v chránených krajinných oblastiach 155 340 ha, v chránených vodo-
hospodárskych oblastiach 236 945 ha, v pásmach hygienickej ochrany vodných zdrojov 295 085 ha,
v národných parkoch 28 861 ha a v ochranných pásmach národných parkov 115 756 ha.

Celková výmera špecificky znevýhodnených oblastí, spolu s ekologicky chránenými oblast'a-
mi nesmie prekročiť 10 % plochy (pôd príslušného členského štátu). V nasledujúcej tabuľke sú vyhod-
notené špecificky znevýhodnené územia (bez CHKO, PHO) sumárne podľa krajov SR. Vyčlenené
oblasti musia tvoriť viac ako 50 % územia najmensej územnej jednotky tzn. katastrálneho územia.

Špecificky znevýhodnené oblasti

	Výmera PPF	Špecificky znevýhodnené oblasti
<i>Bratislavský kraj</i>	91 157	5 546
<i>Trnavský kraj</i>	284 912	13 687
<i>Trenčiansky kraj</i>	176 954	28 018
<i>Nitriansky kraj</i>	459 506	30 718
<i>Žilinský kraj</i>	243 824	0
<i>Banskobystrický kraj</i>	410 437	10 728
<i>Prešovský kraj</i>	378 223	41 036
<i>Košický kraj</i>	327 975	11 498
SLOVENSKO	2 372 989	141 232

SÚHRN

Vzhľadom k tomu, že územie celého európskeho kontinentu poľnohospodársky využívané sa vyznačuje značnou heterogenitou neboli špecifikované limity a preto závisí od každej krajiny ako si stanoví tieto limity a zdôvodní ich význam tak voči svojej krajine ako aj voči predstaviteľom Európskej únie, od ktorej by sa požadoval príspevok na poskytovanie podpôr v mene menej priaznivých oblastí LFA. Kategorizáciu a kvantifikáciu do jednotlivých oblastí LFA uskutočňujú členské krajiny EU podľa vlastných pomerov a z vlastných zdrojov.

V rámci EU je do oblastí LFA zaradených približne 51 % poľnohospodárskej pôdy.

Napríklad: Belgicko – 23 %, Francúzsko – 40 %, Taliansko – 50 %, Nemecko – 50 %, Španielsko – 63 %, Luxembursko – 100 %.

V súčasnom stave riešenia tejto problematiky sa hľadajú ešte ďalšie možnosti na zvýšenie celkovej výmery znevýhodnených oblastí s predpokladaným ukončením v roku 2003.

Literatúra

- FITZ M. a kol., 2000: Overovanie klasifikácie poľnohospodárskej pôdy pre účely uplatnenia nástrojov regionálnej poľnohospodárskej politiky. Výskumná správa, Bratislava: VÚEPP.
- ILAVSKÁ B., 1998: GIS of the agricultural soils of Slovakia, Bodenschutz, Bratislava.
- ILAVSKÁ B., GRANEC M., DOŠEKOVÁ A., 1998: Geografický informačný systém o pôde VÚPÚ a jeho využitie v procese hodnotenia a využívania poľnohospodárskeho pôdneho fondu, Tatranská Lomnica, Zborník.
- LINKEŠ V., 1993: Spresnenie a zdokonalenie pôdoznaleckej časti bonitácie poľnohospodárskych pôd, VÚPÚ Bratislava, Záverečná správa.
- LINKEŠ V. a kol., 1993: Informačný systém o pôde, VÚPÚ, Bratislava, Záverečná správa.
- LINKEŠ V., PESTÚN V., DŽATKO M. a kol., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek, Bratislava.
- LINKEŠ V. et al., 1990: Výpočet a zhodnotenie stavu poškodenia poľnohospodárskych pôd na Slovensku z údajov bonitačnej banky dát, České Budějovice.

Ekologická optimalizácia a funkčnosť poľnohospodárskej krajiny

Zdena KRNÁČOVÁ

*Institute of Landscape Ecology of the Slovak Academy of Sciences, Štefánikova 3
P.O. Box 254, 814 99 Bratislava, Slovak Republic
E-mail: Zdenka@uke.savba.sk*

Abstrakt

Agroekosystém je všestranný ako systém prírodných a antropogénnych prvkov a ich vzájomných vzťahov. Z hľadiska aplikovaných metodologických prostriedkov (metódy faktorovej analýzy), agroekosystém (tradične chápaný ako komplex geologických hydrologických vrstiev a vrstiev pôdotvorného substrátu v priestore s určitým spôsobom využívania) je všestranný ako systém diagnostických črt geokomponentov a ich vzťahov. Vzťahy v tomto systéme sa pokladajú za energeticko-materiálne toky v rámci oddelených elementov (systémový element je predstavený homogénnym abiotickým komplexom s určitým managementom, napr. stanovište), ktoré sa hodnotia nepriamo cez ich uvádzanie podľa zmeny stavu určitých črt.

Pri hodnotení týchto zložitých systémov sme použili matematické modelovanie viac a viac častejšie. Pri štúdiu štruktúr ľubovoľných ekosystémov sa používajú početné varianty výskumných a previerkových metód modelov s latentnými premennými.

Abstract

Ecological optimization and functional of agricultural landscape. An agroecosystem is comprehended as a system of natural elements and anthropoelements and their mutual relations. From the point of view of the applied methodological means (methods of the factor analysis) an agroecosystem (traditionally understood as a complex of geological, hydrological and soil-substratum layers in space with a certain way of utilisation) is comprehended as a system of diagnostic features of geocomponents and their relations. The relations in this system stand for energetic-material flows within the frame of separated elements (a system element is represented by a homogeneous abiotic complex with same management, e.g. a site) which are evaluated indirectly through their manifestations according to the change of a state of particular features.

At evaluation of these complex systems mathematical modelling is used more and more frequently. At the study of structures of any ecosystems numerous variants of explorative and confirmative methods of models with latent variables are used.

Introduction

The agricultural landscape is an ecosystem that is the most intensively exploited by humans. It is situated in the potentially most productive landscape segments.

On one hand an agroecosystem stands for a system producing foodstuffs. On the other hand it can have negative influences on the landscape due to improper management which causes, e.g. habitat destruction, water resources pollution, decreasing of biodiversity connected with decreasing of landscape ecological stability and damaging of soil cover.

According to the effort to moderate and eliminate accompanying negative influences of agricultural activities on the environment it is necessary to project interference to landscape units in order to gradually stabilise ecological relations. Proper incorporation of land units to the surrounding landscape together with proper management can prevent undesirable consequences, e.g. water or wind erosion. Delimitation and a proposal of intensive cultures and permanent grass planting influence the environment and landscape-ecological stability and its function. In this way the creation of a cultivated

agricultural landscape can provide sustainable development of agricultural soil fund utilisation. In reality this means an arrangement and location of lands, as well as a proposal of proper management.

The first step in the methodological procedures that are aimed at ecologically optimal agricultural soil fund utilisation connected with preservation and restoration of agricultural land natural characteristics (Law No. 307/1992 – On Agricultural Soil Fund Protection) is consistent knowledge of complex landscape natural potential, features and characteristics of its abiotic and biotic parts, their optimal functional utilisation and present and historic management in agroecosystems.

Here lies the main range of problems based on examination of interaction connections in a system

HUMAN – AGRICULTURAL LAND NATURAL POTENTIAL – MANAGEMENT – DEGREE OF LANDSCAPE DESTRUCTION.

At evaluation of these complex landscape systems mathematical modelling is used more and more frequently. At the study of ecosystems structures numerous variants of explorative and confirmative methods of models with latent variables are used. The theoretical-methodological procedures have been in detail worked out in the research work Krnáč, Krnáčová (1994).

At evaluation of interaction connections in the system *human and agroecosystem* it is necessary to analyse this connection as a uniform system unit. For this purpose the most suitable method is the factor analysis.

The specification of the research work aim

This paper presents some results of analyses done by the mentioned method based on quantification of interaction connections among specified natural and anthropogenic elements of an agroecosystem. The practical meaning of these analyses lies, e.g. in determining those abiotic parameters and their level of importance which influence productivity of agroecosystems, a way of soil utilisation according to agricultural categories and importance of the influence of an improper agricultural lands arrangement and their management on soil cover degradation processes.

The choice of a model territory

It seems better to realise the application of chosen methodological means of the factor analysis at modelling of structures of mutual relations in the system *human-agroecosystem* and in the framework of an agroecosystem itself on larger model territories with typologically very diverse geomorphology that is closely connected with the variety of soil cover and different ways of agricultural utilisation. It is just the variety of natural conditions and management that allows to analyse the complexity of interaction connections in the given systems. The proper model territory for this purpose seems to be an agriculturally exploited part of the cadastral territory of Skalica.

The short characteristic of the model territory – cadastre of the Skalica town

The territory of the cadastre of the Skalica town can be characterised by the typologically varied relief that indicates the boundary between the mountain and lowland geomorphologic units. According to the evaluated territory the mountain unit is represented by Biele Karpaty and the lowland unit by Dyjsko-moravská niva and Chvojnická pahorkatina. Biele Karpaty are formed by fine-sand clays, clays and fine-grained sandstones and they are predominantly covered by forests. The deluvial border of this unit is formed by clayey-stony and stony-clayey slopes with developed medium-deep more strongly skeletal and partly with that are actually used in the form of vineyards, small-area fields and gardens. Unused lands are partly covered by plants and grass. The cover of Chvojnická pahorkatina is formed by soil dust sediments on which non-skeletal brown earth was formed. This is used as large-area, small-area and narrow-belt fields. The lowest ground level in the Skalica cadastre is the mead of Morava that represents the homogeneous fluvial plain with the net of river branches and canals and with non-skeletal fluvial grounds and black earth. These are actually predominantly used in the form of large-area fields (Štefunková, 1994). Somewhere in local depressions with higher level of underground water glue fluvial grounds and black earth were classified, e.g. glues according to the morphogenetic classification system of soils (Hraško et al., 1991).

The choice of entry indicators

For determination of criteria by the given method with the possibility of revaluation of the condition of an agroecosystem under the influence of anthropogenic activities all available data connected with the given problem are used. The condition of utilisation of data of a quantitative or almost quantitative character should be preserved:

- **indicators of a physical condition of the environment or natural landscape potential**, e.g. indicators of climatic conditions (atmosphere temperature, atmospheric precipitation, morphometric characteristics of the relief, physical-chemical characteristics of geological substratum base, physical, physical-chemical and some biological characteristics of soil cover, indicators of soil-substratum complexes power, e.g. discharge with regard to permeability of soil-substratum systems, importance of underground water resources),
- **indicators of productivity of a soil area at preserving the basic condition of data quantification**, e.g. production of a phytomass of the main agricultural crop in mass ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1}$) or energetic units ($\text{GJ} \cdot \text{ha}^{-1}$) for all crops on the evaluated sites, as well as a quantified data about the range of sorts of cultivated crops in the framework of sowing procedures,
- **indicators of anthropogenic activities and intensity of anthropogenic pressure**, e.g. indicators of historic and present forms of landscape utilisation, and so on,
- **indicators of the specific character** describing by means of proper indicators other fields where there is a possibility of correlation with an anthropogenic activity, e.g. indicators of a level of potential water erosion of the soil.

The success of utilisation of the proposed method is directly connected with availability of a sufficient number of proper and numerically expressed characteristics (parameters) which the most proportionally possible cover all evaluated fields of interest.

The choice of proper indicators describing elements of an agroecosystem and their numerical dimension is a process of searching for more proper and exact indicators.

The concrete entry matrix arranged for the given territory has the dimension of 192 x 44; it means that there are 192 homogeneous elements of the landscape system which is described by 44 quantified variables. These are clearly presented in the Table 1.

Tab. 1 List and description of indicators used in analysis

<i>Morphometric parameters</i>		
1.	[DS]	length of the slope [m]
2.	[SV]	average declination of slopes [grad]
3.	[HPV]	depth underground water [m]
<i>Physical paramteres of soil cap</i>		
4.	[SKEL]	skeletality % [vol. %]
5.	[HLP]	depth of soil [m]
6.	[ZRN]	grainity – % loamy fraction < 0,01 mm [vol. %]
<i>Energetical potential productive</i>		
7.	[PROD]	energetical potential productive of phytomass [GJ.ha ⁻¹]
<i>Chemical parameters of soil cap</i>		
8.	[SiO ₂ -P]	soil producing component of SiO ₂ [vol. %]
9.	[Al ₂ O ₃ -P]	soil producing component of Al ₂ O ₃ [vol. %]
10.	[Fe ₂ O ₃ -P]	soil producing component of Fe ₂ O ₃ [vol. %]
11.	[CaO-P]	mineral component CaO [vol. %]
12.	[MgO-P]	mineral component MgO [vol. %]
<i>Biochemical parameters of soil cap</i>		
13.	[Q4/6]	quality of organic substances [Q4/6]
14.	[H]	content of organic substances [vol. %]
<i>Potential water erosion</i>		
15.	[EROZ]	potential water erosion [t.ha ⁻¹ .rok]
<i>Composition of quarternary underlier</i>		
16.	[SiO ₂ -G]	soil producing component SiO ₂ [vol. %]
17.	[Al ₂ O ₃ -G]	soil producing component Al ₂ O ₃ [vol. %]
18.	[Fe ₂ O ₃ -G]	soil producing component Fe ₂ O ₃ [vol. %]
19.	[CaO-G]	mineral component CaO [vol. %]
20.	[MgO-G]	mineral component MgO [vol. %]
<i>Climatical parameters</i>		
21-25.	[ZIII-ZIX]	mean monthly amount of atmospheric precipitation for vegetation periode [mm]
26.	[SZ]	summation of atmospheric precipitation for vegetation period [mm]
27-33.	[TIII-TIX]	mean monthly of air temperature for vegetation periode [grad]
34.	[ST]	summation of air temperature for vegetation periode [grad]
<i>Landscape exploitation</i>		
35.	[ORM]	small-area fields [bin]
36.	[ORV]	large-area fields [bin]
37.	[KRM]	forage crop [bin]
38.	[SLUKY]	subxerophile vegetation [bin]
39.	[VIN]	vineyards [bin]
40.	[MOZ]	orchards, gardens, vineyards [bin]
41.	[LES]	forest [bin]
42.	[INTR]	building area [bin]
43.	[MLUKY]	mesophile vegetation [bin]
44.	[REKR]	recreation [bin]

The results and interpretation of the presented factor solution

For enumeration of factors – criteria the explorative model of the factor analysis was used. The entry data matrix was transformed into the correlation matrix. Due to SVD (Single Value Decomposition) and rotation by using the criterion VARIMAX the resulting factor structure was done. For the estimate of a number of important factors – criteria the Malinowski error analysis was used. The following parameters are considered to be the primary (important) connections and secondary (less important) connections:

- **primary correlation connections** between factors and entry indicators are represented by values of factor loads **in the interval 0.6 – 1.0**,
- **secondary correlation connections** are expressed by values of factor loads **in the interval 0.3 – 0.6**,
- **border of significance of correlation connections** is expressed by values of factor loads **in the interval 0.2 – 0**.

The results of the structure factor solution can be understood as a system model of the analysed agroecosystem as they describe and quantify a part of entry variables on the acquired factor.

Interpretation of factors

Due to the vectors of loads in the matrix columns of factor loads it is possible to identify and interpret the importance of particular extracted factors. Interpretation allows to realise the following two important steps:

- to verify the acquired factor structure with regard to the known empirical experience and the accepted theoretical rules
- to use the extracted factors for quantification of connections between the entry variables and acquired factors in the process of examination of interaction connections in the system *human – productivity and function of an agroecosystem*.

F1 Criterion – factor of climate

The given factor has the primary loads in the variables TEMPERATURE (0.98) and PRECIPITATION (0.98) that are mutually in an anticorrelation relation. This means that due to increasing average annual temperatures the level of precipitation decreases. The space arrangement of precipitation and temperatures on the territory of interest is modified by morphometric variables (Fig. 2).

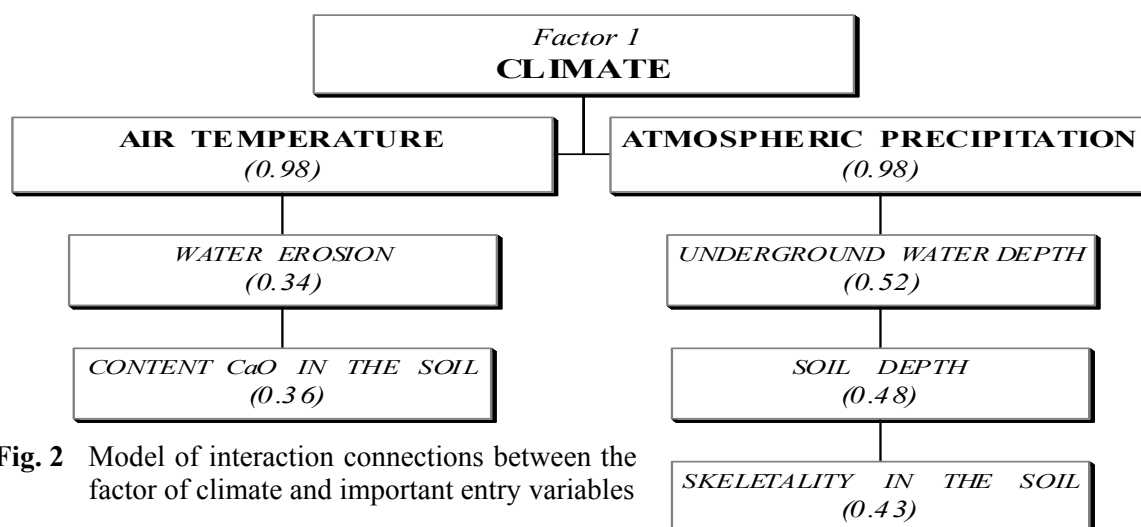


Fig. 2 Model of interaction connections between the factor of climate and important entry variables

F2 Criterion – factor of productivity potential

The second factor is primarily saturated by the variables SOIL DEPTH (0.75), SLOPES (0.66) and QUALITY of ORGANIC SUBSTANCES (0.62). The secondary factor loads lie in the variables SKELETALITY (0.52), GRAINITY (0.55), CONTENT of CaO (0.43) and MANAGEMENT (0.46). The value of factor loads of particular variables determines the order of factor importance on the phytomass production. Due to this synthetic criterion used at revaluation of production potential of the territory of interest the level of importance for particular parameters is attributed to the order of values of factor loads (Fig. 3).

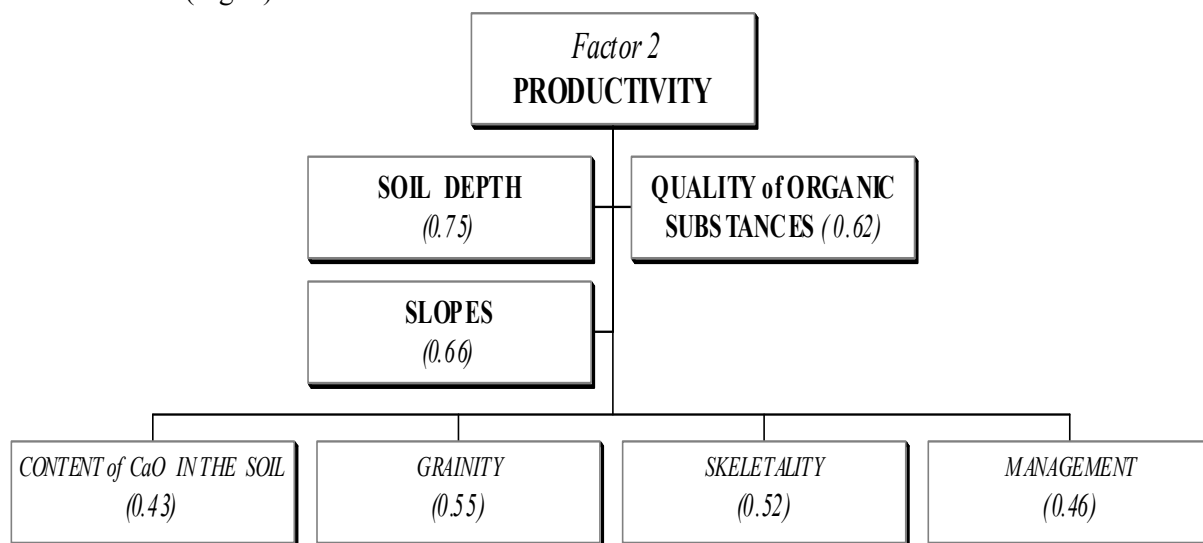


Fig. 3 Model of interaction connections between the factor of *productivity* and important entry variables

F3 Criterion – factor of soil bio-chemism

This factor has the highest values of factor loads in the variables CONTENT of ORGANIC SUBSTANCES (0.68) and MANAGENT (0.63), the secondary loads are present in the variables GRAINITY (0.35), CONTENT OF SiO₂ (0.32) and on the border of significance there is the CONTENT OF CaO (0.30) (Fig. 4).

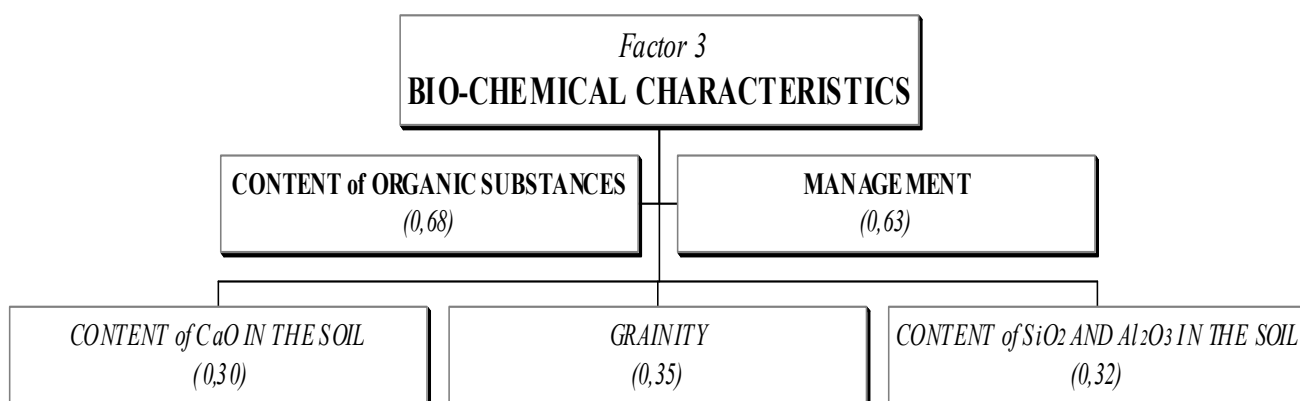


Fig. 4 Model of interaction connections between the factor of *bio-chemical soil characteristics* and important entry variables

F4 Criterion – Factor of chemism of the base

The factor F4 is primarily saturated by the variables CONTENT in the BASE SiO_2 , Al_2O_3 , MgO , CaO (0.92, 0.82, 0.82, 0.74), CONTENT of SiO_2 (0.61) and CONTENT of CaO (0.64). The secondary loads are present in the variables SKELETALITY (0.46) and GRAINITY (0.38). This means that basic soil chemism is primarily conditioned by chemism of the base and modified by the climate and management. This criterion can be used for revaluation of abiotic potential of the landscape from the point of view of its vulnerability with respect to the anthropic load (Fig. 5).

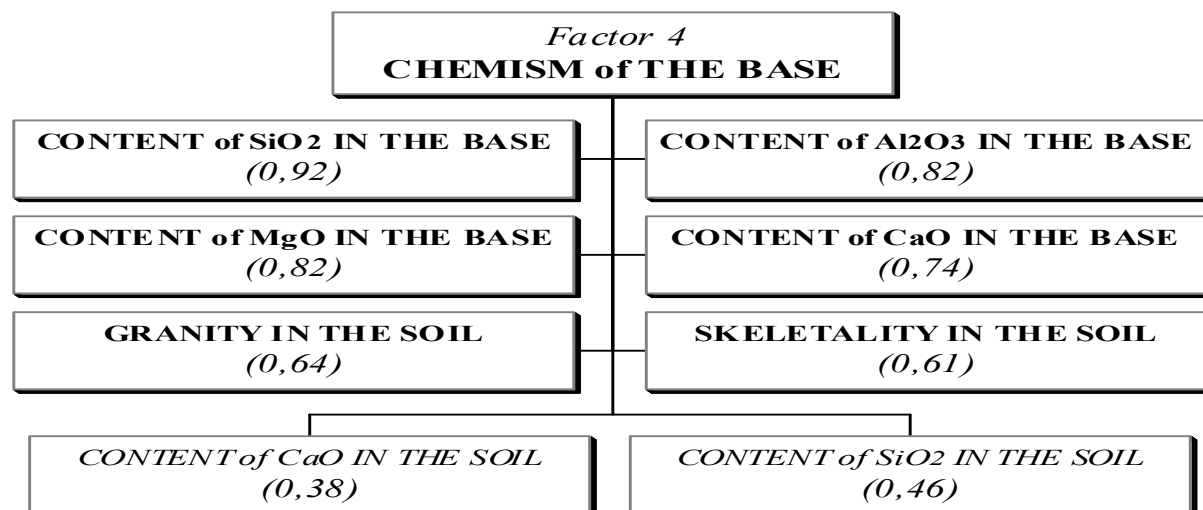


Fig. 5 Model of interaction connections between the factor of *chemism of the base* and important entry variables

F5 Criterion – factor of erosion

The factor F5 has the highest primary loads in the variables MANAGEMENT (0.70) and the secondary loads in the variables LENGTH of the SITE SLOPE (0.54) and GRAINITY (0.34). The presented structure of this factor indicates the fact that on the analysed territory erosion processes are predominantly caused by the improper length of the site and improper management (Fig. 6).

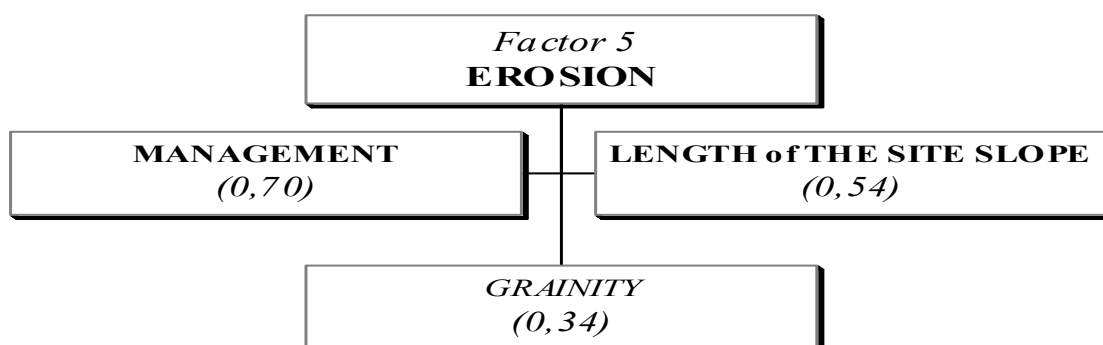


Fig. 6 Model of interaction connections between the factor of *erosion* and important entry variables

F6 Criterion – factor of phys-chemism of the soil

In this factor the important loads are present in the variables Al_2O_3 (0.81), GRAINITY (0.64) and SiO_2 (0.61) in the soil. The secondary factor loads are present in the variables PRODUCTIVITY

(0.47), CONTENT of Al_2O_3 (0.46) and CONTENT of CaO in the BASE (0.39). On one hand this structure of factor loads indicates the interaction connections between grainity and the proportionate presence of Al_2O_3 a SiO_2 in the soil. On the other hand it indicates the interaction connections between the content of CaO in the base and the quality of organic substances in the soil in relation to potential productivity of the territory. The given factor F6 can be used as a complementary criterion to the criterion F2 (Fig. 7).

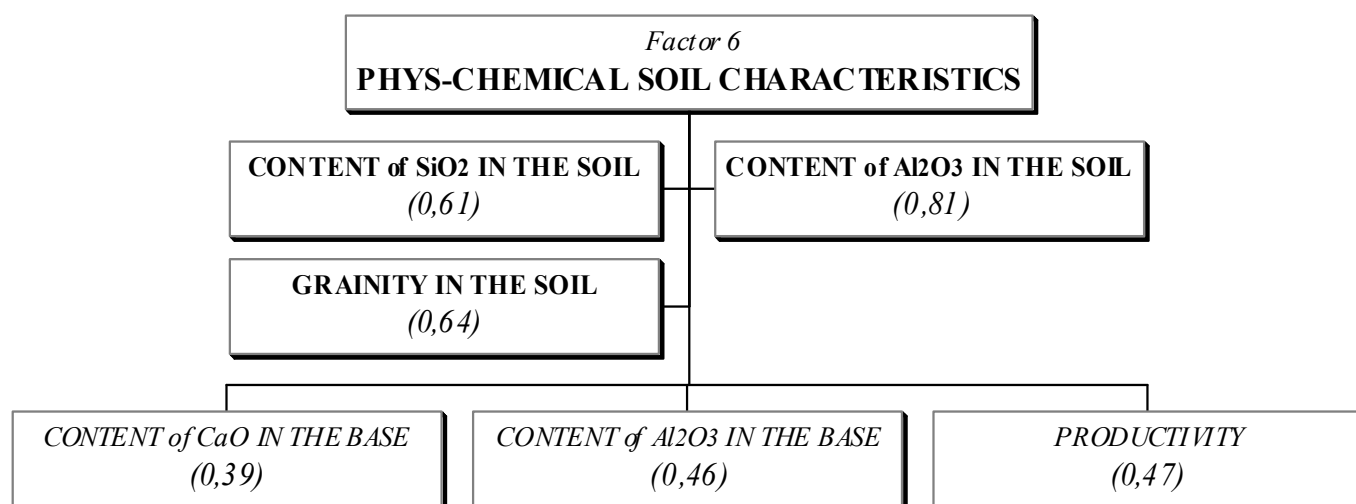


Fig. 7 Model of interaction connections between the factor of *physical-chemical soil characteristics* and important entry variables

From the basic entry matrix describing natural potential of an agroecosystem as well as forms of soil utilisation and due to the method of the factor analysis the 6 elements factor solution (matrix of factor loads) was realised. This solution describes and quantifies the interaction connections between the entry indicators and extracted indicators. The complex of quantified connections between indicators and factors can be considered as a simplified version of the actually complicated analysed agroecosystem. In addition, it is possible to achieve the information about the parameters and their importance in influencing agroecosystem productivity, potential water erosion and the level of influence of anthropogenic activities on the characteristics of the system.

Translated by Dana Hulková

Acknowledgement

This paper was partially supported by the financial means of the Grant n. 682/2008/22.

References

- HRAŠKO J. et al., 1991: Morphogenetic Classification System of Soils in CSFR (in Slovak). VÚPÚ, Bratislava, 106 pp.
- KRNÁČ Š, KRNÁČOVÁ Z., 1994: Study of Ecosystems by Factor Analysis Method. Ekológia Bratislava. 13, 4, p. 349 – 360.

- Law n. 307/1992 – On Agricultural Soil Fund Protection (in Slovak). Ministry of Agriculture of SR, Bratislava.
- Law n. 330/1991 – Law on Land Arrangements – on Land Arrangements, Land Ownership Arrangement, Land Registry, Land Fund and Land Associations (in Slovak).
- VILČEK J., 1994: Model of Crop Production Optimisation (in Slovak). In: Models and Modelling of Crop Production. Journal, VŠP Nitra, p. 97 – 100.
- ZELENSKÝ K., 1987: Natural Agricultural Potential of Plough Land of Slovakia (in Slovak). Conference Journal: Complex Fertilisation of Extreme Soils by Melioration, Agrotechnique and Chemical Substances, p. 81 – 89.
- ZELENSKÝ K., 1996: Agriculturally Productive Regions (in Slovak). Journal from the conference organised to the tribute of Prof. RNDr. M. LUKNIŠ, DrSc., Geography Institute, PriF UK Bratislava, p.175 – 185.
- ŠTEFUNKOVÁ D., coll., 1994: Ecological Data for Land Arrangements of the cadastral territory of Skalica (in Slovak). Contractual Project. Institute of Landscape Ecology SAV, Bratislava, 124 pp.

Charakteristiky objemových zmien ťažkých pôd

¹⁾ Rastislav MATI, ²⁾ Július ŠÚTOR, ³⁾ Milan GOMBOŠ

¹⁾ *Oblasťný výskumný ústav agroekológie, Špitálska 1273, 071 01 Michalovce*

²⁾ *Ústav hydrológie SAV, Račianska 75, 838 11 Bratislava*

³⁾ *Ústav hydrológie SAV, Hollého 42, 071 01 Michalovce*

Abstrakt

Vznikajú ťažkosti, ktoré sú spojené s úkazom nepretržitých objemových zmien v závislosti na vlhkosti pôdy v prípade použitia matematickej simulácie na riešenie problémov vodného režimu ťažkých pôd. Závislosť prázdneho pomeru miere vlhkosti $e = F(v)$ a parameter COLE (koeficient lineárnej extenzivity) sa bežne využívajú pre kvantifikáciu procesov zmršťovania a napučievania.

Je možné zahrňovať testované ílové pôdy Východoslovenskej nížiny (VSN) (fluvieutrický glejsol) do kategórie pôd s vysoko extrémnym napučiacim potenciálom. Stanovenie závislosti $e = F(v)$ pri rôznych obsahoch častíc 1. kategórie sú príspevkom k báze poznatkov kvantifikácie vodného režimu ťažkých pôd VSN.

Kľúčové slová: potenciál napučievania a zmršťovania, prázdny pomer, vlhkostný pomer

Abstract

There arise the difficulties which are connected with the phenomenon of the continuous volumetric changes of soils in the dependence of the soil humidity in the case of exploitation of the mathematical simulation used for the solving of problems of the water regime of heavy soils. The dependence of the void ratio on the moisture ratio $e = F(v)$ and the parameter COLE (the Coefficient of Linear Extensibility) are frequently exploited for the quantification of the shrinkage and swelling processes.

It is possible to include the tested clayey and clayey-clayish soils of the East Slovakian Lowland (fluvieutric gleysol) into the category of the soils with the high to extreme high swelling potential. The determined dependences $e = F(v)$ for the various contents of particles of the 1st category are contribution to the knowledge basis for the quantification of the water regime of the heavy soils on the East Slovakian Lowland.

Key Words: shrinkage and swelling potential, void ratio, moisture ratio

Úvod

Vodný režim ťažkých pôd sa výrazne odlišuje od vodného režimu pôd rigidných. Odlišnosť spočíva vo vlastnostiach ťažkých pôd predovšetkým v ich schopnosti zmrašťovať sa a napučiavať v súvislosti so zmenou vlhkosti pôdy. Tieto procesy sú doprevádzané javmi, ktoré sa kvantifikujú najmä závislosťou čísla pórovitosti na číslu vlhkosti, potenciálom napučievania a zmrašťovania, charakteristikami puklinovej siete a klesaním a stúpaním povrchu ťažkých pôd pri dynamike zásob pôdnej vody.

Na Slovensku týmito charakteristikám v predchádzajúcom období nebola venovaná náležitá pozornosť. V súčasnosti do popredia vystupujú v súvislosti s využívaním progresívnych metód riešenia problémov vodného režimu ťažkých pôd – matematickým modelovaním.

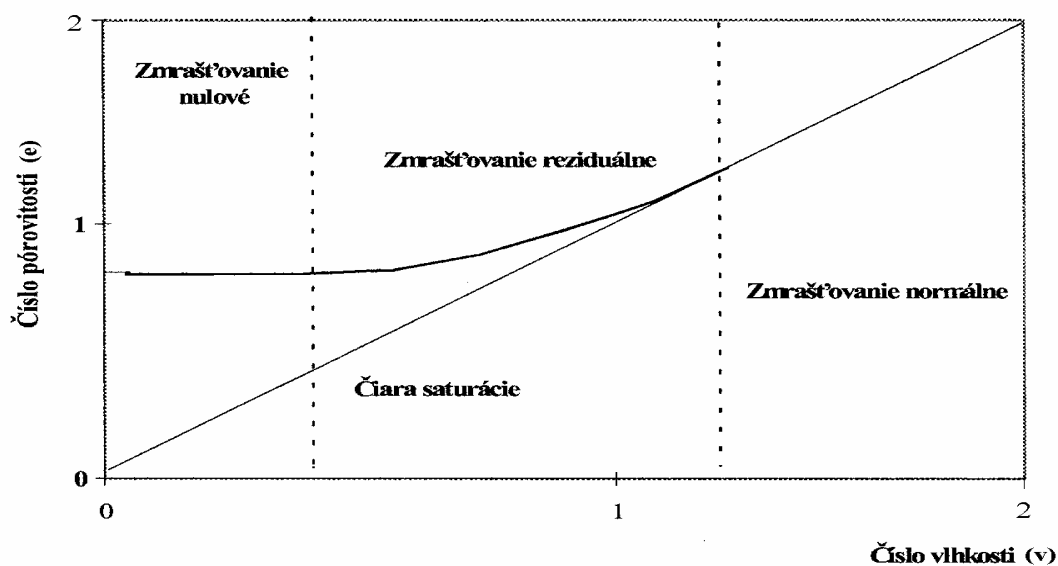
Pre modelovanie vodného režimu rigidných pôd sa u nás využívajú matematické modely MOVOREP (Benetin et al., 1985), DINUND (Petrovič – Džupová, 1995), GLOBAL (Majerčák – Novák, 1994), DAISY (Hansen et al., 1995) a HYDRUS (Šimunek et al., 1997). Všetky sú založené na matematickom opise pohybu vody v pôde s využitím Darcyho a Richardsovej parciálnej diferenciálnej rovnice. Pre ich riešenie je potrebné poznať retenčnú čiaru a nenasýtenú hydraulickú vodivosť pôdy. Pri pokuse aplikovať modely uvedeného typu pri riešení vlhkostného režimu ťažkých pôd

vznikajú problémy spôsobené ich kontinuálnymi objemovými zmenami pri zmene obsahu vody v pôde, tvorením a zaníkaním puklín a so zmenami hrúbky pôdnej vrstvy (Gomboš et al., 2000).

Zmrašťovacio-napučiavacie charakteristiky môžu byť definované rôznymi spôsobmi, ktoré vychádzajú zo vzťahu medzi objemom pôdy a jej vlhkosťou. Najfrekvencovanejšou formou zmrašťovacej charakteristiky pôdy je vzťah medzi číslom pórovitosti (e) a číslom vlhkosti (v) (Haines, 1923, Bronswijk, 1988), ktoré sú definované nasledovne:

$$e = \text{objem pórov} / \text{objem pôdy} \quad [1]$$

$$v = \text{objem vody} / \text{objem pôdy} \quad [2]$$



Obr. 1 Obecná forma vyjadrenia základnej charakteristiky zmrašťovania ťažkých pôd (Haines, 1923)

Z obr. 1 je vidieť, že existujú tri zmrašťovacie fázy ťažkej pôdy.

- (1) Normálne zmrašťovanie – zmena objemu ílových agregátov je priamo úmerná objemu odtečenej vody. Agregáty ostávajú plne nasýtené vodou.
- (2) Reziduálne zmrašťovanie – objem agregátov sa znižuje, ale strata vody je väčšia ako zmena objemu. Časť pórov vyplnía vzduch, vzniká trojfázový systém resp. nenasýtená zóna.
- (3) Nulové zmrašťovanie – pôdne častice dosiahli konfiguráciu stabilnej objemovej hmotnosti.

So zmrašťovacio – napučiavacím procesom ťažkých pôd je spojený fenomén tvorby a zániku puklín, ktorých existencia má časovú a priestorovú variabilitu (Šútor – Gomboš, 2000).

Pre kvantifikáciu potenciálu napučiavania a zmrašťovania zaviedol Grossman et al., (1968) parameter COLE (The Coefficient of Linear Extensibility), ktorý je definovaný nasledovne.

$$\text{COLE} = (V_{\text{wet}}/V_{\text{dry}})^{1/3} - 1, \quad [3]$$

kde V_{wet} je objem pôdy v relatívne vlhkom stave zodpovedajúcom vlhkosťnému potenciálu 333 cm tlakovej výšky ($pF = 2,52$) a V_{dry} je objem relatívne suchej pôdy, zodpovedajúci vlhkosťnému potenciálu 16.10^3 cm tlakovej výšky ($pF = 4,2$).

Uvedenými zmrašťovacio-napučiavacími charakteristikami je podmienená aplikácia matematického modelu FLOCR /Flow in CRacking soils, 1992), ktorý sa využíva v podmienkach ťažkých pôd v Holandsku.

Vyššie uvedené skutočnosti boli stimulom pre spracovanie tretej (po vlhkostnej retenčnej čiare a hydraulickej vodivosti) hydrofyzikálnej charakteristiky pôd t.j. zmrašťovacio-napučiavacej, pre ťažké pôdy Východoslovenskej nížiny.

Materiál a metódy

Metodický postup prác bol založený na odbere neporušených vzoriek pôdy definovaného objemu vo vybraných lokalitách Východoslovenskej nížiny a následne meraním a analýzou ich objemových a vlhkostných zmien v procese vysušovania v laboratórnych podmienkach. Zrnitostné pomery vo vybraných pedologických profiloch sú graficky spracované na obr. 2.

Vybrané profily fluvizeme (FM – Vysoká n/U) a fluvizeme glejovej (FMG – Milhostov) pokrývajú interval zrnitosti určený obsahom častíc I. kategórie ($< 0,01$ mm) v rozpätí 10,26 – 65,02 %.

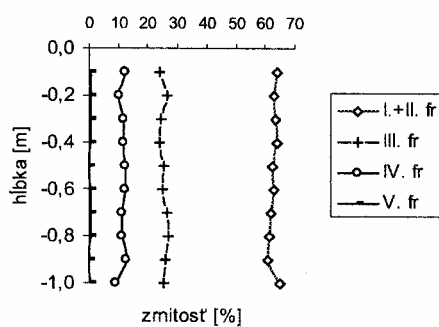
Odber bol urobený formou kopanej sondy do kalibrovaných valčekov. Sušenie prebiehalo štandardným spôsobom pri teplote 105 °C. Počas vysušovania boli v hodinových časových intervaloch merané zmeny hmotnosti a geometrické rozmery skúmaných pôdných vzoriek.

Výsledky a diskusia

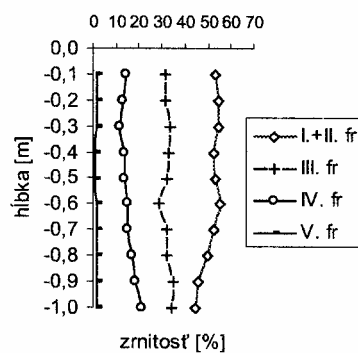
Získané čísla vlhkosti a čísla pórovitosti umožnili graficky zobrazit' ich vzájomnú závislosť t.j. získať základnú charakteristiku zmrašťovania ťažkých pôd pre interval obsahu častíc I. kategórie 25,59 – 62,72 % a interval vlhkosti zodpovedajúci obsahu vody pri odbere pôdnej vzorky a po vysušení (obr. 3).

Pri porovnaní získaných priebehov závislosti čísla pórovitosti na číslach vlhkosti s obecným tvarom uvedeným na obr. 1, môžeme konštatovať, že jednotlivé oblasti zmrašťovania nie sú tak výrazné. Najbližšie k obecnému má priebeh tejto závislosti pre pôdu s najvyšším obsahom častíc I. kategórie FMG – 62,72 %. Pri fluvizemi s obsahom častíc I. kategórie 25,59 % je číslo pórovitosti takmer konštantné a teda pri takomto obsahu častíc I. kategórie sa pôdy správajú ako rigidne.

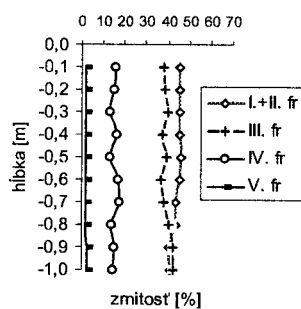
Milhostov - FMG - hon č.9



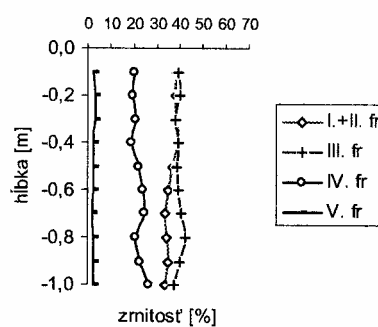
Milhostov - FMG - hon č.3



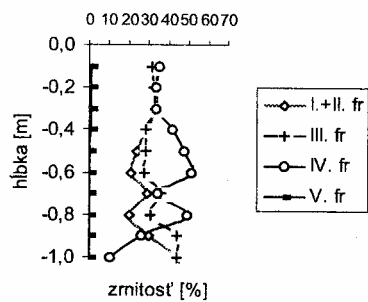
Milhostov - FMG - hon č.2



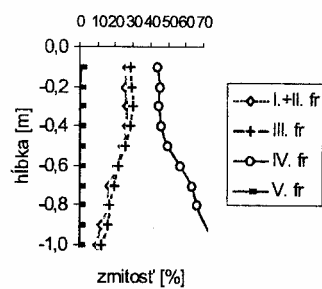
Milhostov - FMG - hon č.4



**Vysoká n. Uhom - FM - hon
č.2**

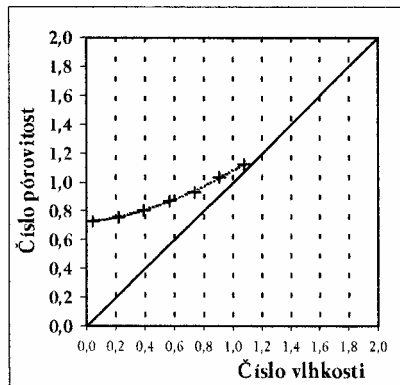


**Vysoká n. Uhom - FM - hon
č.7**



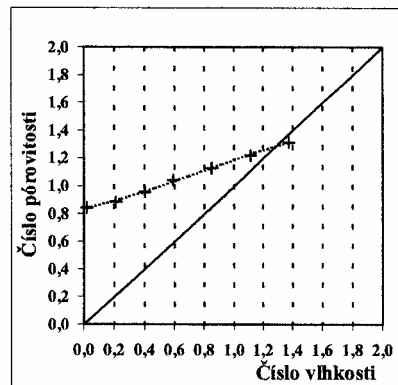
Obr. 2 Zrnitostné zloženie pôd v pedologických profiloch vybraných stanovišť

FMG - I. kat. 62,72%



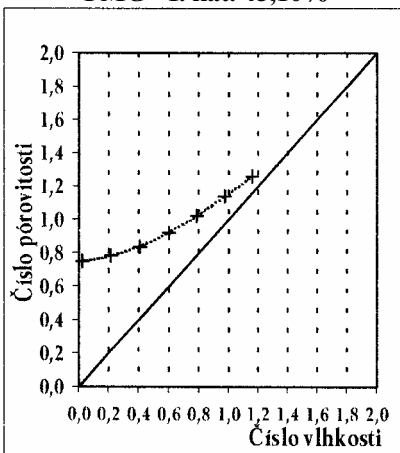
a

FMG - I. kat. 54,58%



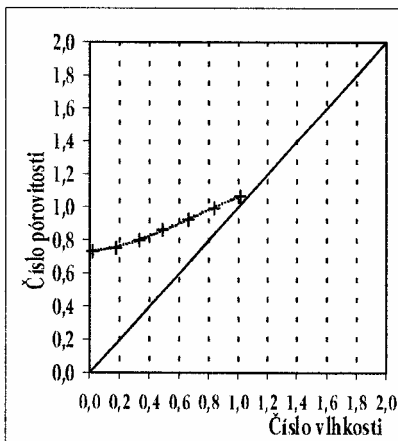
b

FMG - I. kat. 45,10%



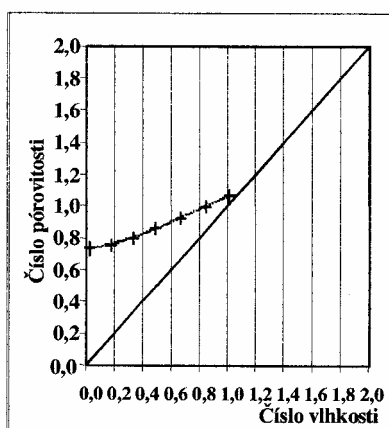
c

FMG - I. kat. 37,54%



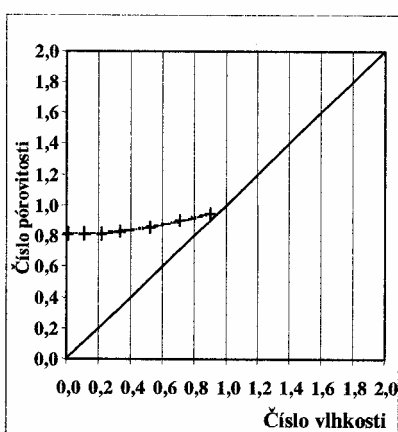
d

FM - I. kat. 33,84%



e

FM - I. kat. 25,59%



f

Obr. 3 Základné charakteristiky zmrašťovania ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny

Pri všetkých experimentálne získaných základných charakteristikách zmrašťovania tieto nie sú v porovnaní s obecnou čiarou dotiahnuté v oblasti normálneho zmrašťovania, keď získané údaje

v podstate končia na čiare saturácie. Uvedený nedostatok spočíva v tom, že štartovacia vlhkosť vzorky zodpovedala vlhkosti pri odbere vzorky. Jej ďalšie dosycovanie v laboratóriu je znemožnené známym javom dispergácie častíc vzorky pôdy a následnými zmenami jej objemu.

V tabuľke 1 sú uvedené vypočítané hodnoty COLE, na základe ktorých skúmané ílovité a ílo-vito-hlinité pôdy (FMG) patria do kategórie pôd s vysokým (0,06 – 0,09) až extrémne vysokým (> 0,09) zmrašťovacio-napučiavacím potenciálom.

Tabuľka 1 Hodnoty charakteristík COLE

Číslo vzorky	Miesto odberu	Objem valčeka V [cm]	Objem valčeka V [cm ³]	COLE podľa pôdných valčiekov	Hodnotenie potenciálu napučievania a zmrašťovania	COLE podľa odberných miest	Hodnotenie potenciálu napučievania a zmrašťovania
		t=0	t=19				
799	FMG	99,50	77,97	0,08	vysoký	0,084	vysoký
366	hon 9	98,74	76,89	0,09	vysoký		
303	11-20 cm	99,31	78,67	0,08	vysoký		
364	FMG	98,74	74,83	0,10	nízky	0,086	vysoký
357	hon 3	99,20	79,51	0,08	vysoký		
341	11-20 cm	99,24	77,61	0,09	vysoký		
911	FMG	99,46	77,36	0,09	vysoký	0,097	extr. vysoký
380	hon 2	99,54	73,75	0,11	extr. vysoký		
375	11-20 cm	100,01	75,36	0,10	extr. vysoký		
399	FMG	99,77	83,89	0,06	vysoký	0,062	vysoký
397	hon 4	99,40	83,89	0,06	vysoký		
344	11-20 cm	99,42	81,73	0,07	vysoký		
884	FM	99,12	93,91	0,02	nízky	0,021	nízky
329	hon 2	97,58	92,69	0,02	nízky		
304	11-20 cm	99,48	91,63	0,03	stredný		
352	FM	98,86	92,59	0,02	nízky	0,026	nízky
315	hon 7	98,59	90,00	0,03	stredný		
301	11-20 cm	99,31	91,99	0,03	stredný		

Pri porovnaní výsledkov s údajmi autorov z rôznych krajín (Bronswijk et al., 1978) môžeme konštatovať, že hodnoty COLE získané v podmienkach ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny sú najbližšie hodnotám, ktoré sú uvedené v práci Dasog et al. (1988) a Schafer – Singer (1976).

Záver

Existencia objemových zmien ťažkých pôd v súvislosti so zmenou ich vlhkosti výrazne ovplyvňuje numerickú simuláciu a manažment optimalizácie ich vodného režimu. Pre kvantifikáciu zmrašťovacio-napučiavacích procesov sa najčastejšie využívajú závislosť čísla pórovitosti na čísle vlhkosti a parameter COLE (The Coefficient of Linear Extensibility).

Testované ílovité a ílovito-hlinité pôdy Východoslovenskej nížiny (fluvizeme glejové) možno zaradiť do kategórie pôd s vysokým až extrémne vysokým napučiacim potenciálom. Stanovené závislosti $e = F(v)$ pre rôzne obsahy častíc I. kategórie sú príspevkom do poznatkovej základne pre kvantifikáciu vodného režimu ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny.

Literatúra

- BENETIN J., ŠOLTÉZS A., ŠTEKAUEROVÁ V., 1985: Bilančný matematický model na podrobnú analýzu časovej variability zložiek vodného režimu pôd. In: Vodohospodársky časopis, 33, s. 585 – 609.
- BRONSWIJK J., J.B., 1988: Modeling of water balance, cracking and subsidence of clay soils. In: J. Hydrol. 97, s. 199 – 212.
- GOMBOŠ M., ŠÚTOR J., MATI R., 2000: Základná charakteristika zmrašťovania ťažkých pôd VSN. In: Acta hydrologica Slovaca, roč. 1, č. 2, s. 213 – 223.
- GROSSMAN R.B., BRASHER B.R., FRANZMEIER D.P., WALKER J.L., 1968: Linear extensibility as caloviated from natural clod bulk density measurements. In: Soil Science Society of America Proceedings, 32, s. 570 – 573.
- HAINES W.R., 1923: The volume changes associated with variation of water content in soil. In: J. Agric. Sci. Camb. 131, s. 296 – 311.
- HANSEN S., JENSEN H.E., NIELSEN N.E., SVEDSEN H., DAISY, 1990: A soil Plant System Model. Danish simulation model for transformation and transport of energy and matter in the soil-plant-atmosphere system. Copenhagen: The National Agency for Environmental Protection.
- MAJERČÁK J., NOVÁK V., 1994: GLOBAL, one-dimensional variable saturated flow model, including root water uptake, evapotranspiration structure, corn yield, interception of precipitations and winter regime calculation: Research Report. Bratislava: ÚH SAV, s. 75.
- PETROVIČ P., DŽUPOVÁ D., 1995: Monitorovanie vodného režimu a hodnotenie evopotranspirácie: Záverečná správa. Bratislava: VÚVH, 81 s.
- ŠIMUNEK J., HUANG K., ŠEJNA M., Van GENUCHTEN M.T., MAJERČÁK J., NOVÁK V., ŠÚTOR J., 1997: The HYDRUS-ET Software Package for Simulation the One-Dimensional Movement to Water, Heat and Multiple Solutes In: Variably-Saturated Media. Bratislava: UH SAV, Riverside: U.S. Salinity Laboratory, 184.
- ŠÚTOR J., GOMBOŠ M., 2000: Kvantifikácia zmrašťovacio-napučiavacieho potenciálu ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny. In: Acta hydrologica slovaca, roč. 1, č. 2, s. 225 – 233.

Soil Classification and Soil Assessment – Would You Credit it?

Klasifikácia pôdy a hodnotenie pôdy – uverili by ste?

Othmar NESTROY

*Institute of Engineering Geology and Applied Mineralogy at the Graz University of
Technology, Rechbauerstraße 12, A-8010 Graz*

Abstrakt

Začneme od definície pôdnej úrodnosti a pôdnej produkčnosti a dvoch reprezentatívnych predstavách v súvislosti s rozvojom typológie, bolo by dobré skúsiť spojenia medzi údajmi z WRB a hodnotením pôdnej úrodnosti. Za týmto účelom sú pôdne typy antrosoly, leptosoly, fluvizeme, gleje, podzoly, planosoly, černoze-me, luvizeme a kambizeme so zvolenými nižšími jednotkami brané do úvahy v súvislosti s pozitívnym, či negatívnym dopadom na pôdnu úrodnosť. Týmto spôsobom je možné získať dôležité informácie o pôdnej klasifikácii a hodnotení pôdy.

Kľúčové slová: pôda, hodnotenie, klasifikácia

Key words: soil, assessment, classification

The soil is heavy and the soil science difficult

I will try to find a connection; I will build a bridge between the soil type or the soil unit and the soil quality. The assessment of the soil quality can be made by comparative (i.e. assessment of one system against another) or dynamic (i.e. continuously over time) means. The soil quality is the value placed on a soil with respect to its fitness for a specific use (E.G. Gregorich et al., 2001) – soil fertility and soil productivity. But these definitions are not in the foreground of this paper. The main topic is to do the splits between soil type and soil fertility – possible or not, a dream or reality or only a wish?

You now that the soil type is a complex appearance – form from the soil formation factors rock, relief, climate and vegetation, animal kingdom, impact of man/woman and time.

With other words as an equation:

Soil type = function (rock, relief, climate, vegetation, animal kingdom, man/woman, time).

But, don't forget: all these factors have a very different strength and influence and are depending on one another.

Many countries have a genetic soil classification system. I remember i.e. on W. Dokutschajew and his student Sirbizew, H. Stremme, W. Kubiena, E. Mückenhausen and H. Franz and the soil classification system in Slovakia and in Austria too. But forget these systems I shall speak only about the newest international system, the World Reference Base for Soil Resources, the WRB (FAO, ISRIC and ISSS, 1998).

Point number two: The assessment of the soil quality. About this expression exists big libraries. I'll make it brief: I see the soil fertility more or less as the natural equipment from a soil. Under the positive or negative humans' impacts, like fertilization, irrigation, contour tillage, optimal cropping system, or tillage in fall-line, compaction, contamination, and humans induced erosion, to burn off we

reach the soil productivity. The parameter for this is the relationship input/output or the yield in dt or money or the increasing of the quality and weight of beefs. The conclusion is the equation:

Soil fertility + the positive or negative human impacts = soil productivity.

This was the second part, the counterpart of this paper

Everybody knows that normally a Chernozem is better like a Podzol, a Cambisol better like a Planosol, a Rendzina better like a Ranker and the assessment can be individually, i.e. „What a wonderful Podzol.“ But in this connection arise the question, under which climatic conditions (i.e. amount of rainfall, rainfall duration, rainfall erosivity, rainfall frequency, rainfall intensity, rainfall distribution) we assess the soil fertility. Planosols are very suitable for grain-maize, other sites for annual plants or several years' plants, other sites for red clover or alfalfa, for summer flowers or winter flowers. We have in the Danube valley many Rankers, which aren't suitable for ploughing but are very good vineyards. The result: No exists the norm-plant, no the norm-root and we must be flexible on this question.

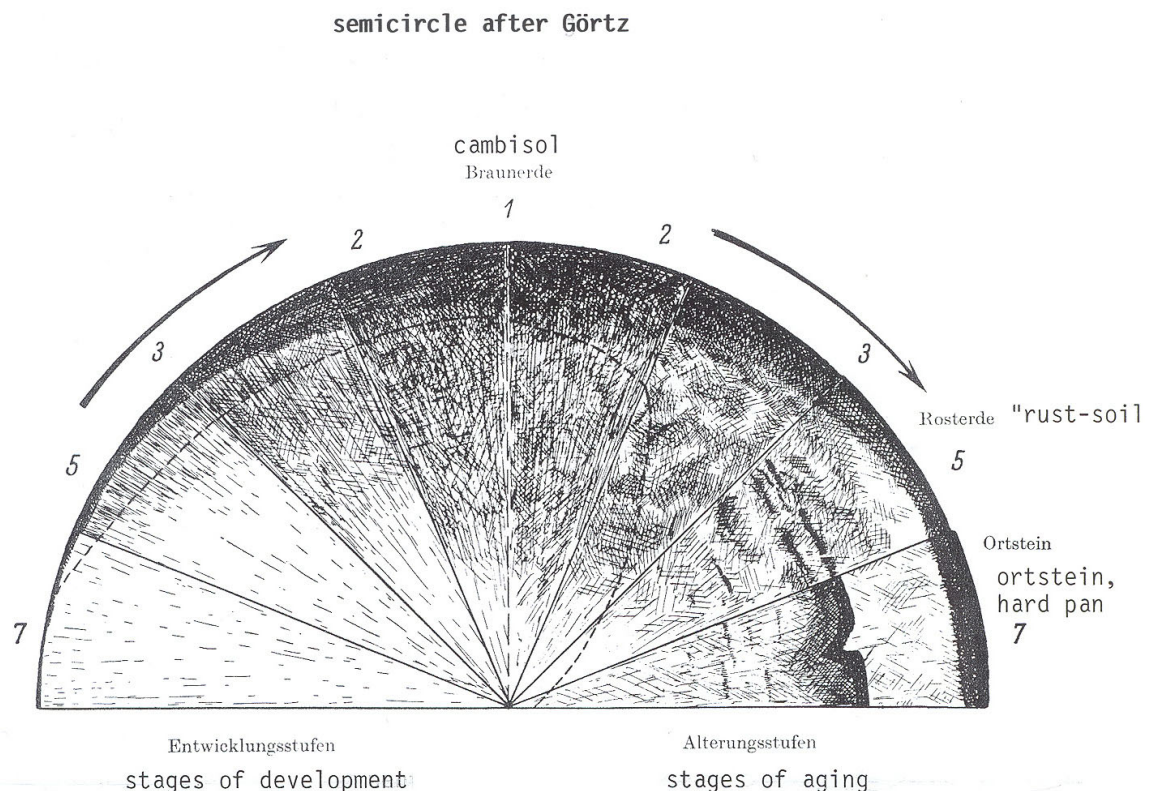
An other remark

For a better interpretation of the information's from the WRB we must take under consideration the soil development. A help can be the semicircle after Görtz (Fig. 1) and the classes of the soil development after Blum and Schröder (Fig. 2).

The semicircle after Görtz shows the beginning of a soil, i.e. an Arenosol, Regosol or Leptosol, the optimal soil, i.e. a Cambisol or a Chernozem and a very old and/or very weathered soil, i.e. a Ferralsol with hard pans.

The figure 2 shows more or less the same development but in an other kind. We see on the top the best soils (Chernosems) and poor soils (Podzols without or with iron pan). A little more vicinal are Sol Lessives (stages 2 to 4) brown or acid and Ranker (stages 5 to 7) as Mull- or Moder – Ranker. Sol Bruns (± Cambisols) are on the stages 2 to 5, Rendzines (brown or moder) stages 4 to 6. We see a big variation on the Soil Alluviaux (± Fluvisols) from the stage 1 to 5, with or without calcium carbonates. About in the same stage of fertility are Pseudogley (± Planosols), Gleys and Tourbes (± Histosols). Pseudogley are in the stages 3/4 to 6 with the degree of development (initial or podzolised), Gley (stages 3 to 6/7) with the differentiation eutroph oxidized or more boggy and Tourbes (± peat, stages 3/4 to 7) with or without calcium carbonate.

Fig. 1



Equipped with this knowledge we can take the WRB in our hands

We find the reference soil groups and the lower-level units, and I think that it's possible to assess the stage/class of development, the depth of the topsoil, the depth of root penetration, the nutrient balance, the limiting entities (i.e. hard rock, water balance, coarse fragments, harmful salts).

I will set some examples for a good and a poor variant for one reference soils group.

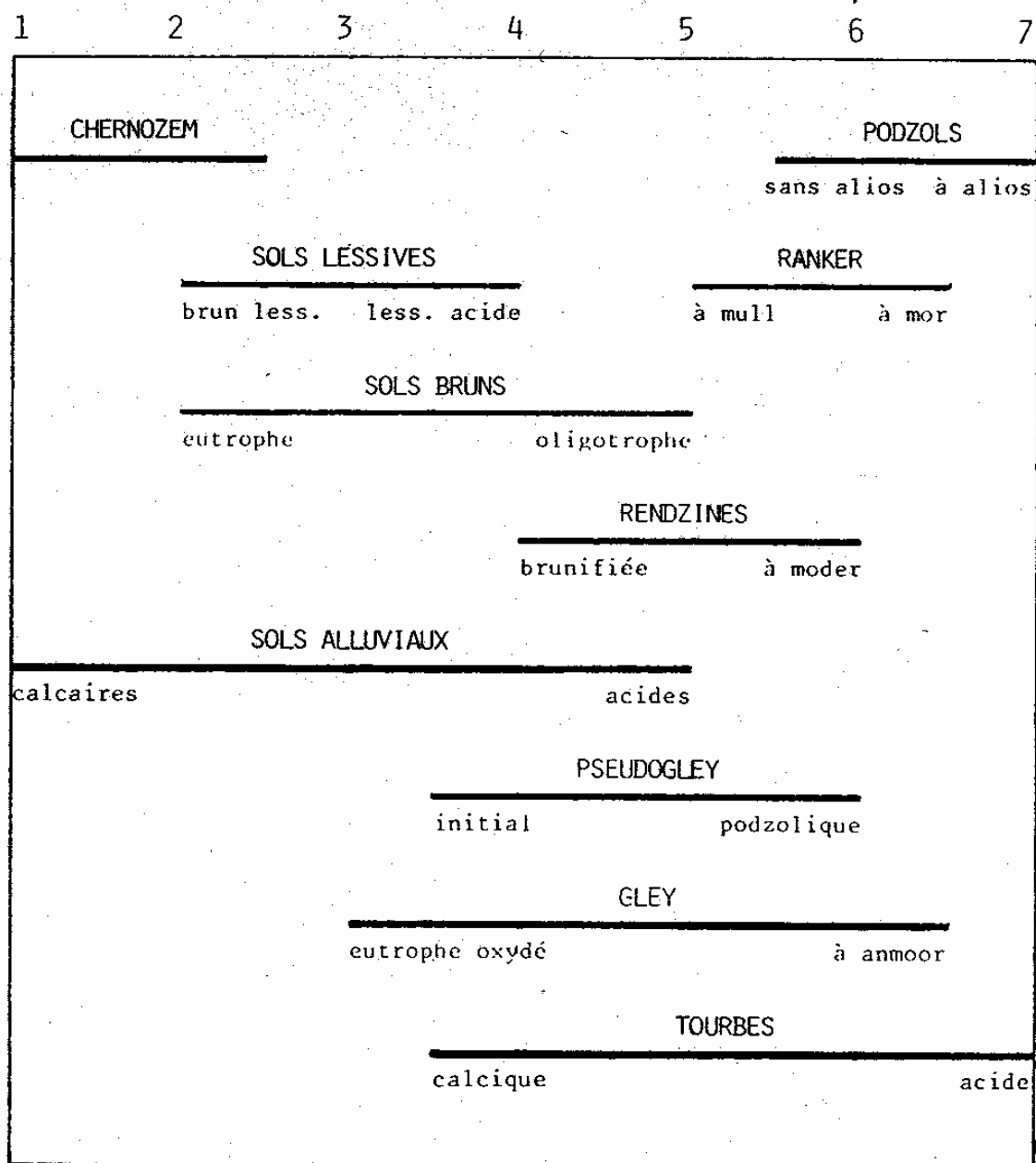
Anthrosols having either

1. a hortic, irrigic, plaggic or terric horizon 50 cm or more thick; or
2. an anthraquic horizon and an underlying hydragric horizon with a combined thickness of 50 cm or more. Lower-level units (election): irrigic, terric, plaggic, hortic (positive) or gleyic, stagnic arenic (negative).

Leptosols having either

1. limited in depth by continuous hard rock within 25 cm from the soil surface; or
2. overlying material with a calcium carbonate equivalent of more than 40% within 25 cm from the soil surface; or
3. containing less than 10 % fine earth to a depth of 75 cm or more from the soil surface; and
4. having no diagnostic horizon other than a mollic, ochric, umbric, yermic or vertic horizon. Lower-level units (election): rendzic, umbric, mollic, humic, calcaric, eutric, haplic (positive) or lithic, gleyic, gypsic, dystic (negative).

Fig. 2



Les classes de développement dans le système d'Allemagne de l'Ouest et d'Europe Centrale (d'après BLUM et SCHRÖDER, 1982).

Fluvisols having

1. fluvic soil material starting within 25 cm from the soil surface and continuing to a depth of at least 50 cm from the soil surface; and
2. no diagnostic horizon other than a histic, mollic, ochric, takyric, umbric, yermic, salic or sulfuric horizon. Lower-level units (election): histic, mollic, umbric, humic, calcaric, eutric, haplic (positive) or salic, gleyic, arenic, stagnic, gypsic, sodic, skeletal, dystic (negative).

Gleysols having

1. gleyic properties within 50 cm from the surface; and
2. no diagnostic horizon other than an anthraquic, histic, mollic, ochric, takyric, umbric, andic, calcic, cambic, gypsic, plinthic, salic, sulfuric or vitric horizon within 100 cm from the soil surface. Lower-level units (election): histic, mollic, calcic, umbric, arenkic, humic, calcaric, eutric, haplic (positive) or thionic, sodic, gypsic, toxic, dystic (negative).

Podzols having

a spodic horizon starting within 200 cm from the soil surface, underlying an albic, histic, umbric or ochric horizon, or anthropogenic horizon less than 50 cm thick. Lower-level units (election): histic, umbric, haplic (positive) or gelic, gleyic, stagnic, skeletal (negative).

Planosols having

1. an eluvial horizon, the lower boundary of which is marked, within 100 cm from the soil surface, by an abrupt textural change associated with stagnic properties above that boundary; and
2. no albeluvic tonguing. Lower-level units (election): histic, mollic, calcic, luvic, umbric, calcaric, eutric, haplic (positive) or thionic, gleyic, sodic, gypsic, dystic (negative).

Chernozems having

1. a mollic horizon with a moist chroma of 2 or less if the texture is finer than sandy loam, or less than 3,5 if the texture is sandy loam or coarser, both to a depth of at least 20 cm, or having these chromas directly below any plough layer; and
2. concentration of secondary carbonates starting within 50 cm of the lower limit of the Ah horizon but within 200 cm from the surface; and
3. no petrocalcic horizon between 25 and 100 cm from the soil surface; and
4. no secondary gypsum; and
5. no uncoated silt and sand grains on structural ped surfaces. Lower-level units (election): chernic, calcic, silty, vermic, haplic (positive) or luvic, gleyic (negative).

Luvisols having

an agric horizon with a cation exchange capacity (by 1 M NH_4OAc) equal to or more than $24 \text{ cmol}_c \cdot \text{kg}^{-1}$ clay throughout. Lower-level units (election): calcic, haplic (positive) or leptic, gleyic, vertic, stagnic, dystic (negative).

Cambisols having either

1. a cambic horizon; or
2. a mollic horizon overlying a subsoil which has a base saturation (by 1 M NH_4OAc) of less than 50 % in some part within 100 cm from the soil surface; or
3. one of the following diagnostic horizons with the specified depth from the surface;
 - a. an andic, vertic or vitric horizon starting between 25 and 100 cm;
 - b. a plinthic, petroplinthic or salic horizon starting between 50 and 100 cm, in the absence of loamy sand or coarser textures above these horizons. Lower-level units (election): mollic,

calcaric, eutric, haplic (positive) or gelic, leptic, vertic, fluvic, stagnic, gleyic, sodic, gypsic, skeletal, dystic (negative).

I think we can give on the basis of these informations in combination with climate and soil management sound statements about the site-quality.

Résumé

1. It is a (slim) bridge between these information from the WRB, but it is a big help for the definition of the complex plant-site.
2. This is only a relative information depending from the stage of development, but suitable for the adaptation of the soil management on the natural conditions – we must work with the nature, not against the nature.
3. It would be desirable to think the positions of the mountain-soils, steppe-soils and Planosols in the WRB.

Summary

To start from the definition of the soil fertility and soil productivity and two representation about the connections degree of soil development and typology it'll come try to find connections between the data taken from the WRB and an assessment of the soil fertility. For this purpose are the soil types Anthrosols, Leptosols, Fluvisols, Gleysols, Podzols, Planosols, Chernozems, Luvisols and Cambisols with elected lower-units take into consideration about positive or negative impacts on the soil fertility. In this manner it's possible to get a lot of sound information about soil classification and soil assessment.

Zusammenfassung

Ausgehend von kurzen Definitionen der Bodenfruchtbarkeit und Bodenproduktivität sowie von zwei Darstellungen über die Zusammenhänge von Grad der Bodenentwicklung und bodentypologischer Zuordnung wird versucht, Zusammenhänge zwischen den Angaben von der WRB und einer Anschätzung der Bodenfruchtbarkeit herzustellen. Zu diesem Zweck werden die Bodentypen Anthrosols, Leptosols, Fluvisols, Gleysols, Podzols, Planosols, Chernozems, Luvisols und Cambisols mit ausgewählten Untereinheiten näher einer Betrachtung nach positiven wie negativen Auswirkungen hinsichtlich der Bodenfruchtbarkeit unterzogen. Es ist auf diese Weise möglich, eine Reihe von wertvollen Vorinformationen bezüglich dieser Fragestellungen zu erhalten.

Literature

- FAO, ISRIC and ISSS, (1998): World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84. Rome.
- GREGORICH E.G., L.W. TURCHENEK, M.R. CARTER, D.A. ANGERS (Ed.), (2002): Soil and Environmental Science Dictionary. CRC Press, Boca Raton, London, New York, Washington, D. C.
- SCHROEDER D., W.E.H. BLUM, (1992): Bodenkunde in Stichworten. F. Hirt, Berlin, Stuttgart.

Hodnocení hydromorfizmu v novém klasifikačním systému půd České republiky

Pavel NOVÁK

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5 – Zbraslav

E-mail: pnovak@vumop.cz

Abstrakt

Systém určování půdního hydromorfizmu sa zakladá na presnej charakteristike hydromorfických a morfológických črt v jednotlivých diagnostických horizontoch, ich výpovednosti a sekvencii v pôdnych profiloch. Umožňuje sa identifikácia nových taxonomických jednotiek a špecifikácia ich kategorizácie na úrovni pôdnych subtypov a variet.

Klíčová slova: Morfológické stupně hydromorfizmu, morfológické znaky, půdní jednotky

Abstract

System of soil hydromorphism determination is based on exact characterisation of hydromorphic morphological features in individual diagnostic horizons, their expressiveness, depth and sequence in soil profiles. It makes possible to identify the new soil taxonomic units and to specify their categorization on the level of soil subtypes and varieties.

Key words: Morphological degree of soil hydromorphism, morphological features, identifying of soil units

Úvod

Základní nosnou koncepcí hodnocení hydromorfizmu podle morfológických znaků je přesná, kvantitativní a kvalitativní klasifikace způsobu a intenzity zamokření, hloubky a rozložení jednotlivých vodovodných a vodonosných vrstev. Původně bylo toto hodnocení zamýšleno pro praktické využití při určování hloubek, rozchodu a další specifikace drenážních systémů v hydromeliorační praxi. Získané poznatky jsou transformovány do půdní genetiky a systematiky.

Problematika

Výzkumem hydromorfizmem ovlivněných půd bylo zjištěno, že nelze již zcela dobře vystačit s běžným klasickým rozlišováním hydromorfního vývoje na procesy oglejení a proces glejový. Poměry v hydromorfizmem ovlivněných půdách jsou mnohem složitější. Zvláště procesy oglejení mohou být v zásadě ovlivněny hloubkou uložení méně propustných vodonosných vrstev: jsou – li tyto vrstvy v profilu hluboko, pod 120 ~ 150 cm (až 200 cm), je srážková voda zadržovaná nad nimi a dochází k tvorbě morfológických znaků hydromorfizmu až v těchto hloubkách. Při běžném průzkumu jsou pak tyto půdy často řazeny ke glejovým subtypům či varietám, ač je to zřetelně nesprávné. Dalším problémem jsou laterální podpovrchové toky vody vodovodnými horizonty, zvláště ve svažitých horských a podhorských oblastech a jejich identifikace. Konečně, zdaleka však ne poslední otázkou je rozlišování morfológických znaků pseudoglejového a glejového procesu či spíše rozlišování znaků signalizujících střídavé (periodické) nebo víceméně trvalé působení vody na genezi půdy. Velmi často ke

složitosti problému přispívají ještě (zvláště opět ve vyšších polohách) vlivy různých pramenných vývěřů a výskyt „obrácených“ „zvrtných“ katén půd s hydromorfním vývojem pod nimi. Problematika je proto široká a komplikovaná.

Materiál a metody

Základním podkladem bylo velké množství půdních profilů, které byly během hydropedologických průzkumů pro odvodnění podrobně studovány často do hloubek kolem 200 cm, i větších. Správné určení příčin a intenzity vlivu vody a hydromorfního vývoje bylo (zvláště v podhorských a horských oblastech s komplikovanými reliéfovými hydrogeologickými podmínkami) nezbytným předpokladem pro hydrotechnický zásah. Doplnění půdní systematiky je odrazem získaných zkušeností.

Výsledky

Vlastní hodnocení hydromorfizmu podle morfologických znaků se provádí v pěti stupních. Zahrnuje tyto dílčí kroky:

- hodnocení (gradaci) morfologických stupňů hydromorfizmu jednotlivých horizontů nebo půdně-litologických vrstev;
- hodnocení profilového průběhu (sekvence) stupňů hydromorfizmu ve čtyřech rozmezích hloubek v půdním profilu (0 – 30 cm, 30 – 60 cm, 60 – 100 cm, 100 – 150 cm);
- zařídění profilu do taxonomické jednotky.

Morfologické stupně hydromorfizmu byly definovány samostatně pro:

- horizonty akumulace organických látek (tabulka č. 1)
- horizonty vysvětlené – eluviální (tabulka č. 2)
- horizonty spodin (tabulka č. 3)

Profilový průběh stupňů hydromorfizmu je v novém českém klasifikačním systému půd (Němeček a kol., 2001) podán jen zjednodušeně a schematicky. Pro podrobnější ilustraci je možno uvést tyto příklady:

Půda	Signatura horizontů	Stupeň hydromorfizmu v hloubkách (cm)			
		0 – 30	30 – 60	60 – 100	100 – 150
Kambizem modální	Ap – Bv – BvC – C	0	0	0 (1)	0 (1)
Kambizem slabě oglejená	Ap – Bvg ⁺ – BCg ⁺ – C	0	1	1 (0)	0
Kambizem oglejená	Ap – Bvg – BCg – Cg ⁺	1 (0)	2	2 (1)	1
Kambizem hluboko oglejená	Ap – Bvg ⁺ – BCg – Cg	0 (1)	1	2 (3)	2 (3)
Pseudoglej modální	Ap – Bmt – BCg – Cg ⁺	1	3 (2)	2 (3)	1
Pseudoglej modální hluboký	Ap – Btg – Bmt – Cg	1	2	3	3 (2)
Pseudoglej luvický	Ap – En – Bmt – Cg ⁺	1	3	3	1 (2)
Pseudoglej hydroeluviovaný	Ahg – Ew – Bm – BCg	2 (3)	4 (5)	3 (4)	2

Půda	Signatura horizontů	Stupeň hydromorfizmu v hloubkách (cm)			
		0 – 30	30 – 60	60 – 100	100 – 150
Pseudoglej glejový (amfiglej)	Ahg – Bmt – Gro – Gor	2 (3)	3	3 (4)	4 (5)
Stagnoglej modální	Ahg – Gro – Bm – Cg	3	4	3	3 (2)
Glej modální	Ah – Gro – Gor – Gr	3	4	4	5 (4)
Glej povrchový	At (T) – Gr – Gro – Gor	4 (5)	5	4	4
Glej akvický (hydroglej)	At (T) – Gro – Gr – Gr	4 (5)	4 (5)	5	5
Organozem (rašelina)	T – Gro – Gr – Gr	5	5 (4)	5	5
Fluvizem modální	Ap – M – C – II C	0	0	1 (0)	1 (0)
Fluvizem glejová	Ah – M – CGor – Gr	1	1 (2)	2 (3)	4

Morfologické znaky a charakteristika hydromorfizmem ovlivněných horizontů je dána jejich genezí a je pro jednotlivé diagnostické horizonty typická.

Humózní horizonty charakterizuje:

- zvýšený obsah humusu proti úrovni rovnovážného stavu okolních anhydromorfních půd
- zvýšená mocnost těchto horizontů
- Možný výskyt difuzních novotvarů Fe – Mn, jejichž výraznost může být překryta barvou horizontu (A_{cg} – černický).

Vysvětlené albické hydromorfní horizonty jsou v různém stupni ochuzeny o jíl a oxidy Fe – Mn v důsledku vertikálního, ale i laterálního transportu. Charakteristické jsou:

- Vybělený nodulární horizont En, světle šedý (chrom < 2, value 6 – 7), se zastoupením nodulárních novotvarů Fe – Mn a drobně polyedrickou strukturou. Charakter novotvarů indikuje periodicitu převlhčení a vysychání: ostře ohraničené nodule dokumentují výraznější vysychání.
- Hydrogenním laterálním tokem vody vybělené horizonty Ew, velmi světlé až téměř nazelenalé (chroma 1 – 2, value 7 – 8), bez novotvarů Fe – Mn. Výskyt na svazích ve vyšších polohách.

Mramorované redoximorfní horizonty jsou periodickým převlhčením hydromorfně transformované kambické a luvické horizonty. V důsledku méně výrazného střídání redukčních a oxidačních fází se rezivé difuzní novotvary ve formě nepravidelných skvrn vyskytují uvnitř pedů, zatímco okolí vodivých pórů a povrch pedů je vysvětlen.

Glejové, reduktomorfní horizonty se vytvářejí v zóně dlouhodobého nasycení vodou. Za určitých podmínek se mohou vytvářet i bezprostředně pod povrchem půdy (glej povrchový). Vyskytuje se:

- glejový redukční Gr horizont s šedou, zelenavou či modrošedou matricí, bez rezivých novotvarů;
- glejový oxidačně – redukční Gor s méně než 10% oxidačních rezivých novotvarů;
- glejový redukčně – oxidační Gro s více než 10 % rezivých oxidačních partií.

Identifikačním znakem horizontů Gor a Gro oproti mramorovaným Bn je výskyt rezivých novotvarů Fe – Mn ve formě jasně ohraničených trubiček – rourek kolem drobných kořínků (pedotubulans); rezivé novotvary v horizontech Bm jsou difuzní skvrny uvnitř pedů.

Diskuse a závěr

Systém definování hydromorfizmu podle morfologických stupňů hydromorfizmu a jejich sekvence v profilu umožňuje rychlou orientaci z hlediska hloubky vodonosných a vodovodných vrstev a intenzity hydromorfního vývoje. Umožňuje přesnější rozdělení hloubek oglejení a rozlišení oglejovacího a glejového procesu. Je vázán na jasnou charakteristiku morfologických znaků pro jednotlivé stupně vycházející nejen z terénních, ale i mikromorfologických studií. V novém taxonomickém klasifikačním systému půd České republiky umožnil definování nových půdních jednotek na úrovni subtypů a variet a zpřesnění jejich kategorizace.

Literatura

- NĚMEČEK J. a kol., 2001: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU + VÚMOP Praha.
- NOVÁK P., 1972: Mikromorfologické znaky půd s hydromorfním vývojem. Kandidátská disertační práce. VÚRV Praha.
- NOVÁK P., NĚMEČEK J., 1985: Hodnocení příčin a diagnostika hydromorfizmu půd. Metodika k ON 736921, Hydroprojekt Praha.

Tabulka 1 Gradace morfologických stupňů hydromorfizmu u humózních horizontů

Stupeň	Barva	Mocnost cm	Struktura	Ostatní znaky	Obsah humusu %	Novotvary Fe	Horizonty	Základní označení (Němeček 2001)
0	a Hnědošedá, šedohnědá	<30	Drobtová, zrnitá	Sorpčně nasycené nebo nasycené	1,5 – 2,5 (3,0)	Chybí	Anhydromorfní humózní horizonty	Ah, Ap, Ad
	b Tmavě hnědošedá, value/chroma Munsell pod 4/2	>30	Totéž	Sorpčně nasycené	2,0 – 3,5 (4,5)	chybí	Tmavé mollikové horizonty	Am, Ac, As
1	a Hnědošedá, šedohnědá	<30	Drobtová, drobně polyedr.	Obvykle nenasycené (zřídka nasycené)	1,5 – 2,5 (3 – 3,5)	Přítomny (řídce drobné)	Slabě hydrogenní humózní	Ahn, Apn, Aun
	b Černohnědošedá, value/chroma pod 4/2	>30	Drobtová, zrnitá, drob.polyedr.	Sorpčně nasycené	2,0 – 3,5 (5,0)	Přítomny (drobné, neostře skvrny)	Slabě hydrogenní mollikové	Amn, Acn, Apn, Asn
2	a Šedohnědá, hnědošedá	<30 (20)	Slabá drobt., nevýrazně polyedrická	Sorpčně nenasycené (ojed.nasycené)	2,0 – 4,0	Výrazné, konkrece či skvrnitost	Hydrogenní humusové horizonty	Ahn, Apn, Aun
	b Tmavě šedohnědá až hnědočerná Munsell pod 4/2	>30	Slabá drobtová zrnitá	Sorpčně nasycené	3,5 – 5,5 (8,0)	Zpravidla skvrnitost, řídčeji konkrece	Tmavé mollikové hydrogenní	Amn, Acn, Apn, Asn
3	Různě syté odstíny hnědé, hnědošedé	5 až 15	Nevýrazně strukturní, (drobtová, zrnitá)	Sorpčně nasycené či nasycené	<10 – 15	Bez brožků; rezivé skvrny nebo trubičky kolem kořání	Bažinné, anmoorové hydrogenní humózní horizonty	Ahg, Apg, Aeg, Amg, Aug
4	Různě syté odstíny šedohnědé či hnědošedé	15 až 20	Zpravidla bezstrukturní	Sorpčně nasycené či nasycené	15 – 25	Rezivá skvrnitost či trubičky	Zrašeliněné horizonty	Ot, At
5	Tmavá hnědošedá či šedohnědá	>20	Bezstrukturní	Sorpčně nasycené či nasycené	>25	Chybí	Rašelinné horizonty	T

Tabulka 2 Gradace morfologických stupňů hydromorfizmu u vysvětlených horizontů

Stupeň	Hnědá matrice	Šedá matrice	Nekonkrecionální novotvary	Konkrecionální novotvary Fe	Struktura	Ostatní znaky	Horizonty	Základní označení (Němec 2001)
0	Vzájemné přechody Plavě šedá, 50% 10YR – 5-6/3-5	↔ Světle plavě šedá 50% 10YR – 5-6/3-5	Chybí	Chybí nebo ojediněle, drobné	Drobně polyedrická	Zvlněný nebo jazykový přechod	Plavé horizonty	Ev, El, Eh
1	Vzájemné přechody ↔ plavě šedá <25 % 10 YR – 6-7/2-3 0 % 10 YR-2,5 Y 6-7/2-3	↔ 100 % 100 % (světle šedá) 2,5Y-5Y-6-7/1	Chybí	Přítomny, drobné	Drobně polyedrická, lístkovitá	Totéž	Světle plavé horizonty	Ev, El, Eh
2			Ojediněle nebo chybí	Přítomny až výrazné, velké	Lístkovitá, destičkovitá	Zpravidla jazykovité (výrazné) přechody	Konkrecionální vybělené horizonty	En
3	0 % 100 % (světle šedá) 2,5Y-5Y-6-7/1	↔ Vzájemné přechody	Četné	Četné (s neostrou hranicí)	Nevýrazně destičkovitá či lístkovitá nebo bezstrukturní	Jazykovité přechody	Konkrecionální vybělené horizonty	En
4			Řídký výskyt nebo chybí (pod 1%)	Chybí		Přechody zvlněné, laterální tok vody	Hydrogenně vybělené horizonty	En, Ew
5	0 % 100 % zelenavě světle šedá 5GY-5G – 6-7/1	↔ 100 % 100 % (světle zelenavě šedá) 5X-5GY – 6-7/1	Chybí	Chybí	Bezstrukturní	Přechody zvlněné, laterální tok vody	Výrazně hydrogenní, vybělené horizonty	Ew

Tabulka 3 Gradace morfologických stupňů hydromorfizmu u horizontů spodin (kambických, luvických, mramorovaných, glejových)

Stupeň	Hnědá matrice	Šedá matrice	Nekongrecionální akumulace Fe	Kongrecionální akumulace Fe	Horizonty	Základní označení (Němeček 2001)
0	100 % syťá barva (chroma >4 v celém horizontu)	0 %	Chybí	Chybí	Různé horizonty anhydromorfních půd	Bt, Bth, Bv, Bp
1	75 – 100 % plochy hnědé barvy (chroma >4) nebo slabý pokles sytosti barvy v celém horizontu	<25 % nevýrazných šedých partii nebo malý kontrast mezi hnědým a šedým materiálem	Skvrny, povlaky a lemy; barevně málo výrazné	Přítomny; slabě výrazné, drobné	Slabě oglejené různé horizonty anhydromorfních půd	Btg', Bthg', Bvg', Bpg'
2	25-75 % hnědě zbarvených partií, většinou se sníženou sytostí barvy	25-60% šedých partií, kontrastních vůči hnědým partiím	Vzájemné přechody ↔ Barevně výrazné skvrny, povlaky, lemy a pruhy, pokrývnost <10%	↔ Přítomny, dosti výrazné		
					Oglejené kambické horizonty, oglejené iluvialní horizonty	Btg, Bvg, Bm, Bmp
3	V malých partiích <25% nebo chybí, malá sytost barvy	Výrazné zastoupení, silně kontrastní vůči hnědým partiím	Výrazně zastoupeny (10-20% pokrývnosti); rezivé skvrny a pruhy barevně kontrastní	Ojedinelé, zpravidla s neostrou hranicí (přechody do nekonkrecionálních)	Oglej. mramorované horizonty -jazykovitý (stř.těžké) - skvrnité (jíly)	Bm, Bmt, (Bme)
4	0 (< 10 %)	Převládá	Výrazné a četné skvrnité a zvláště rourkovité novotvary	Zcela ojed.mohou být přítomny; s neostrou hranicí (přechody do nekonkrecionálních)	Glejové oxidační a oxidačně redukční	Gro, Gor
5	0 %	100 % modrošedá, zelenošedá, modrozelenošedá	Chybí	Chybí	Glejové redukční	Gr

Hodnocení a ochrana degradovaných zemědělských půd

Jiří OBRŠLÍK, Jana UHLÍŘOVÁ

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha,
oddělení PÚ Brno, Lidická 25/27, 657 20 Brno, Česká republika*

Abstrakt

Pro posouzení intenzity a plošného rozsahu degradačních procesů u zemědělských půd zapříčiněných vodní erozí a záplavami byly porovnány výsledky první bonitace půd z roku 1978 se stavem k roku 1999 na katastrálním území Lichnov v okrese Bruntál. Prokázala se tendence snižování hloubky půd a plošného nárůstu lehčích půd. Výsledky rebonitace byly podkladem pro návrh společných zařízení, zpracovaného v rámci komplexní pozemkové úpravy. V souladu s přírodními podmínkami a požadavky na zemědělské hospodaření byly navrženy liniové prvky protierozní ochrany se zatravněním a doprovodnou zelení.

Klíčová slova: Degradace půdy, bonitace, vodní eroze, záplavy, komplexní pozemková úprava, protierozní opatření

Úvod

Záplavy a eroze půdy patří v oblasti Nízkého Jeseníku k nejvýznamnějším faktorům degradace zemědělských půd jako důsledek jejich neadekvátního intenzivního využívání. Dochází zde k plošnému smyvu půdy a zkracování půdních profilů na svažitých pozemcích. V depresích se prohlubují dráhy soustředěného odtoku, místy vznikají strže. V údolních polohách jsou patrné akumulární procesy, při záplavách dochází k překrytí původního humusového horizontu vrstvou štěrku, písku a jiného unášeného materiálu. V důsledku eroze i akumulace dochází ke změnám struktury a skeletovitosti půd, zhoršují se jejich fyzikálně chemické vlastnosti. Negativní působení výše uvedených faktorů se odráží i ve změnách bonitovaných půdně ekologických jednotek.

Materiál a metody

Pro posouzení plošného rozsahu a intenzity uvedených faktorů byly porovnány výsledky první bonitace zemědělského půdního fondu z roku 1978 se stavem zjištěným při rebonitaci v roce 1999 na katastrálním území obce Lichnov (okres Bruntál).

Lichnov leží mezi městy Bruntál a Krnov, v oblasti Nízkého Jeseníku, v jeho západní okrajové části. Převážná část katastru je zařazena do klimatické oblasti B3 – mírně teplé, mírně vlhké s mírnou zimou, pahorkatinné do 500 m n. m. Výše položená jihovýchodní část spadá do klimatické oblasti B5 – mírně teplé, mírně vlhké, vrchovinné nad 500 m n. m. Podle metodiky bonitace je celé území začleněno do klimatického regionu 7 – mírně teplého, vlhkého. Roční průměrný úhrn srážek je poměrně nízký, činí 530 mm. Od května do srpna jsou průměrné srážky vyšší než 60 mm, nejvlhčí měsíc je červen se srážkami do 85 mm.

Geologická stavba území je složitá v důsledku vrásové a šupinovité stavby podloží s uplatněním vrásových deformací v kombinaci se zlomovými systémy. Území lze charakterizovat jako pahorkatinu s výraznou členitostí reliéfu. Stávající geomorfologie byla ovlivněna i glaciální činností.

Nejstarší a nejrozšířenější geologickou jednotkou Nízkého Jeseníku je kulm, tvořený sedimentárním terigenním flyšem s převahou droby. Vyskytují se zde především následující kulmské horniny: polymiktický slepenec, drobno a hrubozrnné živcové droby, drobové pískovce, prachovce a různé typy břidlic. Kvarterní sedimenty jsou obohaceny sedimenty typickými pro kontinentální glaciální zalednění, jedná se převážně o šterky a šterkopísky. Kvarterní sedimenty jsou buď eluviální, deluviální, fluvialní, případně eolické nebo různě kombinované.

Na území Lichnova převládají půdy luvizemní (hnědozemě a ilimerizované půdy) a pseudogleje (oglejené půdy) na smíšených svahovinách. Dále se vyskytují kambizemě (hnědé půdy) na břidlicích a drobách. Údolní polohy jsou pokryty fluvizeměmi (nivní půdy glejové) na bezkarbonátových nivních uloženinách. Půdy zde jsou převážně středně těžké nebo lehčí, místy až písčité, často skeletovité.

Terénní práce rebonitace byly provedeny v období květen – červenec 1999, klasickým způsobem sondovací tyčí, podle metodiky bonitace půdně ekologických jednotek (BPEJ) s využitím stávajících mapových podkladů, zejména komplexního průzkumu půd a dřívější bonitace.

Zpracování návrhu komplexní pozemkové úpravy probíhalo od r. 1999 do 2002. Plán společných zařízení se mimo jiné zvláště zaměřuje na řešení protipovodňové a protierozní ochrany a byl zpracován podle následujících metodických kroků:

1. analýza mapových podkladů a jiných údajů, terénní průzkum,
2. hydrogeografický rozbor území (místní profily a rozvodnice, odtokové linie),
3. výpočet průměrné roční ztráty půdy (rovnice USLE),
4. analýza průtoků, výpočet odnosu splavenin (metoda CN křivek),
5. návrh umístění a dimenzování prvků protierozní ochrany (meze, průlehy, svodné prvky, zatravnění) a protipovodňové ochrany (poldry).

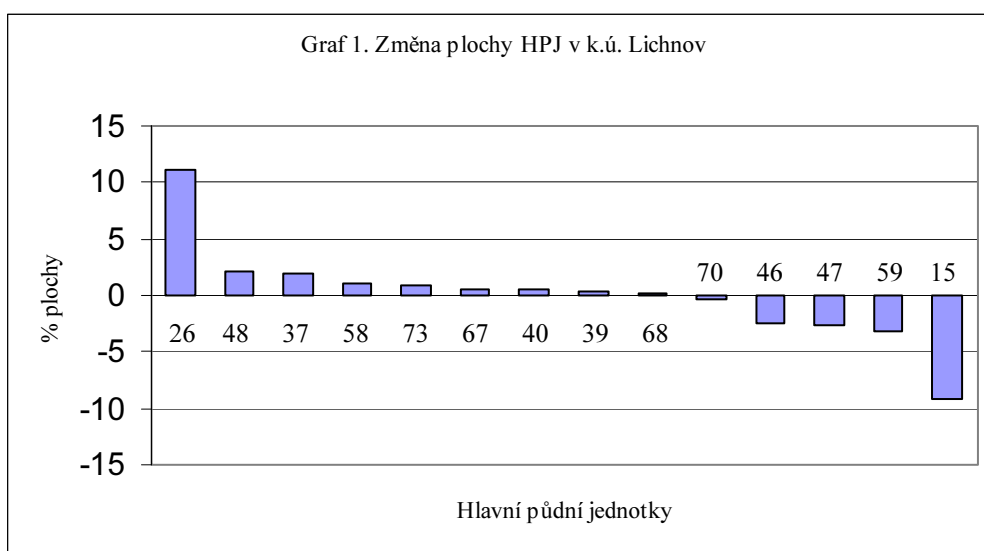
Výsledky

Výsledky bonitace z roku 1978 a 1999 byly vzájemně porovnány a vypočteny plošné rozdíly hlavních půdních jednotek (HPJ), které uvádí tabulka 1. Procentický rozdíl je vždy vztažen k celkové ploše zemědělské půdy, která činí 1 304 ha. Z výsledků byly vyhodnoceny vývojové tendence degradace zemědělského půdního fondu.

Tabulka 1 Plošná bilance zastoupení a změn hlavních půdních jednotek (HPJ)

HPJ	Půdní typ	Rok 1978	Rok 1999	Rozdíl	
		ha	ha	ha	%
15	luvizemní půdy	149,5	30,3	- 119,2	- 9,1
26	kambizem (na břidlici)	333,5	480,3	+ 146,8	+ 11,2
37	mělké půdy	99,5	124,3	+ 24,8	+ 1,9
39	litozem	–	4,7	+ 4,7	+ 0,4
40	svažité půdy nad 12°	38,1	44,9	+ 6,8	+ 0,5
46	luvizemě pseudoglej.	129,5	97,8	- 31,7	- 2,4
47	pseudoglej	495,0	459,0	- 36,0	- 2,7
48	kambizem pseudoglej.	–	27,5	+ 27,5	+ 2,1
58	fluvizem glejová	–	12,6	+ 12,6	+ 1,0
59	fluvizem pelická	42,5	–	- 42,5	- 3,2
67	glej	–	8,2	+ 8,2	+ 0,6
68	glej organozemní	–	1,4	+ 1,4	+ 0,1
70	glej (na terasách)	5,5	–	- 5,5	- 0,4
73	pseudoglej organozem.	–	11,6	+ 11,6	+ 0,9

Přírůstky a úbytky ploch hlavních půdních jednotek jsou pro názornost sestupně seřazeny v následujícím grafu.



Katastrální území obce Lichnov lze principiálně rozdělit na tři různé oblasti s různým stupněm degradační ohroženosti. Nejméně erozně ohrožené jsou plochy náhorních rovin, mírné svahy a deprese v blízkosti lokálních rozvodnic, s výjimkou nejvyšších vrcholů a hřbetů. Těchto ploch je maximálně do 30 % z celkové výměry.

Středně a silně sklonité plochy orientované převážně k ose povodí, tvořené řekou Čižinou, spolu s nejvyššími vrcholy patří k erozně středně ohroženým (cca 60 % z celkové výměry). Intenzita eroze je zde závislá na míře sklonu a stupni zornění. Eroze se nejvýrazněji projevuje především v drahách soustředěného odtoku srážkových vod. V této kategorii došlo k největšímu zvýšení plošného podílu mělkých půd, dále středně hlubokých půd a k přírůstku lehčích půd. V rámci celého katastru představuje nárůst mělkých půd 30 ha (2,3 %), středně hlubokých půd přibýlo o 156 ha (12 %), a lehčích půd je o 37 ha více. Na druhé straně byl zaznamenán úbytek hlubokých půd o 187,5 ha.

Poměrně nejméně plochy zemědělské půdy se nachází v nivě řeky Čižiny a údolích přítoků (20 %), protože podstatná část nivy je zastavěna. V minulosti se jednalo převážně o poměrně kvalitní akumulace nivních uloženin, kromě nejnižší položených pozemků pod obcí Lichnov, které měly extrémní hydromorfní poměry celoročně. Po záplavách došlo v nivních oblastech k výraznému snížení bonity půdy v důsledku akumulace štěrku a písku, jejichž mocnost v některých lokalitách vyloučila další zemědělské využití. Původně hluboké fluvizemě byly v některých místech překlasifikovány až na mělké půdy. Převážně v této části katastru došlo k úbytku těžkých půd o 50 ha.

Z výše uvedené tabulky vyplývá, že za sledované období mezi léty 1978 až 1999 došlo k nárůstu výměry kambizemí (hnědých půd na břidlici, HPJ 26) o 146,8 ha, což představuje 11,2 % (z celkové výměry zemědělské půdy), dále následuje kambizem pseudoglejová (hnědá půda oglejená, HPJ 48) o 27,5 ha tj. 2,1 %. Třetí největší nárůst a to o 24,8 ha (1,9 %) je zaznamenán u mělkých kambizemí (mělké hnědé půdy) s hloubkou ornice do 30 cm (HPJ 37). K největšímu poklesu naopak došlo u hnědozemí, hnědozemí luvizemních a kambizemí luvizemních (ilimerizované půdy a hnědozemě ilimerizované, HPJ 15) a to o 119,2 ha, tj. o 9,1 %. Dále následuje fluvizem glejová pelická (nivní půdy glejové těžké, HPJ 59) s poklesem výměry o 42,5 ha, tj. 3,2 %. Následují hnědozemě luvizemní pseudoglejové a luvizemě pseudoglejové (hnědozemě ilimerizované oglejené a ilimerizované půdy oglejené, HPJ 46) s výměrou 31,7 ha, což činí 2,4 %. V rámci katastru obce Lichnov došlo ke změně v zařazení do BPEJ na 17,8 % plochy zemědělské půdy.

Provedená aktualizace BPEJ byla důležitým podkladem jak pro oceňování pozemků, tak pro navazující analýzy povodňových a erozních rizik. Do výpočtu ztráty půdy erozí vstupují hlavní půdní jednotky BPEJ formou tabulkového převodu na faktor erodovatelnosti (K), který je jedním ze součinitelů rovnice USLE (univerzální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí). Podle hloubky půdy se diferencují přípustné hodnoty ztráty půdy:

mělké půdy (do 30 cm)	1 t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹ ,
středně hluboké (30 – 60 cm)	4 t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹ ,
hluboké (nad 60 cm)	10 t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹ .

Výpočtem průměrné roční ztráty půdy bylo zjištěno, že limitům nevyhovuje 30 % plochy zemědělské půdy.

Pedologická charakteristika území je důležitá i pro odnos splavenin. Při výpočtu CN křivek se používají hydrologické skupiny půd, odstupňované podle rychlosti infiltrace vody půdním profilem. Výsledky byly použity zejména pro návrh a dimenzování poldrů, svodných prvků, propustků, aj.

S ohledem na charakter krajiny a složitost velmi svažitého reliéfu bylo v rámci protierozní ochrany navrženo 5 záchytných a 4 svodné průlehy. Protipovodňová ochrana je řešena návrhem 5 poldrů, suchých i se stálou hladinou vody s možností využití pro rekreaci. Návrh společných zařízení prošel schvalovacím řízením a stal se platným podkladem pro úpravy hranic a rozmístění nových parcel a změny druhů pozemků. Nedílnou součástí je návrh ÚSES, který byl zpracováván v přímé návaznosti na lokalizaci protierozních a protipovodňových opatření. V cestní síti nebyly navrženy podstatné

změny. Byly doporučeny úpravy šířky a povrchu některých cest, lokálně byly navrženy úpravy délky, zejména z důvodu zpřístupnění hrází poldrů.

V důsledku plánovaných opatření v rámci plánu společných zařízení byly navrženy změny druhů pozemků, zejména z orné na trvalé travní porosty a zalesnění. Celkem by mělo dojít k úbytku orné půdy o ploše 21,22 ha ve prospěch trvalých travních porostů (2,9 ha) a zalesnění (18,32 ha).

Závěr

Aktualizace bonitovaných půdně ekologických jednotek byla provedena velmi podrobně, protože nový přístup k vlastnictví půdy a hospodaření na ní vyžaduje přesnější údaje o typu, kvalitě a odvozeně o ceně půdy. Původní velkoblokové bonitované jednotky byly rozděleny na větší počet menších. Rozdílná měřítká bonitace se jistě odrazila i ve výsledcích. Přesto lze na základě terénního průzkumu říci, že degradace půd vodní erozí a záplavami je v Lichnově výrazná.

Eroze půdy spolu s periodickými záplavami degradovaly zemědělský půdní fond na 17,8 % analyzovaného území. Plošně nejvýrazněji byly zasaženy především půdy typu hnědozemí a hnědozemí luvizemních (hnědozemí a hnědozemí ilimerizovaných) na svahovinách se sprašovou příměsí. Úbytek dále zaznamenáváme u fluvizemí a pseudoglejů (nivních půd a oglejených půd) na svahovinách. K největšímu nárůstu došlo především u středně těžkých kambizemí (hnědých půd) na různých břídlících, dále u kambizemí pseudogleových (hnědých půd oglejených) a mělkých kambizemních (hnědých) půd.

Hnědozemě a hnědozemě luvizemní (HPJ 15) byly překlasifikovány převážně na hnědozemě luvizemní pseudoglejové (HPJ 46), dále na pseudogleje (HPJ 47), případně na kambizemě (HPJ 26). Fuvizemě glejové (nivní půdy glejové těžké, HPJ 59) po záplavách, zejména následkem překrytí naneseným materiálem, byly lokálně přebonitovány na litozemě (mělké hnědé půdy, HPJ 39) případně na pseudogleje (oglejené půdy na svahových hlínách, HPJ 47) nebo gleje (glejové půdy mělkých údolí, HPJ 67). Na snížení výměry pseudoglejů (oglejených půd, HPJ 47), které musely být nově zařazeny převážně mezi kambizemě (hnědé půdy), mělo zřejmě vliv dřívější odvodnění zamokřených pozemků.

Hranice aktualizovaných BPEJ byly upraveny podle zaměření skutečného stavu a budou spolu s digitální katastrální mapou komplexní pozemkové úpravy zapsány do katastru nemovitostí. Postup zpracování návrhu společných zařízení je příkladem komplexního řešení ochrany a organizace povodí s cílem zabránění negativních účinků eroze na degradaci a ztráty půdy a současně prevence povodňových škod.

Literatura

- Bonitace čs. Zemědělských půd a směry jejich využití. 1. díl. Uživatelská příručka pro BPEJ. FMZVŽ Praha, 1984. 132 s.
- DUMBROVSKÝ M. a kol., 2001: Projekt komplexní ochrany a organizace povodí v systému plánu společných zařízení. Periodická zpráva. VÚMOP Praha. 37 s.
- DUMBROVSKÝ M., MEZERA J. a kol., 2000: Metodický návod pro pozemkové úpravy a související informace. VÚMOP Praha. 189 s.
- JANEČEK M. a kol., 1992: Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika 5/92. ÚVTIZ Praha. 110 s.

Prechodné subtypy a ich odraz v klasifikácii hydromorfných pôd

Viliam PICHLER, Juraj GREGOR, Eduard BUBLINEC

Abstrakt

Práca poukazuje na absenciu prechodného subtypu glej kambizemný v Morfogenetickom klasifikačnom systéme pôd Slovenska na základe experimentálnych údajov z JV okrajovej časti Laboreckej vrchoviny, k.ú. Stakčín, v nadmorskej výške približne 350 m. Konštatuje význam precizovania klasifikácie hydromorfných pôd vzhľadom na dokumentáciu a monitoring rastlinných a živočíšnych spoločenstiev, ktoré na nich existujú.

Kľúčové slová: prechodné subtypy, klasifikácia hydromorfných pôd

Summary

Based on soil profile description, physical and chemical analyses the paper points to the absence of cambic gleysol as a more suitable classification unit than the existent anthro-fluvic gleysol for a soil found in an alluvial brook zone in the Laborecká Vrchovina Hills. It relates the need for a more subtle classification of hydromorphic soils to the ongoing documentation and monitoring of rare plant and animal communities sustained by such soils.

Key words: soil subtypes, hydromorphics soil classification

Úvod a problematika

Rýchly nárast poznatkov o pôde zaznamenaný v posledných desaťročiach vyvolal snahu o prehodnotenie klasifikačných systémov pôd. V nich už spravidla nenachádza uplatnenie idea centrálnej koncepcie typu, oslabená je pozícia genetického, či historicko-genetického pôdoznalectva a stále väčší dôraz sa kladie na morfológické znaky pôd a ich kvantifikáciu (Kukla, 2002). Ba dokonca aj keď je reč o pôdotvorných činiteľoch alebo podmienkach, diskusia osciluje medzi procesmi pedogenézy a fenomenologickým prístupom (Jenny, 1941, 1994), ktorý sa zaujíma skôr o kvantitatívnu než kvalitatívnu stránku ich pôsobenia. Pravda snaha zosúladiť pôdnogenetické poznatky s realitou diagnostických horizontov našťastie neustáva a tak máme na Slovensku k dispozícii Morfogenetický klasifikačný systém (Kolektív, 2000), ktorý dobre odráža spomínané úsilie zachytiť všeobecné a konkrétne, špecifické zároveň. Výsledkom toho sú aj rozlíšené pôdne subtypy, ktoré v systéme predstavujú otvorenú sústavu. Týka sa to aj skupiny hydromorfných pôd, s ktorými sa lesníci stretávajú na časti lesného pôdneho fondu s relatívne limitovanými produkčnými schopnosťami.

Podľa Morfogenetického klasifikačného systému k nim priradujeme tri pôdne typy a to pseudo-glej, glej a organozem. Aj keď sa na prvý pohľad zdajú byť tieto typy dobre definované, predsa sa pri terénnych prácach stretávame pri nich s pomerne veľkou variabilitou genetických, ekologických i produkčných vlastností. Toto konštatovanie platí obzvlášť pre gleje. Súvisí to s celým radom skutočností, napr. s vodohospodárskymi úpravami v minulosti i súčasnosti, s využívaním a obhospodarovaním krajiny a pôdy, s klimatickými zmenami a povodňami, ale aj danosťami územia, z ktorých na prvom mieste treba spomenúť reliéf, pretože jeho na pohľad aj nevýznamné zmeny už na malú vzdialenosť

výrazne ovplyvňujú vodnovzdušný režim pôd i hĺbku hladiny podzemnej vody (Jenny, 1994). Z uvedeného vyplýva aj značná variabilita a heterogenita ekologicko-produkčných vlastností takýchto pôd. Jej zachytenie je o to dôležitejšie, že spomínané pôdy tvoria nezriedka aj edafotop mnohých významných chránených biotopov mokraďovej vegetácie a živočíšstva (Otáhel'ová, H., Hrivnák, R., Valachovič, M., 2001, Hrivnák, R., 2000) ktorých dokumentácia a ďalší manažment si vyžadujú dobre prepracovanú klasifikáciu subtypov hydromorfných pôd aj v sporných prípadoch, aký predstavuje aj lokalita plánovanej lesnej škôlky „Na Tarnovci“.

Prírodné a miestne pomery

Plánovaná lesná škôlka „Na Tarnovci“ sa nachádza v JV okrajovej časti Laboreckej vrchoviny, k.ú. Stakčín, v nadmorskej výške približne 350 m, v rovinatej polohe, medzi štátnou cestou v záreze do obce Klenová a pravým brehom miestneho potoka (obr. 1). Parcela je lokalizovaná na jeho aluviálnej nive s prítomnosťou glejových vôd chudobných na kyslík. Pôvodná orná pôda, asi 10 rokov neobrábaná, je v rovinatej území s miernou západnou expozíciou (podľa spádu potoka a okolitého terénu). Je porastená súvislou trávou pokrývkou pomiestne s významnými fytoindikátormi ako je *Deschampsia flexuosa*, *Juncus conglomeratus*, *Arctium tomentosum* a *Rumex sanguineus*. Číslo parcely je 1794/2 o rozlohe 0,3546 ha.

Metodika práce

Pri terénnych prácach sme vykopali 8 plytkých sond – zákopkov (do hĺbky 30 cm) rozmiestnených rovnomerne po celej predmetnej ploche (vzorky č. 1 – 4 a 6 – 9) a jednu hlbokú sondu (0 – 90 cm) v jej strede (vzorky č. 51 – 54). Celkove sme odobrali 12 vreckovaných pôdnych vzoriek na fyzikálne a chemické rozbor a 6 valčekových vzoriek (po 2 z hĺbok 2 – 7, 20 – 25 a 45 – 50 cm z hlbkej sondy, pričom z párov vzoriek boli vypočítané aritmetické priemery uvedené v tab. 2) v neporušenom stave do Kopeckého fyzikálnych valčekov pre vybrané fyzikálne charakteristiky. Pôdne vzorky sme odobrali 13.8.1996, kedy sa urobil aj opis a terénne vyhodnotenie pôdnych vlastností.

Z vysušenej a pripravenej jemnozeme (zemina preosiata cez 2 mm sito) sme urobili nasledujúce stanovenia:

- rozbor zrnitosti jemnozeme sedimentačnou metódou
- objemová hmotnosť gravimetrickou metódou
- živiny sorpčného komplexu vo výluhu 0,15 N NH₄Cl

Výsledky

Opis a vyhodnotenie pôdnej sondy

0 – 17 (20) cm (Akp)

Sivohnedý, hlinitý, hruboodrobinkovitý, mierne vlhký, mierne uľahnutý, pôvodne oraný (10 rokov neobrábaný), ojedinelý výskyt pôdneho skeletu veľkosti štvrtku flyšového pôvodu (pieskovce a ílové bridlice), vzorka 51 odobratá z hĺbky 2 – 2 cm.

17 – 45 cm (Go)

Hnedý s hrdzavými škvrnami a zhlukmi (20 % matrice), do hĺbky znaky oglejenia pribúdajú (60 – 70 %), s podielom sivej farby v matrici pod 10 %, ílovitohlinitý, hrubopolyedrický, čerstvovlhký, mierne uľahnutý, dolu až uľahnutý, ojedinelý výskyt skeletu veľkosti štvŕčku flyšového pôvodu, vzorky 52 a 53 odobraté z hĺbok 15 až 25 a 30 až 35 cm.

45 – 90 cm (Gro)

Sivý (60 %) pri vrchu až sivohnedý s hrdzavými škvrnami so striedaním redukovaných a oxidovaných domén (oglejenie od zamokrenia), ílovitohlinitý, mokrý, polyedrickej dospodu zliatej štruktúry, spodná voda v 85 cm hĺbke, skelet ojedinelý, naspodku sondy výrazné znaky glejovatenia, vzorka 54 odobratá z hĺbky 50 – 55 cm.

Prechod horizontov okrem Akp/Go je postupný, difúzny, prekorenenie z tráv rovnomerné do 10 cm hĺbky, ojedinele do 30 až 45 cm. Povrch pôdy je zarastený trávou prikrývkou so solitérnym výskytom *Juncus conglomeratus* (zamokrené časti lokality), *Deschampsia flexuosa* (zakyslené časti), *Arctium tomentosum* a *Rumex sanguineus*.

Pôda z ornice cca do 20 cm je zrnitostne a štruktúrne priaznivá, hlbšie sú produkčné pomery zhoršené uľahnutosťou a zamokrením (oglejením), čím je zhoršený vodnovzdušný režim (Tužinský, 1981, 1983, 1999).

Niektoré laboratórne výsledky a ich zhodnotenie

Rozbor zrnitosti (tab. 1) ukazuje pomerne homogénnu disperznú skladbu s len ojedinelým výskytom pôdneho skeletu. Takúto pôdu môžeme podľa STN 721002 označiť za piesčitú ílovitú hlinu bez skeletu a podľa Nováka (1954) ako stredne ťažkú bezskeletnatú piesčito-hlinitú až hlinitú pôdu, teda pôdu z fyzikálneho hľadiska priaznivú, bez zníženej priepustnosti.

Tabuľka 1 Disperzná charakteristika pôdy

Vzorka č.	Hĺbka [cm]	Íl pod 0,002 [mm]	Prach 0,002 – 0,063 [mm]	Piesok 0,063 – 2,000 [mm]
1	0 – 30	29,0	28,1	39,4
2	0 – 30	27,6	28,1	44,3
3	0 – 30	28,0	28,5	43,5
4	0 – 30	28,0	28,9	43,1
51	2 – 12	23,7	30,0	46,3
52	15 – 25	28,8	29,2	42,0
53	30 – 35	28,9	29,6	41,5
54	50 – 55	29,2	32,1	38,7
6	0 – 30	27,8	30,1	42,1
7	0 – 30	26,4	30,0	43,6
8	0 – 30	27,3	30,7	42,0
9	0 – 30	29,3	30,0	40,7

Objemová hmotnosť pôdy bola 1,19 g.cm⁻³ v hĺbke 2 – 7 cm, 1,39 g.cm⁻³ v hĺbke 20 – 25 cm a 1,41 g.cm⁻³ v hĺbke 45 – 50 cm.

Tabuľka 2 Živiny zo sorpčného komplexu

Číslo vzorky	Živiny zo sorpčného komplexu (mg.kg ⁻¹)			
	Ca	Mg	K	Na
1	2 480	266	222	22
2	1 360	126	152	26
3	1 220	123	138	24
4	2 320	206	320	35
51	2 200	200	436	18
52	2 440	200	218	29
53	2 880	250	146	31
54	2 520	306	138	32
6	2 320	170	172	26
7	2 600	120	228	36
8	2 600	200	146	30
9	2 500	200	146	35

Diskusia

Vzhľadom na to, že pôda má glejový redukčný horizont Gro do hĺbky 50 cm od povrchu, možno ju priradiť k pôdnemu typu glej. V zmysle Morfogentického klasifikačného systému pôd Slovenska (Kolektív, 2000), môžeme vylišiť kultizemný subtyp (Gla) v nasýtenej variete, pretože pôda má kultizemný orníkový horizont Akp hrubý necelých 20 cm a v celom profile je nasýtená s hodnotou V v rozpätí 60,7 – 80,9 %. Povrchový humózný kultizemný horizont pretvorený obrábaním je v súčasnosti dosť nevýrazný. Nesie však znaky kultivácie spočívajúce v jeho homogénnom vzhľade a v zreteľnom prechode do nasledujúceho horizontu. Okrem toho má aj znaky pozitívnej kontaminácie živinami (tab. 2). Tvorba pôdy je ovplyvňovaná prítomnosťou vysoko položenej hladiny podzemnej vody chudobnej na kyslík s pomalým laterálnym pohybom a nevýraznou fluktuáciou hladiny. Napriek tomu, že hladina tejto vody je v hĺbke menšej ako 100 cm, oglejovací proces viditeľne nezasahuje horizont A. To robí určité klasifikačné problémy a spochybňuje jednoznačné zaradenie našej pôdy medzi gleje a zároveň nastoľuje problém absencie prechodného subtypu v MGKS 2000 smerom ku kambizemiam (glej kambizemný?), ktorý by mohol byť definovaný prítomnosťou glejových horizontov a absenciou znakov oglejenia v povrchovom horizonte A. Na druhej strane proti zaradeniu pôdy medzi kambizeme do subtypu kambizem glejová, o ktorú bola doplnená 3. aproximácia MGKS z roku 2000 hovorí skutočnosť, že glejový redukčný horizont Gr by mal byť v kambizemi glejovej v hĺbke väčšej ako 50 cm. Samozrejme proti zaradeniu medzi kambizeme hovorí aj neprítomnosť kambického horizontu Bv.

Záver

Na aluviálnej nive potoka s pôvodnou ornou pôdou sa vylíšil glej kultizemný v nasýtenej variete v zmysle súčasnej slovenskej klasifikácie. Vzhľadom na to, že oglejovací proces nezasahuje A horizont, pritom však zasahuje aj hĺbky menšie ako 50 cm, javí sa ako vhodnejšia klasifikačná jednotka glej kambizemný, ktorý zatiaľ v MGKS ako prechodný subtyp ku kambizemiam zatiaľ neexistuje. Význam určitého precizovania klasifikácie hydromorfných v rámci MGKS spočíva najmä

v tom, že spomínané pôdy tvoria nezriedka edafotop mnohých významných chránených biotopov mokraďovej vegetácie a živočíšstva, ktorých dokumentácia a monitoring na národnej i medzinárodnej úrovni vyplýva z medzinárodných dohôd.

Literatúra

- HRIVNÁK R., 2000: *Caricetum melanostachyae* Balázs 1943 a *Caricetum buekii* Hejný et Kopecký 1965 na strednom Slovensku. Bull. Slov. Bot. Spoločn., Bratislava, 22: 215 – 227.
- ISSS-ISRIC-FAO: World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources Reports, 84, FAO, Rome, 89 ss.
- KOLEKTÍV, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP Bratislava, 74 ss.
- NOVÁK V., 1954: Praktikum fytocenologie, ekologie, klimatologie a půdoznalství. Praha, 596 ss.
- OŤAHEĽOVÁ H., HRIVNÁK R., VALACHOVIČ M., 2001: *Phragmito-Magnocaricetea*. In: VALACHOVIČ M. (ed.), Rastlinné spoločenstvá Slovenska. 3. Vegetácia mokradí. pp. 53 – 183. Veda, Bratislava.
- TUŽINSKÝ L., 1981: Vodný režim pôd pod vybranými lesnými ekosystémami Slovenska. Lesnícky časopis, 27, (4), s. 297 – 308.
- TUŽINSKÝ L., 1983: Supplies of available water in the soil and their ecological importance in forest associations of arid regions of the Slovak Republic. Ekológia (ČSSR), 2, (2), s. 121 – 144.
- TUŽINSKÝ L., 1999: Bilancia vody v lesných ekosystémoch. AFF, XLI, Zvolen, s. 55 – 64.

PodĎakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami Grantu č. 1/9264/02.

Using of Basic Soil Properties on the Assessment of Water Retention Curves

Jana SKALOVÁ

*Slovak University of Technology, Faculty of Civil Engineering, Department of Land and Water Resources Management, Radlinského 11, 813 68 Bratislava, Slovak Republik,
E-mail: skalova@svf.stuba.sk*

Abstrakt

Prezentujeme metódu, ktorá umožňuje zjednodušiť a urýchliť stanovovanie kriviek vodnej retencie pre pôdy Záhorskej nížiny. Táto metóda sa zakladá na predpokladanej závislosti obsahu vody na obsah v % 1., 2., 3. a 4. Kopeckého zrnitostných kategórií a na suchej objemovej hmotnosti. Reprezentatívny súbor vetvy vysychania kriviek retencie vody bol meraný na pôdnych vzorkách regiónu Záhorská nížina v laboratóriu. Distribúcia častíc podľa veľkosti a objemovej hmotnosti bola tiež stanovená. Bola použitá viacnásobná lineárna regresia na určenie funkcií pedotransferu (PTF), ktoré môžu byť použité na prognózovanie suchej vety vodnej retenčnej krivky. Funkcie pedotransferu boli verifikované na inom súbore dát kriviek meranej vodnej retencie z toho istého územia vo veľmi úzkom súlade.

Kľúčové slová: krivka vodnej retencie, distribúcia častíc podľa veľkosti, objemová hmotnosť, funkcie pedotransferu, pôdny vodný režim

Abstract

There are presented method, which makes possible to simplify and to speed up the estimation of the water retention curves for the soils of Záhorská nížina in the paper. This method is based on supposed dependence of the water content on the percentage content of the 1st, 2nd, 3rd and 4th Kopecký grain categories, and on the dry bulk density. The representative set of the drying branch of water retention curves was measured on soil samples of Záhorská nížina region in laboratory. Particle size distribution and dry bulk density were also determined. It was used multiple linear regression to estimate the pedotransfer functions (PTF) that can be used for prediction of the drying branch of the water retention curve. Pedotransfer functions were verified on another data set of measured water retention curves from the same territory with close agreement.

Key words: water retention curve, particle size distribution, dry bulk density, pedotransfer functions, soil water regime

Introduction

For quantification of soil water regime characteristics it is possible to use two methods. Generally accepted method is method of the direct monitoring of soil moisture in given area. The complete monitoring of soil moisture on agricultural soils in Slovakia wasn't done until this time. There are only some information published in research and scientific works about irrigation, ecology, hydrology and pedology in special areas. Monitoring of the soil water regime characteristics is significant in a research of influence of the extreme meteorological phenomenons on environment (floods, droughts) and in seeking adaptive mechanism for their mitigation or elimination. It creates knowledge base for assessment and optimalization of soil water regime (SWR) in the agricultural land for increasing of the crop production. The alternative method for determination of SWR characteristics is mathematical modeling. For this purpose there are used several mathematical models (Šútor, Štekauerová 1999). Using of these models is restricted because of knowledge of input dates, which are needed for the numeric simulations. Following input dates - meteorological, climatic, hydrologic and crop character-

istics in given area are available in competent institutions. Another important input data are the soil properties but they weren't all in the pedological survey of Slovakia assigned. These characteristics appear as key problem in the numerical simulation of SWR, mainly water retention curve.

Measurement of the water retention curve (WRC) points, its drying or wetting branch in the laboratory is very expensive, time consuming and labor intensive. During last ten years we can find relative high number of works, which are devoted to determination of WRCs from available soil properties as particle size distribution, dry bulk density, organic C content in literature (for example: Renger 1971; Gupta, Larson 1979; Rawls et al. 1982, Wosten et al., 1995, 1999, Šútor, Štekauerová 1999, Houšková 2000, Gomboš, Burger 2001). This methodic procedure is based on supposed dependence of the soil water content from previously mentioned characteristics. For these procedures, which use up regression analyses it is introduced term pedotransfer functions (PTFs).

Soils in individual Slovak regions have developed under influence of different factors and therefore they have their specific properties. From this reason isn't possible to create unified PTFs for the whole Slovakia or PTFs of one region to use for WRCs determination other region in order to achieve required precision. Introduced paper deals by PTFs for estimation of points of drying branch WRC for soils of the Záhorská nížina region.

Material and method

It was taken 125 soil samples from localities Malé Leváre, Veľké Leváre, Kostolište, Malacky, Sekule, Šaštín, Kopčany, Rybky on finding soil characteristics of Záhorská nížina and on the expression of the pedotransfer functions.

Soil types of Záhorská nížina region are presented in figure 1. As we can see the sandy soils are on the largest area.

On all soil samples it was made particle size distribution for determination of the Kopecký grain categories (from 1st till 4th in %). It was also measured dry bulk density, particle density, porosity and saturated hydraulic conductivity on soil samples. The points of drying branch WRCs for pressure head values -2.5, -56, -209, -558, -976, -3 060 and -15 300 cm were estimated in the overpressure equipment. It was made classification of soil sample by particle size distribution according to two systems. The one is based on % of the 1st grain category (diameter <0.01 mm) and the other on the soil farming. The results are in fig. 2 and fig. 3. They are expressed by number of samples, by percentage from all samples and also in %-expression of soil type ground plane in the frame Záhorská nížina.

PTFs were designed for three variants, by those were analyzed:

- 1st variant: data set of 109 soil samples,
- 2nd variant: data subset of sandy, loamy sandy, sandy loamy and loamy soil samples,
- 3rd variant: data subset of light and medium heavy soil samples.

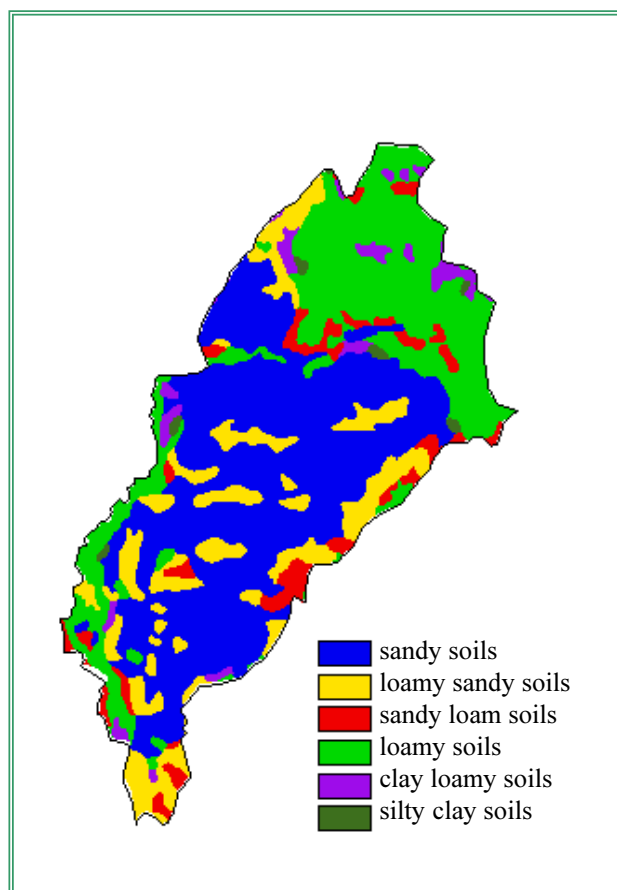


Fig. 1 Soil types on Zahorská nížina region

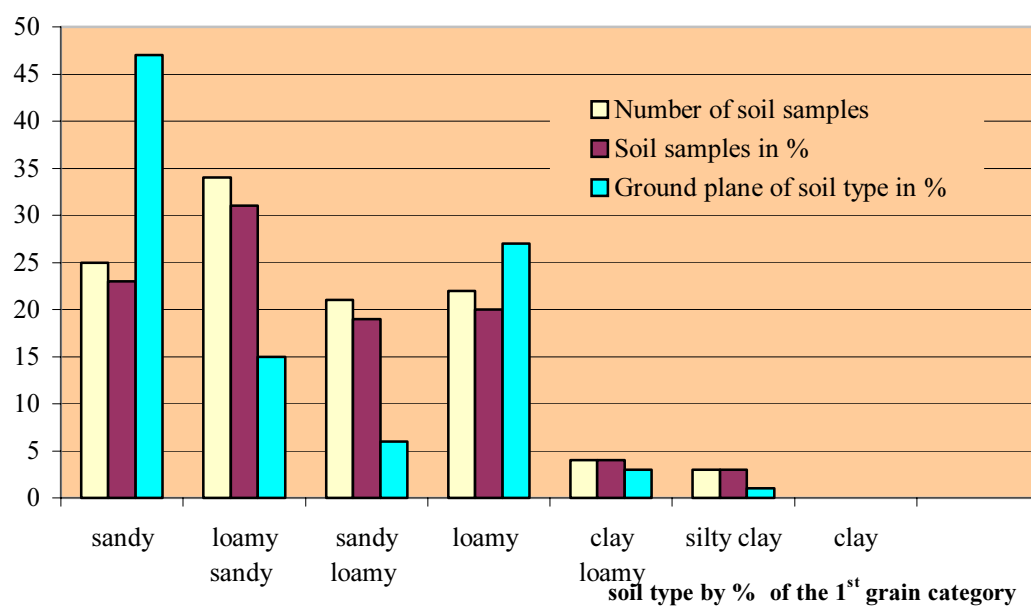


Fig. 2 Results of soil samples classification by % of the 1st grain category by Kopecký

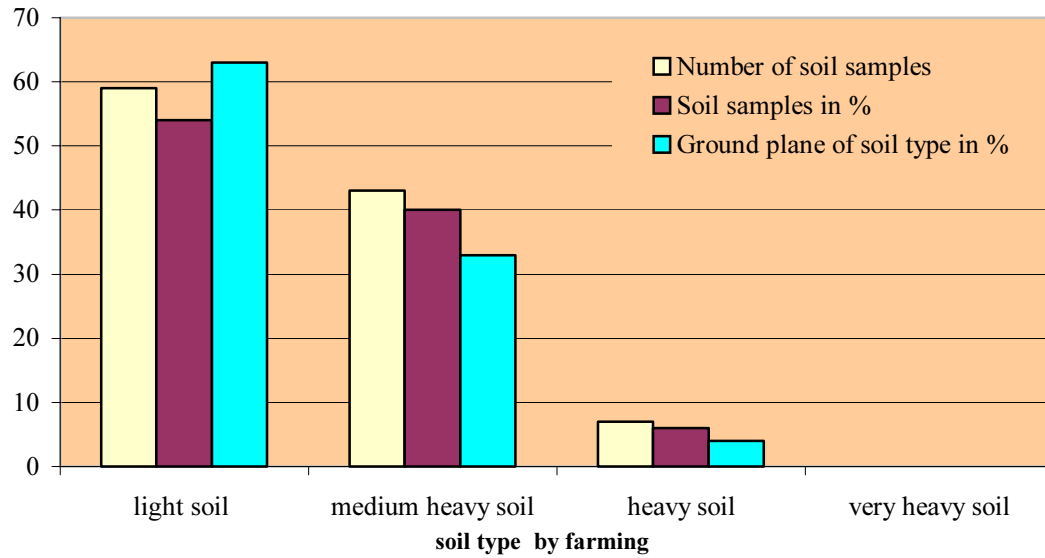


Fig. 3 Results of soil samples classification by farming

It was applied quintuple linear regression by PTFs assessment in form:

$$\theta_{hw} = a \cdot 1^{st} \text{ cat.} + b \cdot 2^{nd} \text{ cat.} + c \cdot 3^{rd} \text{ cat.} + d \cdot 4^{th} \text{ cat.} + e \cdot \rho_d + F \quad [\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}]$$

where:

θ_{hw} is volume water content $[\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}]$ in the concrete pressure head value h_w [cm],

1st cat. - percentage of clay (with diameter < 0.01 mm),

2nd cat. - percentage of silt (0.01 – 0.05 mm),

3rd cat. - percentage of fine sand (0.05 – 0.10 mm),

4th cat. - percentage of sand (0.1 – 2.0 mm),

ρ_d - dry bulk density $[\text{g} \cdot \text{cm}^{-3}]$ and

a, b, c, d, e, f are regional parameters determined by regression analyses.

The pedotransfer functions can be used for the calculation of volume water contents $\theta(h_w)$ at the corresponding pressure head value $h_w = -2.5, -56, -209, -558, -976, -3\,060, -15\,300$ cm in dependency on percentage content of the 1st, 2nd, 3rd and 4th grain categories by Kopecký and on the dry bulk density ρ_d .

Results and discussion

To PTFs assessment for the soils of Záhorská nížina was applied the data set, which contained data from 109 soil samples. Results of quintuple linear regression are regional parameters of PTF for three analyzed variants (Skalová 2001). Regional parameters of PTFs for the 1st variant are listed in table 1. Review of correlation coefficients (R) for each of the PTFs is in table 2. The R's of the 1st variant ranges from 0.86 to 0.89, which testify to a high degree of relationship between correlated elements ($0.70 < R < 0.90$). At 2nd and 3rd variant it is possible to talk about significant to high degree of relationship, which is documented by R-value in range from 0.50 to 0.90 in table 2.

Table 1 Regional parameters of pedotransfer functions (a, b, c, d, e, f) for calculation of points of drying branch of water retention curve for Záhorská nížina soils – results of the 1st variant (h_w is pressure head)

h_w [cm]	a	b	c	d	e	f
- 2.5	0.02870	0.02553	0.02797	0.02605	-0.36354	-1.70427
- 56	0.02864	0.02392	0.02663	0.02338	-0.21372	-1.83153
- 209	0.01059	0.00568	0.00659	0.00465	-0.13986	-0.13546
- 558	0.01695	0.01197	0.01269	0.01115	-0.18158	-0.73169
- 976	0.00609	0.00115	0.00130	0.00031	-0.16978	0.32317
- 3060	0.01322	0.00798	0.00807	0.00756	-0.16606	-0.42391
- 15300	0.00387	-0.00119	-0.00110	-0.00171	-0.13480	0.42341

Designed PTFs were checked on database of 16 soil samples. Measured WRCs as well as WRCs calculated by PTFs for all 3 variants on example of 4 soil samples are on figure 4. To compare of measured WRCs and WRCs calculated by PTFs it was used up correlation analysis, mean difference and root of the mean squared difference. Calculated correlation coefficients $R = 0.84 - 0.96$ (table 3) testify to a high degree of closeness between measured and calculated WRCs.

Table 2 Correlation coefficient (R) values for individual variants (1st, 2nd, 3rd) of PTFs suggestion for the soils of Záhorská nížina (h_w is pressure head)

PTFs variant	1 st	2 nd				3 rd	
Soil type		Sandy soil	Loamy sandy soil	Sandy loamy soil	Loamy soil	Light soil	Medium heavy soil
1 st category [%]		0 – 10	10 – 20	20 – 30	30 – 40	0 – 20	20 – 45
h_w [cm]	R						
-2.5	0.89	0.90	0.65	0.68	0.89	0.89	0.79
-56	0.86	0.66	0.64	0.65	0.90	0.74	0.80
-209	0.88	0.67	0.61	0.58	0.85	0.70	0.76
-558	0.89	0.69	0.55	0.61	0.87	0.66	0.81
-976	0.89	0.71	0.50	0.60	0.79	0.65	0.77
-3 060	0.88	0.74	0.55	0.52	0.85	0.59	0.79
-15 300	0.89	0.76	0.61	0.51	0.86	0.58	0.76

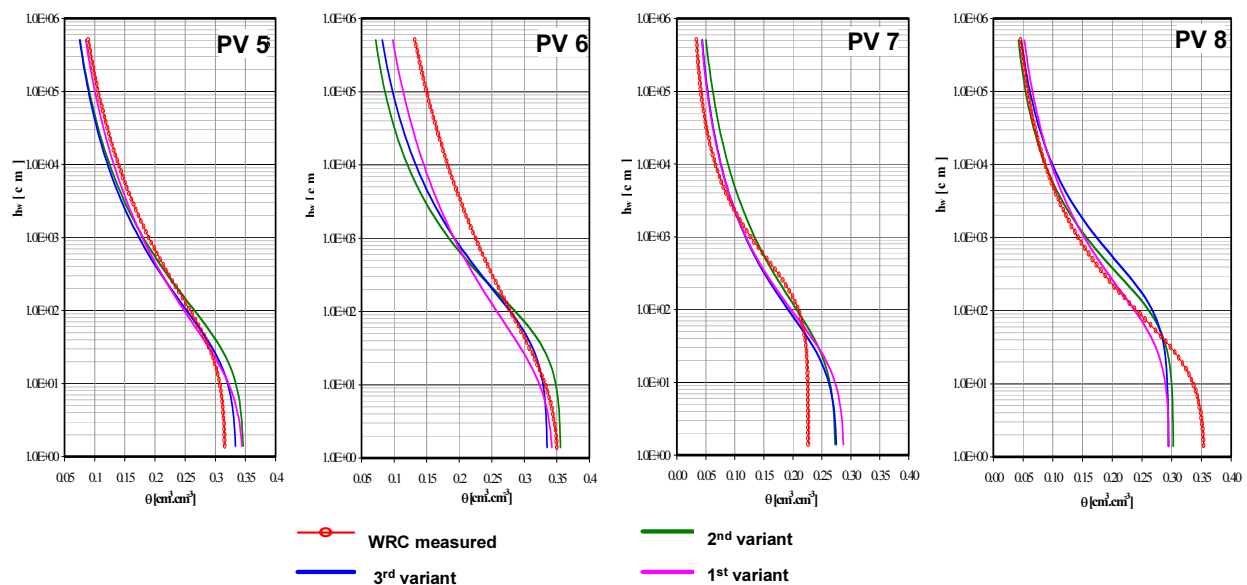


Fig. 4 Comparison of measured WRCs and calculated WRCs by PTFs on example of 4 checking soil samples

Table 3 Results of correlation analysis on the checking data set

PTFs variant	Soil	Correlation coefficient R
1 st	Dataset – all soil samples	0.95
	Sandy soil	0.91
2 nd	Loamy sandy soil	0.88
	Sandy loamy soil	0.96
	Loamy soil	0.89
3 rd	Light soil	0.92
	Medium heavy soil	0.84

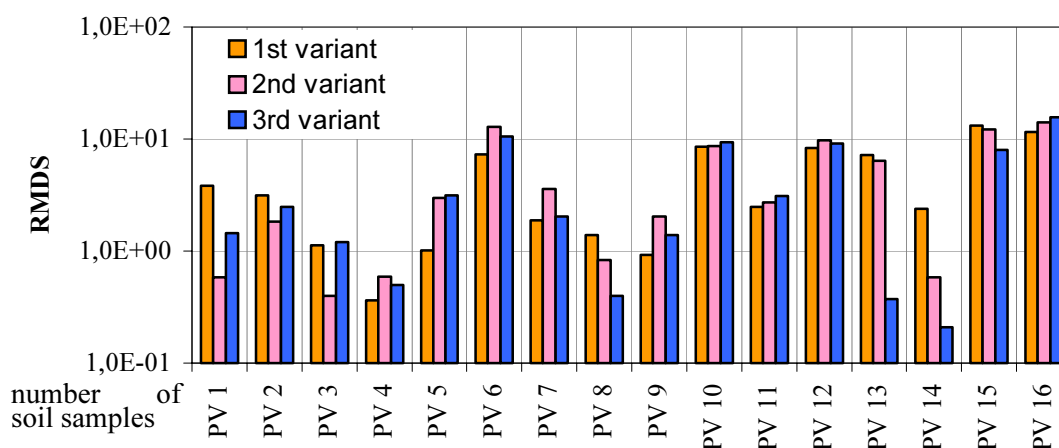
The mean difference values (MD) and the root of mean squared difference values (RMSD) are used for closeness relation testing between measured WRCs and WRCs calculated by PTFs in works Vereecken et al. (1989), Tietje, Tapkenhinrichs (1993), Tomasella et al. (2000), Šútor and Štekauerová (2000). In this paper there are used also therein before mentioned values (MD and RMSD), because they also make possible the comparison with values in listed works. MD and RMSD values for the checking soil samples of Záhorská nížina are listed in table 4 and the RMSD values are presented in fig. 5 (Skalová 2001). These values are comparable with the values listed in the mentioned works. This result also supports application of the created PTFs for Záhorská nížina soils.

By comparing of separate PTF variants it wasn't big differences. It was found very good results beside calculation of WRC points by PTFs of the 1st variant and 3rd variant, which is documented in table 3 and table 4.

Table 4 Review of MD and RMDS values determined by comparing of measured WRCs and calculated WRCs by individual variant of PTFs

PTFs variant	Soil groups	MD	RMSD
1 st	Dataset –all soil samples	-0.00818	4.521
2 nd	Soil type by Kopecký	-0.00924	5.000
3 rd	Soil type by farming	-0.00676	4.176

Fig. 5 Results of the RMDS calculation for checking dataset



Conclusion

There are presented method of the pedotransfer functions, which makes possible to simplify and to speed up the estimation of the water retention curves in this paper. Pedotransfer functions (PTFs) were created for the soils of Záhorská nížina. For their creating it was used database from 109 soil samples from listed area. Database consisted of water retention curve (WRC) points estimated in laboratory, results of particle size distribution and dry bulk density. It was used multiple linear regression of dependence of the soil water contents on the contents of the 1st, 2nd, 3rd and 4th grain categories and on the dry bulk density for assessment of PTFs. Obtained PTFs for 7 points of WRCs were tested on WRCs from another data files (16 samples) from soil of Záhorská nížina. Comparison of measured WRCs and WRCs calculated by PTFs documents close agreement (table 3, table 4, figure 1). From the comparison of the particular PTF variants results, that on assessment of drying branch WRC points it is possible to use regional parameters of PTFs suggested for 1st variant (table 2) or for the 3rd variant (Skalová, 2001).

By application PTFs it is possible significantly to simplify and to speed up the assessment of WRCs, which are one from the basic input to mathematical models of soil water regime. On a base of the presented analyses we can say, that suggested PTFs can be successfully applied at numerical simulation of the soil water regime in Záhorská nížina region.

Acknowledgement

Autor would like to express thanks to the Grant Agency VEGA (Projects No 1/9363/02 and No 1/9364/02).

References

- HOUŠKOVÁ B., 2000: Using pedotrasfer functions for calculation hydrophysical soil properties. Soil Science and Conservation Research Institute Bratislava, 72 p. (in Slovak)
- GOMBOŠ M., BURGER F., 2001: Relationship between full water content of heavy soils and their particle size distribution. *Acta Hydrologica Slovaca*, 2 (2), 227-232, Bratislava. (in Slovak).
- GUPTA S.C., LARSON W.E., 1979: Estimating soil water characteristic from particle size distribution, organic matter percent, and bulk density. *Water Resour. Res.*, 15, 1633 – 1635.
- RAWLS W.J., BRAKENSIEK D.L., SAXTON K.E., 1982: Estimation of soil water properties. *Trans. ASAE*, 108, 1316 – 1320.
- RENGER M., 1971: The estimation of pore size distribution from texture, organic matter content and bulk density. *Z. Kluturtech, Flurbereinig*, 130, 53 – 67.
- SKALOVÁ J., 2001: Pedotransfer functions of the Záhorská nížina soils and their application by soil water regime modelling. Faculty of Civil Engineering SUT Bratislava, 112 p. (in Slovak)
- ŠÚTOR J., ŠTEKAUEROVÁ V., 1999: Determination of the water retention curve points from the basic physical characteristics of soil. In: Influence of anthropogenic activity for water regime of plain area. ÚH SAV, Michalovce – Zemplínska Šírava, 151 – 157 (in Slovak).
- ŠÚTOR J., ŠTEKAUEROVÁ V., 2000: Soil hydrophysical characteristics of Žitný ostrov area. Institut of Hydrology SAS, Bratislava, 110 p. (in Slovak).
- ŠTEKAUEROVÁ V., SKALOVÁ J., 1999: Calculation of the drying branch of water retention curves from the easily measured soil properties. In: VII. Poster day „Transport of water, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra. ÚH a UG SAV Bratislava, 11. nov. 1999, s. 133 – 134.
- TIETJE O., TAPKENHINRICHS M., 1993: Evaluation of pedo-transfer functions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1088 – 1095.
- TOMASELLA J., HODNETT G.M., ROSSATO L., 2000: Pedotrasfer function for the estimation of soil water retention in Brazilian soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 327 – 338.
- VEREecken H.J., MAES J., FEYEN J., DARIUS P., 1989: Estimating the soil moisture retention characteristic from texture, bulk density and carbon content. *Soil Sci.*, 148, 389 – 403.
- WOSTEN J.H., FINKE P.A., JANSEN M.J., 1995: Comparison of class and continuous pedotransfer functions to generate soil hydraulic characteristics. *Geoderma*, 66, 227 – 237.
- WÖSTEN J.H., LILLY A., NEMES A., BAS C., 1999: Development and use of a databas of hydraulic properties of European soils. *Geoderma*, 70, 169 – 185.

Klasifikačné princípy antropogénnych pôd SR vo vzťahu k podobným systémom vo svete

Jaroslava SOBOCKÁ

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

Abstrakt

Porovnaním niekoľkých systémov antropogénnych pôd sme sa pokúsili načrtnúť kritériálny systém vytvárania pôdných skupín a pôdných typov pre klasifikačný systém antropogénnych pôd SR. Porovnávali sme systémy antropogénnych pôd FAO, WRB, Soil Taxonomy, Ruska a Nemecka a najprepracovanejšie systémy urbánnych pôd Nemecka a Ruska. Vytipovali sme kritériálne princípy vyčlenenia kultizemných a antrozemných typov pôd (ako pôdne skupiny), ktoré sú navzájom diametrálne odlišné. Načrtli sme možný variant novej klasifikácie antropogénnych pôd pre MKSP. Klasifikačným problémom ostávajú erodované a akumulované pôdy, ako aj pôdy antropicky hydromorfne podmienené a pôdy kontaminované.

Kľúčové slová: klasifikačný systém, kritériálny klasifikačný systém, kultizemné a antrozemné typy pôd, urbánna pôda, technogénny povrchový útvar

Úvod

Nielen na Slovensku, ale i vo svete pozorujeme narastajúci záujem o klasifikáciu antropogénnych pôd. Nie je to len z dôvodu doplnenia klasifikačných systémov o pôdy pozmenené alebo narušené intenzívnou antropogénnou činnosťou, ale aj potrebami praxe vyhodnotiť tieto pôdy z hľadiska ich funkcií a významu. Najnovší Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska (ďalej MKSP) nebol výnimkou a definoval niekoľko antropogénnych diagnostických horizontov, pôdných jednotiek vrátane klasifikácie antropogénnych substrátov. Vzhľadom na skutočnosť, že vo svete je rozpracovaných len málo systémov antropogénnych pôd, slovenský variant sa pridŕžoval pôvodnej verzie členenia antropogénnych pôd na kultizeme a antrozeme z r. 1991, avšak v značne pozmenenej podobe (MKSP, 2000).

Treba poznamenať, že diagnostika a definovanie kultizemných typov pôd, t.j. pôd transformovaných kultivačnými zásahmi nebola problematická, nakoľko podobne typy a subtypy stretávame vo svetových klasifikačných systémoch, ako aj v národných systémoch prevažnej väčšiny krajín. Napr. kultizemný horizont Ak je výrazne pretvorený horizont obrábaním, hnojením alebo inými kultivačnými zásahmi človeka s rôznymi vlastnosťami, ktorý má: hrúbku > 10 cm, aspoň jednu z nasledujúcich vlastností: výskyt ornicového horizontu, prímies agrochemikálií, vápenca, maštalného hnoja a iných organo-minerálnych zúrodňovacích komponentov, výrazné zhutnenie na jeho spodnej hranici, prímies podpovrchových horizontov v hrúbke >10 cm. Variety horizontu: kultizemný ornicový Akp v hĺbke 10 – 35 cm, kultizemný melioračný Akm v hĺbke >35 cm. Tento horizont dobre korešponduje s podobnými diagnostickými horizontami svetových klasifikačných systémov i národných systémov pôd. Rozdielnosti sú len v stanovení hĺbky pretvoreného horizontu.

Problematickým bodom bola klasifikácia pôd umelo vytvorených z materiálov antropogénnej povahy (antrozeme). Bol definovaný antrozemný Ad-horizont charakterizovaný ako povrchový horizont

vytvorený človekom z rôznorodých premiestnených materiálov a zemín prírodného, prírodno-technogénneho i technogénneho pôvodu s rôznymi vlastnosťami, ktorý má: hrúbku >1 cm, obsah organického C $> 0,3$ %, možnú prítomnosť artefaktov (úlomky tehál, skla, plastových materiálov, železa, trosky, uhlia, ai.). Hrúbka premiestnených materiálov má byť >35 cm. Vyčlenili sa dve variety horizontov: antrozemný iniciálny Adi-horizont (< 10 cm) predstavuje primitívne štádium tvorby pôd z antropogénnych materiálov, antrozemný rekultivačný Adr-horizont má znaky rekultivačných zásahov zlepšujúcich predpoklady pre rast vegetácie. Tento horizont je najmenej známy a najmenej popísaný v pedologickej literatúre. Pri jeho identifikácii sa treba oprieť o charakteristiku antropogénnych materiálov, z ktorých tieto horizonty vznikajú. V niektorých pôdnych klasifikáciách napr. v najnovšej WRB (1998), v nemeckej systematike pôd (DBG, 1998) nie je popísaný vôbec a antrozemné pôdy sú klasifikované ako súčasť urbánnych pôd, alebo ako regosoly, rendziny, parazendiny, syrozeme a pod. V systéme FAO (1994) sú podobné pôdy definované ako urbické antrosoly, v ruskej klasifikácii pôd ako technogénne povrchové útvary (Tonkonogov, Lebedeva, 1998), alebo časť urbanozemí (Stroganova, 1998).

MKSP ešte definoval kontaminovaný horizont Ax – s nadmerným obsahom rizikových toxických a imisných látok vyšším ako požadované hodnoty, ktorý má: hrúbku >10 cm a zmenený chemizmus pôdneho materiálu. Variety horizontu: kontaminovaný intoxikovaný Axt a kontaminovaný imisný Axi.

Prehľad niektorých klasifikačných systémov antropogénnych pôd

a) prevažne kultizemné typy pôd

Podľa definície **FAO-Unesco** (1988) medzi Antrosoly patria všetky pôdy, v ktorých sa prejavujú ľudské aktivity a to jednak ich hlbokou modifikáciou alebo pochovaním pôvodných pôdnych horizontov, ďalej premiestnením alebo rozrušením povrchových horizontov, odstránením pôd a ich výplňou, dlhodobými dodávkami organických látok, dlhotrvajúcimi závlahami a pod. Definovaný bol jeden diagnostický horizont, a to fimický horizont ako človekom vytvorená povrchová vrstva hrubá 50 cm a viac, ktorá vznikla dlhodobým hnojením s prímесou zeminy s obsahom artefaktov ako sú úlomky tehál a keramiky v celej jeho hrúbke. Pri rozlíšení fimického horizontu od molického alebo umbrického sa vyžaduje podmienka, že obsah $P_2O_5 > 250 \text{ mg.kg}^{-1}$ zeminy v 1 % kyseline citrónovej. Táto vlastnosť je limitom ich odlišenia od prírodných pôd. Ako pôdne jednotky boli vyčlenené arické antrosoly (ATa), fimické antrosoly (ATf), kumulické antrosoly (ATc), urbické antrosoly (ATu).

Podľa **World Reference Base** (WRB, 1998) sú antrosoly definované ako pôdy, ktoré boli dlhodobo transformované “antropedogénnymi” procesmi do tej miery, že pôvodná pôdna jednotka nie je zachovaná (viditeľná) alebo je zachovaná ako pochovaná pôda. Diagnostické horizonty boli definované štyri: terrický horizont vytvorený dodávaním zemitých hnojív, kompostu, alebo kalov počas dlhej doby, irrargický horizont – svetlo sfarbený horizont, vyvinutý počas dlhodobých závlah s vodou obohatenou o sedimenty, plaggický horizont – stará kultivovaná vrstva budovaná trávnyim materiálom, kompostom, zeminou, hortický horizont je výsledkom hlbkej kultivácie, intenzívnej fertilizácie alebo dlhotrvajúcej aplikácie ľudských a živočíšnych odpadov a iných organických pozostatkov. Hydro-

morfné horizonty spojené s vlhkom kultiváciou pôd sú antrakvický a hydragrický horizont. Ako klasifikačné jednotky boli vyčlenené antrosoly: hydagrické, irragrické, terrické, plaggické, hortické, glejové, stagnické, spodické, ferralické, luvické, arenické a regické.

Engel, Ahrens (1997) v **USDA Soil Taxonomy** definujú dva antropogénne povrchové horizonty: antropický a plaggikový epipedon a dva podpovrchové horizonty: agrikový horizont a sulfatický horizont. Ďalej definujú antrakvické podmienky (trvalo vlhké redukčné podmienky spôsobené antropickou činnosťou) a denzický materiál (napr. mechanicky spevnené materiály ako banské haldy). Soil Taxonomy sa snaží zaradiť antropogénne pôdy do už existujúcej klasifikačnej schémy bez vytvárania nových pôdnych skupín.

Systematika pôd a pôdotvorných substrátov Nemecka (1998) do triedy antropogénnych pôd (terestrické kultosoly) zahrňuje len tie pôdy, ktoré majú výrazne pretvorenú stavbu pôdneho profilu priamou činnosťou človeka tak, že pôvodný sled horizontov sa už stratil. Medzi diagnostické horizonty patria, plaggenový horizont E – z výrazného plaggenového alebo kompostového materiálu, rigolovaný horizont R – vytvorený hlbokým premiešaním pôdneho profilu melioračnými technikami, migračný horizont M – pôdny horizont zo sedimentovaného, holocénneho humózneho pôdneho materiálu. Ako klasifikačné jednotky boli vyčlenené: kolluvisol (YK), plaggeny (YE), hortisol (YO), rigisol (YY), treposol (YU).

Klasifikácia pôd Ruska (1997) definuje antropogénne pôdy ako určitú etapu prírodno-antropogénnej evolúcie pôd, sprevádzanej zmenou režimov, procesov, stavby a vlastností na všetkých stupňoch pôdotvorného procesu, pričom sa zdôrazňuje, že stavba pôdneho profilu nie je charakteristická pre prírodné pôdy. Agrogénny povrchový diagnostický horizont je vnútorne homogénny, vytvorený dlhodobým mechanickým spracovávaním a dodávaním rôznych organo-minerálnych látok. Horizont má odlišnú organizáciu pôdnej hmoty, zmenu objemovej hmotnosti a iné hydrofyzikálne, fyzikálno-chemické a biologické ukazovatele. Podľa viacerých znakov rozlišuje niekoľko horizontov: agrorašelinový (PT), agrorašelinovo-minerálny (PAT), agro-svetlohumusový (PY), agro-tmavohumusový (PU), post-erózný PB (PC) a chemicky kontaminovaný (X). Medzi antropogénne pôdy sa dajú zaradiť agrozeme, abrazeme, stratozeme, akvazeme, chemodegrazeme.

b) prevažne antrozemné typy pôd

Technogénne povrchové útvary (TPÚ) v klasifikačnom systéme Ruska sú charakterizované ako nepôdne útvary (non-soils) alebo umelo vytvorené pôdy z prírodného i umelého materiálu, ktoré v dokučajevskom chápaní ruských pedológov nemôžu byť predmetom genetickej pôdnej klasifikácie. Predstavujú samostatný blok v ruskej klasifikácii pôd, kde základom systematiky a diagnostiky je charakter látkového zloženia substrátov (pričom systém horizontov sa často nahrádza systémom vrstiev), ďalej prírodný alebo umelý pôvod a chemické zloženie materiálu, resp. toxicita.

Skupiny TPÚ (detailný popis TPÚ v Tonkonogov, Lebedeva, 1999):

Kvazizeme: Replantozeme, Urbikvazizeme

Naturfabrikáty: Abrality, Litostraty, Organostraty, Organolitostraty

Artifabrikáty: Artiindustraty, Artiurbistraty, Atrifimostaty

Toxifabrikáty.

Urbánne pôdy sú všeobecný terminologický pojem pre pôdy nachádzajúce sa v urbanizovaných, priemyselných, dopravných a banských oblastiach. Pracovná skupina BGD pre urbánne pôdy (Arbeitskreis des BGD für Stadtböden) vypracovala vlastnú koncepciu klasifikácie urbánnych pôd v Nemecku. Kriteériálny systém je vytvorený na základe duálneho konceptu, ktorý sa zakladá na charaktere substrátu (zloženie a vlastnosti) a antro-po-rirodnej genéze (Burghardt, 2000). To znamená, že pôdny taxonomický systém uvažuje pôdne substráty na tej istej úrovni ako vývoj pôd.

Podľa najnovšieho návrhu Burghardta (2001) sú urbánne pôdy zaradené do dvoch veľkých skupín: skupina pôd s chýbajúcimi morfolo-gickými zmenami v profile (t.j. pôd bez viditeľných znakov pôdotvorného procesu) a skupina pôd s prejavmi morfolo-gických zmien v profile.

Skupina pôd s chýbajúcimi morfolo-gickými zmenami v profile

1. Surové pôdy: autolit, allolit, technolit, pyrolit (všetky s možnými fázami: normálna, resp. homogénna, interpepolitická, stratolitická, meiktolitická), ekranolit, aerolit.
2. Fenosoly: feno-kambisol, feno-glej, feno-feralsol, feno-černozem a ostatné typy bez genetického základu.
3. Reliktné pôdy: reliktný glej, reliktný reduktosol, zatopené terestrické pôdy, reliktný hortisol, reliktný nekrosol.

Skupina pôd s prejavmi morfolo-gických zmien v profile

1. Atmosférické uloženi-ny prachu: aerosol, struktosol.
2. Zhutnené pôdy: kompaktosol, (s možnými fázami: koherentná, lístkovitá, hrubo-hrudkovitá, lístkovito-agregátna, povrchová fáza), kontrusol.
3. Kamenité, štrkovité a balvanovité pôdy: regosol (polohrubá a hrubá fáza), leptosol.
4. Hlboko-akumulované pôdy: hortisol, nekrosol, humusovo-fosílna pôda, humusovo-substrátová pôda, kolluvisol.
5. Hydromorfné pôdy: pseudoglej, slaná pôda, pod nivou uložená pôda (nie je názov).
6. Chemickými procesmi premenené pôdy: sírovo-kyslé pôdy, karbonatosoly, kambisoly.
7. Reduktomorfné pôdy: plynný reduktosol, organický reduktosol, zhutnený reduktosol, ekranový reduktosol.
8. Látkovo-procesové pôdy: dialeimmasol.
9. Intrusoly: organicko-tekutý intrusol, časticový intrusol.
10. Vymyté pôdy: dekarbonatosol, degypsisol, desalinisol.

Systém urbánnych pôd v Rusku zaviedla Stroganova (1998) a charakterizuje ich ako silne transformované pôdy v mestách (urbanozeme). Rozdeľuje podľa ich výrazných zmien vlastností v pôdnom profile a podľa urbického diagnostického horizontu, ktorý má byť >50 cm a vzniká na kultúrnej vrstve alebo zmiešanom materiáli a výsypkách s obsahom antroskeletu ako asfalt, betón, potrubie a pod. Súčasne uvádza výskyt možných pôd v urbanizovanom prostredí (tab. 1).

Tabuľka 1 Výskyt pôd v urbánnom prostredí podľa Stroganovej (1998)

Pôdy				Pôdne telesá
Prírodné	Človekom pretvorené			Človekom vytvorené
	Povrchovo pretvorené	Hlboko pretvorené		
		Fyzikálne	Chemicky	
Prírodné	urbo-pôdy	Urbanozem	chemozem	urbotechnozem
podzolické	urbo-podzolické	Urbanozem	industrizem	replantozem
aluviálne	urbo-podzolicko-glejové	agrourbanozem	intruzem	konstruktozem
rašelinové	urbo-aluviálne	ekranozem		

Urbánne pôdy charakterizuje ako pôdy fyzikálne a chemicky hlboko pretvorené, ako aj človekom vytvorené pôdne telesá ich a klasifikuje nasledovne:

Urbanozeme (pôdy hlboko skultúrne): kulturozeme (agrouurbanozeme), nekrozeme (pôdy cintorínov) a ekranozeme (predbežný názov pre pôdy pod pevným povrchom ako asfalt, betón, dlažba, a pod.).

Chemozeme (chemicky premenené pôdy): industriзем (pôdy silne kontaminované polutantmi) a intruzeme (pôdy impregnované organickými olejmi a tekutinami).

Urbotechnozeme (umelo vytvorené pôdne telesá): replantozeme (umelo vytvorené z prírodných materiálov) a konstruktozeme (pôdy vytvorené z umelých materiálov s obohatením humusovej vrstvy na povrchu).

Výsledky a diskusia

Princípy klasifikácie antropogénnych pôd Kultizemné typy pôd

Prvým princípom vyčlenenia kultizemných typov pôd je hlboké pretvorenie profilu hlbokou orbou, rigolovaním, kultiváciou, pridávaním zúrodňovacích komponentov a pod., čo spôsobuje výraznú prestavbu pôdneho profilu (homogenizácia, zmenená morfológia, zmenené fyzikálno-chemické vlastnosti, apod.). Vo všetkých systémoch je definovaný diagnostický horizont hlbokaj kultivácie. Detailnejšia diferenciácia na úrovni subtypov môže byť vytváraná na základe spôsobu kultivácie pôd, výskytu pôvodných horizontov pod diagnostickým horizontom, apod. Porovnateľnými predstaviteľmi uvádzaných systémov pôd sú napr. pre záhradné, intenzívne a hlboko kultivované pôdy: arické antrosoly (FAO), hortické antrosoly (WRB), hortisoly (Nemecko), agrozeme (Rusko), kultizeme záhradné (MKSP).

Druhým princípom vyčlenenia je spôsob kultivácie pôd hromadením akumulovanej prevažne humusovej vrstvy s cieľom zlepšiť produkčné predpoklady, pre ktorý je tiež definovaný diagnostický horizont. Podobnými pôdnymi jednotkami sú pôdy s akumuláciou humusového materiálu v dôsledku nadmernej eróznej činnosti. Porovnateľnými predstaviteľmi uvádzaných systémov pôd sú napr. kumulické antrosoly (FAO), terrické alebo plaggické antrosoly (WRB), kolluvisoly, plaggeny (Nemecko), stratozeme (Rusko), pre MKSP nie je podobný ekvivalent (len na úrovni formy – prekryvná).

Všeobecne platí, že kultizemné typy pôd sa vytvorili na mieste svojho vzniku a majú približne rovnaký pôvodný mineralogický základ. Toto základné delenie by malo rezonovať vo všetkých klasifikačných systémoch pri vyčleňovaní kultizemných typov antropogénnych pôd a ich odlišenia od

antrozemných typov pôd. Výnimkou sú snáď pôdy s premiešaným akumulovaným horizontom, koluviálne pôdy, a pod., avšak ich genetický základ je podobný.

Antrozemné typy pôd

Pôdy antrozemného typu sú jedinečné tým, že ešte v nedávnej dobe neboli klasifikované vôbec, nakoľko sa o nich neuvažovalo ako o pôdach. Sú to pôdy (alebo nepôdy) vyskytujúce sa v urbanizovaných priemyselných, dopravných a banských oblastiach a nazývajú antrozeme, urbánne pôdy, pôdne telesá, nepôdne útvary a pod. Ich dôležitou charakteristikou je ich vek, bývajú veľmi mladé vzhľadom na ich antropogénny pôvod. Podľa dostupných materiálov vývoj iniciálnych antrozemí z antropogénnych substrátov do hrúbky 10 cm sa dosiahne v priebehu 10 – 15 rokov v závislosti od charakteru substrátu. Akumulácia prachu a humusu v skeletnatých antropogénnych substrátoch do výšky 3 cm je viditeľná už po niekoľkých rokoch. Transport prachových častíc v urbanizovanom území dosiahne hrúbku 5 – 8 cm za 45 rokov, čo indikuje vysokú transportnú rýchlosť prachu pri povrchu pôdy.

Vlastnosti vytvorené pôdnogenetickými procesmi a pedogenetická horizontácia antrozemných typov pôd sú zriedkavé. Pôdy v prevažnej miere kopírujú vlastnosti substrátu, preto sa tiež nazývajú substrátové pôdy. Medzi základné charakteristiky týchto pôd patria extrémne fyzikálne vlastnosti (napr. nadmerný obsah prachových častíc), extrémne chemické vlastnosti (acidifikácia, salinizácia), častý výskyt kontaminácie ťažkými kovmi, organogénnymi látkami ako aj výskyt patogénnych organizmov (mikrobiálne a parazitárne).

Avšak základným kritériom ich odlíšenia od kultizemných typov pôd je ich premiestnený substrát, transportovaný alebo uložený, alebo vytvorený vždy v dôsledku antropických aktivít. Preto sa nazýva antropogénny. Okrem toho je v profile býva zaznamenaný výskyt niekoľkých substrátových vrstiev, často heterogénnych, ako aj pochované horizonty pôvodných pôdných profilov. Morfologická heterogenita (stratigrafia) je ďalším dôležitým aspektom kritériálneho systému.

Urbánne pôdy nemecká pôdoznalecká škola (Burghardt, 2000) podobne ako ruská (Stroganova, 1998) klasifikuje samostatne, hoci existujú snahy zakomponovať tieto pôdy do platného klasifikačného systému pôd. Určitou odchýlkou je systém urbánnych pôd Stroganovej, ktorá považuje za urbánne pôdy prakticky všetky antropogénne pôdy.

Ruský klasifikačný systém pôd technogénne povrchové útvary nezahrňuje do skupín genetiky podmienených pôdných predstaviteľov, ale vyčleňuje im samostatné miesto v rámci klasifikácie pôd – sú to mapovacie jednotky detailného pôdneho prieskumu. V MKSP sa TPÚ ruskej klasifikácie najviac podobajú antrozemné typy pôd slovenskej klasifikácie. Komparatívna analýza prístupov ku klasifikácii antropogénnych pôd Ruska a Slovenska je uvedená v Sobocká et al., 2001. Podľa nej je úplne odlišné chápanie objektu klasifikácie oboch klasifikačných prístupov. Zatiaľ čo v slovenskej klasifikácii pôd antrozemné typy pôd sú súčasťou systematiky pôd, v ruskej klasifikácii pôd predstavujú samostatný blok pôdných telies – nepôd (non-soils). Definícia pôdy v chápaní MKSP je širšia, čo umožňuje zaradiť antrozemné typy pôd do jedného pôdneho systému.

Kritériálne princípy tvorby systémov antrozemných typov pôd sú rôznorodé:

- minerálne zloženie substrátu, morfológia, genéza, toxicita (technogénne povrchové útvary v ruskom klasifikačnom systéme),
- substrát – antropo-prírodná genéza (urbánne pôdy Nemecka),
- definovaný urbický diagnostický horizont (urbánne pôdy Ruska),
- definovaný antrozemný diagnostický horizont (antrozeme MKSP).

Je potrebné vytvoriť vhodný kritériálny systém pre definovanie antrozemných typov pôd MKSP. Veľká heterogenita týchto pôd vyžaduje zváženie všetkých pôdno-substrátových, morfológických a antropo-genetických atribútov. Hlavnými kritériálnymi znakmi by mali byť: zloženie antropogénneho substrátu, morfológia a antropo-prírodná genéza. Tieto charakteristiky by sa mali stať súčasťou definovania antrozemného diagnostického horizontu. Tiež aspekt toxicity, je možné zahrnúť do kritériálnej schémy.

Komparačná analýza viacerých zahraničných systémov antropogénnych pôd umožnila vytvoriť predbežný návrh novej klasifikácie antropogénnych pôd pre MKSP. Súčasťou pozmeneného návrhu by mala byť aj klasifikácia antropogénnych substrátov, čo však nie je predmetom tejto štúdie.

Tabuľka 2 Predbežný návrh klasifikácie antropogénnych pôd SR

<u>Skupina pôd kultizemných:</u>
Kultizem – profil fyzikálne premiešaný hlbokou orbou >35 cm
Hortizem – hlboká orba + primiešanie organominerálnych látok
Rigozem – rigolovaný spôsob fyzikálneho premiešania profilu
Terozem – navážka organominerálneho materiálu <35 cm (Koluvizem?)
Nekrozem – pôdy cintorínov a pohrebísk
Subtypy a variety ako sú uvedené v MKSP (2000), formy: terasovaná
<u>Skupina pôd antrozemných:</u>
Naturozem – pôdy vyvinuté z antropogénnych substrátov prírodného pôvodu
Pyrozem – pôdy vyvinuté z antropogénnych substrátov zmiešaného pôvodu
Technozem – pôdy vyvinuté z antropogénnych substrátov technogénneho pôvodu
Skeletozem – pôdy vyvinuté z výrazne skeletnatého antropogénneho substrátu
Ekranozem – pôdy pod povrchom dlažby, asfaltu a pod.

Subtypy ako sú uvedené v MKSP + glejová, pseudoglejová, variety ako sú uvedené v MKSP + redukovaná (metánom), intruzívna (prienik cudzorodých plynných a kvapalných látok), tiónová (zasírená), vylúhovaná. Formy ako v MKSP.

Záver

V uvedenom návrhu sme prezentovali len tie typy antropogénnych pôd, ktoré sú približne porovnateľné s ostatnými zahraničnými systémami. Treba poznamenať, že kultizemné typy pôd sú pomerne dobre porovnateľné s ostatnými systémami antropogénnych pôd. Na druhej strane registrujeme veľké množstvo a hlavne heterogenitu antrozemných typov pôd, ich jednoznačné definovanie je

brzdené nedostatkom informácií o morfológii a analytických znakoch. Tým chceme naznačiť, že existuje veľký deficit vo výskume týchto typov pôd. Doterajší výskum sa orientoval skôr na obsah polutantov v pôde než na pochopenie pôdy ako média, ktoré determinuje účinok polutantov.

Tiež ekologický aspekt nie je v klasifikácii zdôraznený, hoci tieto pôdy si ho priam vyžadujú. Sú to napr. pôdy antropogénne kompaktné, toxické, alebo inak ekologicky chemicky, či fyzikálne poškodené, čo výrazne vplýva na ich kvalitu. Tento fakt je možné doplniť novou taxonomickou úrovňou – fázou.

Okrem toho v MKSP nie je zatiaľ doriešeným klasifikačným problémom zaradenie nadmerne erodovaných pôd, ako aj akumulovaných pôd, antropicky hydromorfne podmienených pôd a pôd kontaminovaných. Všetky pôdy majú výrazné známky priamej či nepriamej antropickej činnosti, avšak doteraz ich jednoznačné zaradenie, resp. povýšenie do vyššej taxonomickej úrovne nie je dostatočne rozpracované.

Literatúra

- AHRENS R.J., ENGEL R.J., 1999: Soil Taxonomy and Anthropogenic Soils. In: KIMBLE J.M., R.J. AHRENS, and R.B. BRYANT. Classification, Correlation, and Management of Anthropogenic Soils, Proceedings – Nevada and California, Sept. 21 – Oct. 2, 1998. USDA-NRCS, NSSC, Lincoln, NE.
- BURGHARDT W., 2000: The German double track concept of classifying soils by their substrate and their anthropo-natural genesis: The adaptation to urban areas. In: BURGHARDT W., DORNAUF Ch. (eds): Proceed. 1st Inter. Conf. SUITMA, July 12 – 18 2000. University of Essen, vol. I, p. 217 – 222.
- DBG, 1998: Systematik der Böden und der bodenbildenden Substrate Deutschlands. Band 86, 180 s.
- FAO-UNESCO, 1994: Soil Map of the World. Revised legend with corrections. ISRIC, Wageningen, 140 s.
- ISSS-ISRIC-FAO, 1998: World Reference Base for Soil Resources. World Soil Resources reports, 84, s. 88.
- SOBOCKÁ J., BEDRNA Z., JURÁNI B., RAČKO J., 2000: Anthropogenic Soils in the Morphogenetic Soil Classification System of Slovakia. In: BURGHARDT W., DORNAUF Ch. (eds): Proceed. 1st Inter. Conf. SUITMA, July 12 – 18, 2000. University of Essen, vol. I, p. 277 – 281.
- SOBOCKÁ J., TONKONOGOV V., GERASIMOVA I., LEBEDEVA I., 2001: A Comparative Analysis of Approaches to Anthropogenic Soils Classification in Slovakia and Russia. In: Soil Anthropization VI. Proceedings of the Int. Workshop Bratislava, June, 20 – 22, 2001.
- SOBOCKÁ J., 2001: Funkcia pôdy v urbánnom ekosystéme. Sborník z konf. Pedologické dni 2001, Brno, 28. – 29. Máj 2001, 119 – 125.
- STROGANOVA M., MYAGKOVA A., PROKOFIEVA T., SKVORTSOVA I., 1998: Soils of Moscow and urban environment. Moscow, 178 p.
- SPS, VÚPOP, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP Bratislava, 76 s.
- ŠIŠOV L.L., DOBROVOĽSKIJ G.V., 1997: Klasifikacija počv Rossii. Počvennyj inst. I. Dokučajeva, DOP pri RAN, Moskva, s. 236.
- TONKONOGOV V., LEBEDEVA I., 1999: A System for Categorizing Technogenic Surface Formations (Humanly Modified Soils). In: KIMBLE J.M., R.J. AHRENS and R.B. BRYANT: Classification, Correlation and Management of Anthropogenic Soils, Proceedings – Nevada, California, Sept 21 – Oct 2, 1998. USDA-NRCS, NSSC, Lincoln, NE, pp. 186 – 189.

Priebeh vlhkosti vo fyziologickom profile pôdy pod smrekom a bukom

Magdaléna SOROKOVÁ

*Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky
Katedra plánovania a tvorby krajiny, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen*

Abstrakt

Príspevok pojednáva o hodnotení podmienok pôdnej vlhky pod stanovišťami buka a smreka. Výskumná práca sa realizovala v teréne na Chránenom krajinnom území Poľana – biosférická rezerva. Maximálne priemerné hodnoty pôdnej vlhky boli zaznamenané v povrchovej vrstve pôdy, v hĺbke 0 – 10 cm a zodpovedali 40,6 obj. % (smrek) a 52,1 obj. % (buk). Najnižšia priemerná hodnota pôdnej vlhky zaznamenaná v najhlbších vrstvách profilu (40 – 50 cm). Rozdiely v obsahu pôdnej vlhky medzi najvlhšími a najmenej vlhkými vrstvami pôdneho profilu predstavovali 10,3 obj. % v pôde pod smrekom a 13,8 obj. % v pôde pod bukom.

Kľúčové slová: pôdna vlaha, chronoizoplety, hydrolimity

Abstract

Presented paper deals with the soil moisture conditions evaluation under beech and spruce forest stands. The research has been carried out at Protected Landscape Area Poľana – Biosphere reserve. Maximal mean values of the soil moisture were recorded in the upper layer of the soil of 0 – 10 cm and they represented 40.6 volume % (spruce) or 52.1 volume % (beech). The lowest soil moisture mean values were recorded in the deepest layers of the soil profile (40 – 50 cm).

Differences in the soil moisture between the most moist and the least moist layer of the soil profile represented 10.3 volume % in the soil under the spruce or 13.8 volume % in the soil under the beech.

Key words: soil moisture, chronoizopleths, hydrolimits

Úvod

Predmetom práce je zhodnotenie vlhkostných pomerov pôdy pod smrekovým a bukovým porastom v hydrologicky normálnom vegetačnom období roku 1997. Výskum sa vykonával na plochách lokalizovaných v blízkosti Výskumno – demonštračného objektu Lesníckeho výskumného ústavu na Hukavskom grúni, v Chránenej krajine oblasti Poľana Biosférická rezervácia.

Sledovanie vlhkosti pôdy a jej premenlivosti vo fyziologickom profile predstavuje v súčasnom období významný príspevok k vedomostiam o existencii a produkčnej schopnosti jednotlivých drevín, ale aj celých porastov. Na obsah vody v pôde vplyvajú okrem drevinového zloženia aj charakter zrážkovej aktivity a pôdne vlastnosti. Pôda pod lesným porastom má vo všeobecnosti priaznivejšie fyzikálne vlastnosti vzhľadom na prítomnosť koreňov, ktoré zvyšujú podiel pórov v pôde. Lesné pôdy sa vyznačujú však aj väčšou skeletnosťou, ktorá znižuje ich retenčnú schopnosť, ale aj napriek tomu sú zásoby vody v pôdach 60x väčšie ako v riečnej sieti (Miller, 1977).

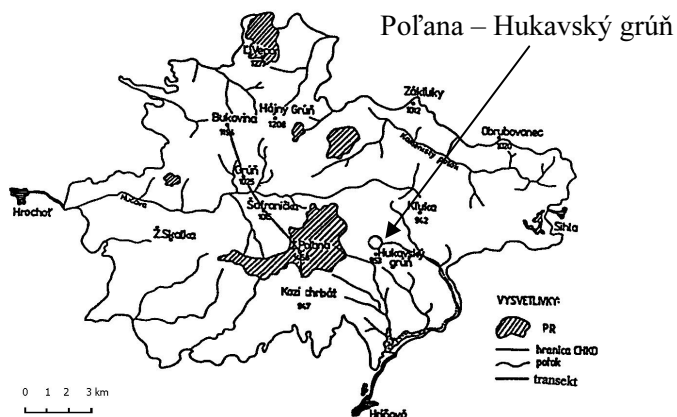
Pri sledovaní vlhkosti pôdy za najkritickejšie možno považovať hlavne letné mesiace, kedy vysoké teploty a nedoplnovanie zásob vody z atmosférických zrážok môžu rezultovať do zníženia fyziologicky využiteľnej vody až do oblasti veľmi nízkej zásoby (Tužinský 1990, 1998; Tužinský, Soroková, 1998; Soroková, 1999). Dôležité je aj časové rozloženie zrážok. Pod smrekovým porastom naj-

väčšia variabilita hodnôt vlhkosti pôdy je pozorovateľná v povrchových vrstvách (0 – 30 cm) a pod bukom v stredných vrstvách (20 – 50 cm).

Materiál a metodika

Výskum režimu vlhkosti pôdy sa vykonával na dvoch čiastkových plochách ČP1 – buk a ČP2 – smrek na lokalite Poľana – Hukavský grúň v nadmorskej výške 850 m n.m. (obr. 1).

Priemerná ročná teplota predstavuje 5,5 °C, dlhodobý zrážkový priemer za rok 915 mm a za vegetačné obdobie 507 mm. Pôdnym typom je kambizem andozemná. Z hľadiska zrnitostného zloženia to sú pôdy zrnitostne ľahké, podľa aktuálnej reakcie ich možno charakterizovať ako kyslé a podľa humusu ako veľmi humózne. Pôdne pomery bližšie opísali Tužinský a Kukla (in Čaboun et al., 1997).



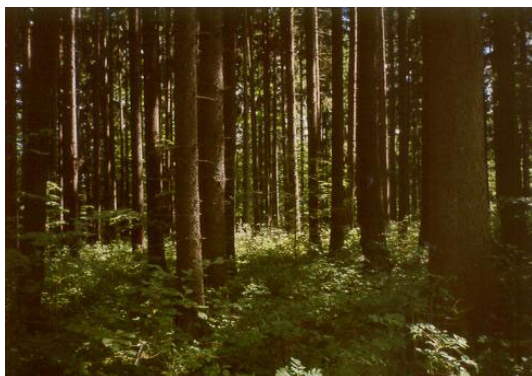
Obr. 1 Lokalizácia výskumnej plochy v BR Poľana

Plocha ČP1 – buk (obr. 2) je bez výrazných pestovných zásahov, porast má charakter prírode blízkeho lesa, dorastajúci do štádia optima, vek 90 – 120 rokov, slon 10 %, expozícia SV, zakmenenie 0,7, zápoj 80. Bylinný podrast tvoria druhy: marinka voňavá (*Asperula odorata*), hluchavník žltý (*Galeobdolon luteum*) a papradka samičia (*Athyrium filix-femina*). Výskyt tráv je zriedkavý až ojedinelý. Reakcia pôdy pH v H₂O je 5,13 (0 – 15 cm) až 5,18 (15 – 30 cm).



Obr. 2 Pohľad do porastu ČP1 – buk

Plocha ČP2 – smrek (obr. 3) je bez druhovej, vekovej a výškovej diferenciácie, vek 90 – 100 rokov, sklon 10 %, expozícia SV, zakmenenie 0,8, zápoj 80. Bylinný podrast tvoria druhy: marinka voňavá (*Asperula odorata*), kyslička obyčajná (*Oxalis acetosella*), hluchavník žltý (*Galeobdolon luteum*) a papradka samičia (*Athyrium filix-femina*). Trávy sa vyskytujú zriedkavo. Reakcia pôdy pH v H₂O je 4,84 (0 – 15 cm) až 5,05 (15 – 30 cm).



Obr. 3 Pohľad do porastu ČP2 – smrek

Priebeh okamžitej vlhkosti počas vegetačného obdobia sa sledoval v týždňových intervaloch. Vlhkosť pôdy sa zisťovala gravimetrickou metódou zo vzoriek zeminy odobratých po 10 cm vrstvách do hĺbky 50 cm prostredníctvom pôdneho vrtáka do kovových vysúšačiek (obr. 4).

Miesto odberu bolo na každej čiastkovej výskumnej ploche určené náhodne, v rámci plôšky 1 x 1 m a odbery sa robili v troch opakovaniach. Okamžitá vlhkosť pôdy sa určila z rozdielu hmotnosti vzorky po odobratí a jej hmotnosti po vysušení pri 105 °C a vyjadřila sa v % obj.

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).



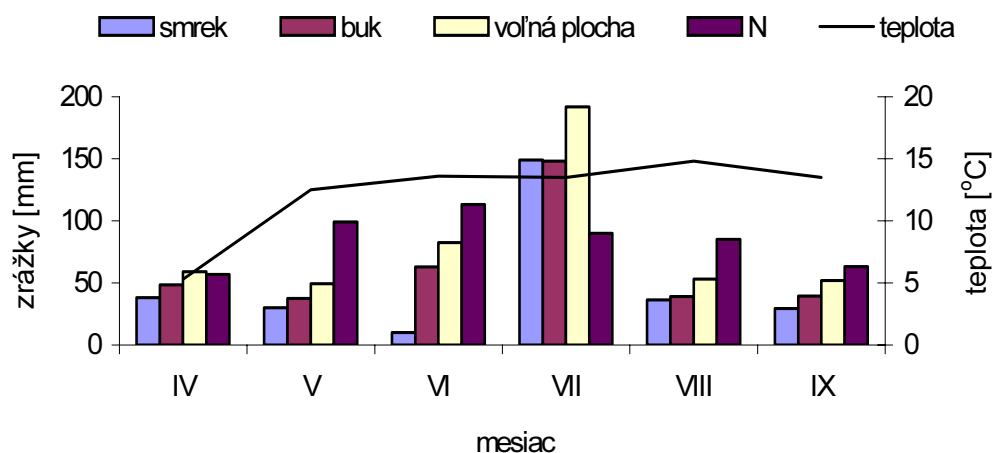
Obr. 4 Pôdny vrták

Výsledky

Vo vegetačnom období 1997 suma podkorunových zrážok predstavovala v smrekovom poraste hodnotu 292,7 mm a v bukovom 375,2 mm. Priemerná teplota vzduchu bola prezentovaná hodnotou 12,2 °C. Najchladnejším mesiacom bol apríl (5,3 °C) a najteplejším august (14,8 °C). Najmenej zrážok spadlo v smrekovom poraste (10,1 mm) v júni a najviac (149,0 mm) v tom istom poraste v júli (obr. 5).

Pri analyzovaní výsledkov výskumu okamžitej vlhkosti pôdy v priebehu VO 1997 je jasný vyšší obsah vody v pôde pod bukovým porastom. V povrchových vrstvách (0 – 10 cm) vlhkosť pôdy pod smrekom kolísala od 21,0 % obj. (3. dekáda septembra.) do 50,7 % obj (1. dekáda júla). Vlhkosť sa udržiavala medzi hydrolimitmi maximálnej kapilárnej kapacity (MKK) a bodom zníženej dostupnosti (BZD) od začiatku VO až do 3. dekády júla, kedy sa vlhkosť znížila na 27,5 % obj., čo znamenalo prechod vlhkosti do oblasti medzi hydrolimity BZD a bodu vädnutia (BV). Po zrážkovej udalosti v ten istý deň (99 mm na voľnej ploche, 81 mm v smrekovom poraste) sa vlhkosť následne zvýšila až nad hranicu MKK. V ďalšom období v dôsledku nedopĺňania zásob pôdnej vody zo zrážok poklesla vlhkosť až na najnižšiu hodnotu zaznamenanú vôbec v tomto pôdnom profile, čo znamenalo jej pokles až na hranicu BV. Tento pokles možno odôvodniť faktom, že vlhkosť pôdy v tejto vrstve je pod smre-

kovým porastom zvlášť intenzívne vysušovaná v dôsledku desukcie koreňovým systémom a v neza-
nedbateľnej miere aj evaporáciou.



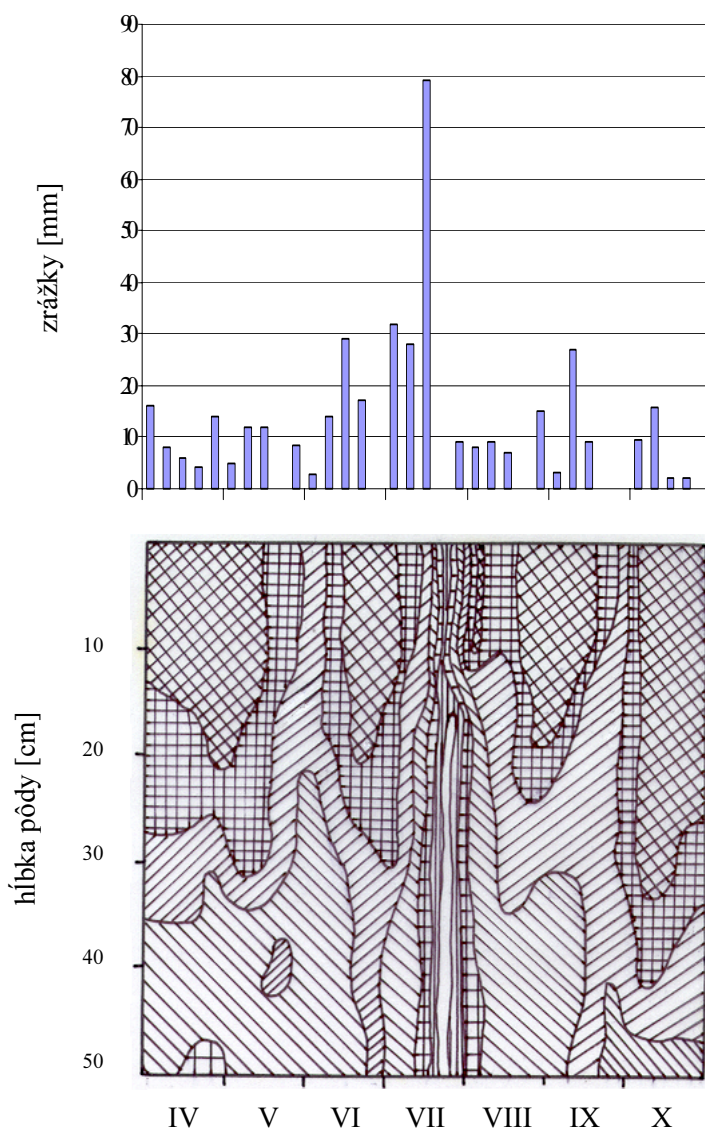
Obr. 5 Pribeh mesačných zrážok [mm], dlhodobého normálu (N) za roky 1931– 60 a hodnoty teplôt [°C] počas vegetačného obdobia 1997

Pod bukom sa väčšinu VO vlhkosť pôdy v povrchových vrstvách udržiavala nad hranicou MKK.

Pod hranicu BZD klesla len začiatkom 2. dekády júla, keď dosiahla najnižšiu hodnotu (29,1 % obj.). K ďalšiemu a poslednému zníženiu vlhkosti došlo v 3. dekáde septembra. (43,4 % obj.) a množstvo vody sa znížilo pod hranicu MKK. Najvyššiu vlhkosť pôdy v tomto profile sme zaznamenali po zrážke 11. IX. (27 mm = 75,0 % zo zrážky na voľnej ploche) a vlhkosť sa zvýšila na hodnotu 64,4 % obj. (137 % MKK).

V stredných vrstvách kolísala vlhkosť pôdy v smrekovom poraste od 22,7 % obj. (3. dekáda júla) do 39,0 % obj. (1. dekáda mája), v bukovom poraste od 22,9 % obj. (3. dekáda júla) do 54,2 % obj. (1. dekáda mája). Pod smrekom sa vlhkosť väčšiu časť VO udržiavala medzi hranicami MKK a BZD. Pod

Obr. 6a Chronoizoplety vlhkosti pôdy na ČP1 – buk



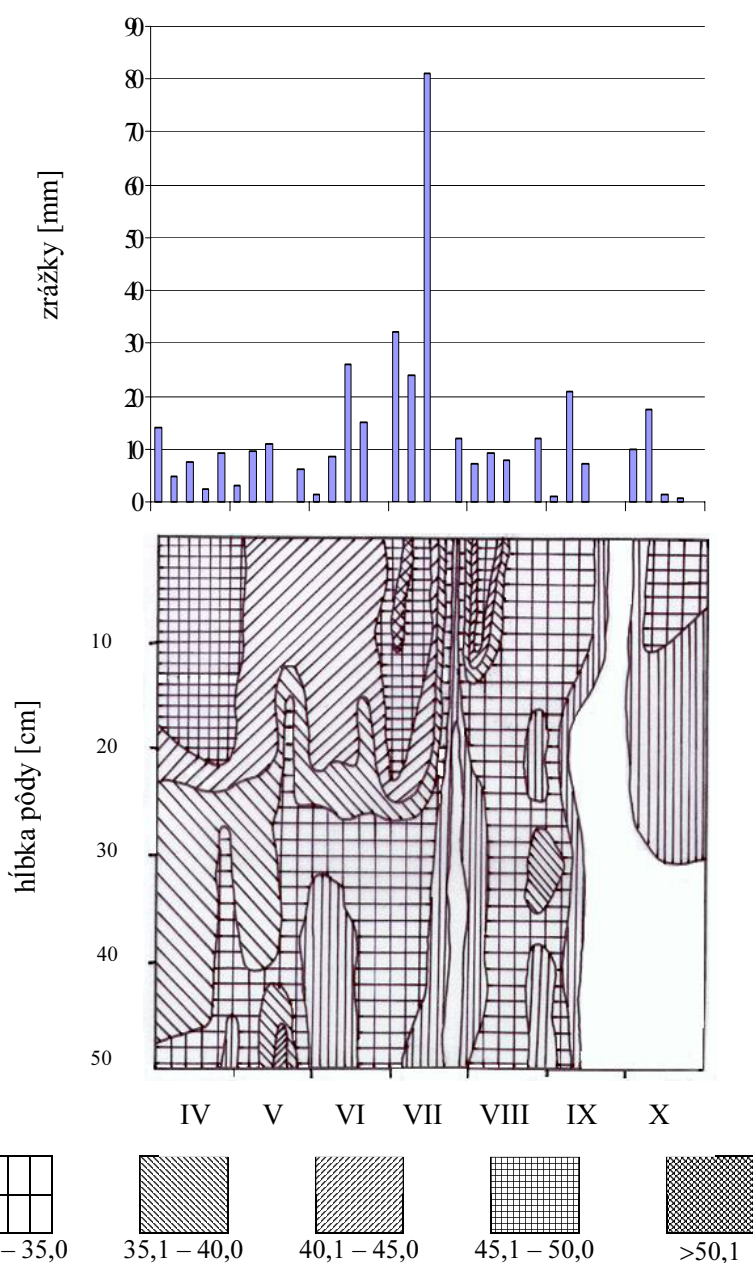
bukom sa vlhkosť pôdy udržiavala nad, resp. na hranici hydrolimitu MKK, s výnimkou 3. dekády júla, kedy sa množstvo vody znížilo pod hranicu BZD a v porovnaní so smrekom bola strata dokonca vyššia.

V najhlbšie sledovaných vrstvách bola vlhkosť pôdy nižšia v porovnaní so strednými vrstvami, najmä pod smrekom. Najnižšiu zaznamenanú vlhkosť predstavovala hodnota 22,8 % obj. (3. dekáda septembra). Pod bukom pokračoval veľmi vyrovnaný vlhkosťový stav, väčšinu VO nad hranicou MKK, s výnimkou 24. VII., keď bola pôda najviac vysušená (20,0 % obj.).

Chronoizoplety vlhkosti pôdy v priebehu VO 1997 sú znázornené na obr. 6a (buk) a 6b (smrek). Z obrazových vyjadrení vyplýva, že vlhkosť pôdy pod bukom bola v tomto vegetačnom období v porovnaní so smrekom preukazne vyššia, v najväčšej miere v povrchových vrstvách fyziologického profilu (do 20 cm). Pod hranicu hydrolimitu BZD klesla vlhkosť pôdy iba na veľmi krátke obdobie v poslednej dekáde júla vo vrstve pôdy 20 – 50 cm, čo bolo výsledkom vyšších teplôt vzduchu ($>20^{\circ}\text{C}$) a tým aj zvýšenej miery evapotranspirácie a ani vyššie zrážkové úhrny na začiatku tohto mesiaca nedokázali túto stratu vody nahradiť.

Pod smrekom sa v povrchových vrstvách profil pôdy prevlhčil nad 50 % obj. len v mesiaci júl, ktorý bol najbohatší na zrážky. Na hranicu hydrolimitu BZD vlhkosť klesla v stredných a hlbších vrstvách pôdneho profilu v 1. a 2. dekáde júna, vo vrstve 40 – 50 cm v poslednej dekáde augusta a vo vrstve 10 – 30 cm v mesiaci október.

Obr. 6b Chronoizoplety vlhkosti pôdy na ČP2 – smrek



Najviac sa pôda na tejto ploche vysušila od polovice septembra po prvú dekádu októbra (0 – 20 cm) a od začiatku septembra po koniec VO (30 – 50 cm). Pod bukovým porastom sa vlhkosť pôdy v celom fyziologickom profile udržiavala v oblasti medzi hydrolimitmi MKK a BZD, diferencie v porovnaní so smrekom sa podľa očakávania prejavili prevažne v hlbšie sledovaných vrstvách pôdy (>30 cm). Vyplýva to z koreňovej konkurencie a z koncentrácie aktívnych koreňov v pôdnom priestore.

Záver

Vlhkosť pôdy patrí k jedným z limitujúcich faktorov, ktoré ovplyvňujú zdravotný stav lesných porastov. Množstvo vody v pôde je vo veľkej miere ovplyvnené transformujúcim vplyvom porastu (zmena fyzikálno – chemických vlastností pôdy, vplyv zakmenenia, druhová štruktúra porastu, fáza olistenia, atď.).

Maximálne stredné hodnoty vlhkosti pôdy počas vegetačného obdobia 1997 boli namerané vo vrstve 0 – 10 cm a predstavovali 40,6 % obj. pod smrekom a 52,1 % obj. pod bukom. Najmenšie stredné hodnoty vlhkosti pôdy sme zistili v hĺbkach 40, resp. 50 cm v bukovom, ale aj smrekovom poraste. Rozdiely pôdnej vlhkosti medzi najvlhkejšou a najsuchšou vrstvou pôdneho profilu počas VO 1997 predstavovali 10,3 % obj. pod smrekom a 13,8 % obj. pod bukom.

Na záver možno konštatovať, že okrem hĺbky fyziologického profilu aj druhové zloženie porastu ovplyvňuje množstvo vody v pôde a to najmä tvarom svojho koreňového systému, ako aj fyziologickými prejavmi akými sú transpirácia, evapotranspirácia, resp. intercepcia.

Literatúra

- ČABOUN V. et al., 1997: Výsledky ekologického a ekofyziologického výskumu lesných ekosystémov na výskumno-demonštračnom objekte Poľana – Hukavský grúň, Lesnícke informácie, 1, LVÚ, Zvolen, 88 s.
- DRBAL J., 1965: Praktikum melioračného pôdoznání. SNTL, Praha.
- KLIKA J., NOVÁK V., GREGOR A., 1954: Praktikum fytocenologie, ekologie, klimatologie a pôdoznání. ČSAV, Praha, 773 s.
- MILLER D., 1977: Water at the Surface of the Earth – an Introduction to Ecosystems Hydrodynamics, Academic Press, New York, 557 p.
- SOROKOVÁ M., 1999: Režim vlhkosti pôdy vo vzťahu k atmosférickým zrážkam. MVK Atmosféra 21. storočia, organizmy a ekosystémy. TU vo Zvolene, s. 28 – 32.
- TUŽINSKÝ L., 1990: Režim vlhkosti a zásob využiteľnej vody v pôde pod lesnými ekosystémami. Vedecké práce VÚLH, Zvolen, s. 97 – 110.
- TUŽINSKÝ L., 1998: Režim vlhkosti pôdy pod lesnými ekosystémami. In: Zborník Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra, ÚH SAV, Bratislava, s. 126 – 127.
- TUŽINSKÝ L., SOROKOVÁ M., 1998: Vodný režim pôdy pod smrekom a bukom v oblasti biosférickej rezervácie Poľana – Hukavský grúň. Zb. Atmosférická depozícia a ekofyziologické procesy v ekosystémoch, TU, Zvolen, s. 215 – 217.

PodĎakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami z grantov č. 1/9207/02 a č. 1/9264/02.

Príspevok k poznaniu a klasifikácii pôd nášho subalpínskeho a alpínskeho stupňa

Rudolf ŠÁLY

TU Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen

Abstrakt

Na Slovensku máme približne 49 000 ha pôd, ktoré sú na úrovni pôd alpínskych a subalpínskych. V starších prácach sme rozlišovali podzoly (nižšie polohy) a mačínové pôdy (vyššie polohy). V čase evolúcie pôdy v holocéne, lesná vegetácia (smrek, trpasličie borovice a pod.) a vegetácia alpínskych lúk bola utlmená na svojom tom istom mieste. Podľa nášho názoru hlavným procesom vývoja súčasne existujúcich pôd je preplachovanie, ktoré v ďalšom vývoji zabezpečuje proces podzolizácie. Eolické primiešavanie obsahu uhlíka v rôznej miere podlieha podzolizácii. Intenzívna eolická aktivita, ktorá sa prejavuje vo forme heterogénneho primiešavania do súčasne existujúcich pôd, dominovala dryasickej etape. Ak bola svahovitosť nízka, zachovali sa tiež plytké vrstvy prachových sedimentov. Podľa pôdnej klasifikácie FAO – UNESCO sme pôdy týchto území prehlásili za podzoly (umbrické, haplické, humické).

Tiež leptosoly (skeletové, dystrické, umbrické, rendzinové) sa tu vyskytujú v menšej miere.

Kľúčové slová: alpské spodopodzoly, pôdy nad hranicou lesa, vývoj alpských pôd, eolické prímiesy alpínskych pôd

Abstract

In Slovakia we have about 49 000 ha of soils of alpine and subalpine level. In older works there have been distinguished podzols (lower positions) and sod soils (higher positions). During soil development in Holocene, the forest vegetation (spruce, dwarfed pines and the like) and vegetation of alpine meadows had been relieved on one and that same place. In our opinion the general process of present soils is washout, which comes to podzolization in further development. The eolian admixture and carbon content in different rate subdue the podzolization. The intensive eolian activity, which is showed in the form of heterogeneous admixture in present soils, dominated in Dryassic period. If the inclination was low, also the shallow layers of dust sediments were preserved. According to soil classification of FAO – UNESCO we can declare soils of these territories as podzols (umbric, haplic, humic). Also leptosols (skeletic, dystric, umbric, rendzic) occur in smaller extent.

Key words: alpine spodosols, soils above the treeline, development of alpine soils, eolian admixture in alpine soils

Úvod

V Západných Karpatoch máme viacero pohorí, ktoré svojou výškou presahujú hornú hranicu lesa, kde ako jeden z hlavných pôdotvorných faktorov sa uplatňujú spoločenstvá kosodrevinových porastov a v ešte vyšších polohách spoločenstvá vysokohorských tráv. Sú to jednak Tatry (Vysoké, Západné, Belianske), Nízke Tatry, potom Oravské Beskydy, Malá Fatra, Chočské vrchy, Veľká Fatra. Pre naše najvyššie pohorie, Vysoké Tatry, možno udať ako priemerné údaje jednotlivých hraníc: súčasná horná hranica lesa 1 500 m, hromadný výskyt kosodreviny do 1 800 m, súvislý výskyt alpínskych lúk do 2 200 m, pásma skál nad 2 200 m.

Popri výrazných expozičných rozdieloch uplatňuje sa v nich prenikavo i vplyv masívnosti pohoria, čo možno vidieť napr. i na údajoch Blattného a Šťastného (1959), ktorí pre hromadné rozšírenie kosodreviny uvádzajú výšky: Vysoké Tatry 1 800 m, Západné Tatry 1 740 m, Nízke Tatry 1 660 m, Babia hora 1 650 m, Malá Fatra 1 600 m. Vplyv masívnosti geomorfologického celku na výšku hornej hra-

nice lesa i kosodreviny zdôrazňuje aj Plesník (1971). Z práce Midriaka (1983) sme vybrali niekoľko charakteristík našich vysokých pohorí, ktoré uvádzame v tabuľke 1. Podľa nej môžeme konštatovať, že máme u nás okolo 49 000 ha plôch subalpínskeho (asi 36 000 ha, 73 %) a alpínskeho vegetačného stupňa (13 000 ha, 27 %). O 100 – 200 m voči prirodzenej poklesla súčasná horná hranica lesa, v dôsledku vyrubovania a vypaľovania sa v podstate zredukovala plocha kosodreviny. Na týchto miestach vznikli najmä v 15. – 20. storočí tzv. sekundárne hole. Midriak uvádza, že vo Vysokých Tatrách súčasná plocha kosodreviny je len 3 125 ha, v Nízkych Tatrách 3 320 a v Malej Fatre len 341 ha.

Pôdna prikrývka území týchto vegetačných stupňov je veľmi pestrá. Nie je naším cieľom podať vyčerpávajúcu charakteristiku pôd. Chceme len rozobrať niektoré otvorené otázky tvorby a klasifikácie tunajších pôd. Príčinou pestrosti nie je ani natoľko pestrosť pôdotvorných hornín a vegetačných spoločenstiev, ako odlišnosť klimatických podmienok. 1 100 m (2 600 – 1 500) výškový rozdiel, pri celkovom premyvnom type vodného režimu pôd, vedie k odlišnostiam v termickom režime pôd i v spektre žiarivej energie, v hĺbke a trvaní premrzania, v dĺžke „umŕtvenia“ pôdných dejov, v hrúbke a dĺžke trvania izolačného vplyvu snehu, či deštruktívneho vplyvu snehovej prikrývky. Midriak (1983) hovorí, že v našich vysokých pohoriach je 12 677 ha lavínisk (t.j. 25 % plochy nad hranicou lesa), kde značná časť pôdy môže byť deštruovaná. To je isté špecifikum, ktoré pri iných skupinách pôd nevidíme. Pri hlbšom rozbere údajov, predstáv a názvov prevládajúcich a hojnejšie sa vyskytujúcich pôd týchto oblastí rysujú sa, podľa našej mienky, dve skupiny názorov. Podľa jedných dominujúcim pôdotvorným procesom v subalpínskej a alpínskej oblasti je podzolizácia, podľa druhých podzolizácia sa viaže len na kosodrevinové spoločenstvá. Pod trávnyim spoločenstvom sa tvoria mačínové, resp. mačino-kambizemné pôdy.

V rokoch 1962 – 65 preskúmali sme pôdy Račkovej a Jamníckej doliny v Západných Tatrách – časť Liptovské hole. Hlavnú pozornosť sme venovali pôdnym pomerom nad hranicou lesa vo výškach 1 500 – 2 248 m n. m. Výsledky sme publikovali (Šály, 1966). Smerodátne pre nás boli najmä Kubienove názory (Kubiena, 1953). Po tridsiatich rokoch sme skúmali pôdy vyšších polôh Nízkych Tatier. Odtiaľ pochádza náš terajší materiál.

Materiál a metódy

Prírodná rezervácia Ďumbier nachodí sa na ploche 2 200 ha, v nadmorskej výške 1 025 – 2 043 m na severnej strane Nízkych Tatier. Z analyzovaných 40 profilov pôd tohoto objektu vybrali sme 7 charakteristických pre subalpínsky a alpínsky stupeň a k nim sme pridali profil č. 41 z vrcholu Chopku, ktorý bol analyzovaný pri inej príležitosti (Ciesarik a kol., 1977). V citovanom sprievodcovi má tento profil poradové číslo 9.

Skelet sme odhadovali pri popise profilu v objemových percentách, zloženie jemnozeme po dispergácii ultrazvukom sme určili pipetačne, obsah hygroskopickkej vody (105 °C), stratu pri žíhaní (550 °C), obsah humusu (Turinova metóda) udávame v hmotnostných percentách. Reakciu pôdy sme

zistovali elektrometricky, pedogénne oxidy Fe, Al (podľa Mehru – Jacksona) udávame v percentách minerálnej hmoty.

V profile skúmaných pôd sme vyčlenili tieto horizonty (Kolektív, 2000):

41: 0 – 6 cm O _m	6 – 11 A _{op}	11 – 28 E _p	28 – 60 B _s	60 – 120 C ₁		
31: 0 – 5 cm O _m	5 – 10 A _{op}	10 – 30 E _p	30 – 60 B _s	60 – 110 C ₁		
29: 0 – 3 cm O _m	3 – 16 A _{op}	16 – 29 E _p	29 – 70 B _s	70 – 110 C ₁		
32: 0 – 5 cm O _m	5 – 10 A _{op}	10 – 30 E _p	30 – 65 B _s	65 – 110 C ₁		
30: 0 – 7 cm O _m	7 – 12 A _{op}	12 – 27 E _p	27 – 40 E/B	40 – 50 B _{sh}	50 – 65 B _{sv}	65 – 120 C ₁
25: 0 – 2 cm O _o	2 – 9 A _{oq}	9 – 45 B _{v1}	45 – 70 B _{v2}	70 – 100 C _c		
26: 0 – 3 cm O _o	3 – 17 A _m	17 – 34 (B _v) Ca ₁	34 – 54 (B _v) Ca ₂	54 – 74 C _c		
37: 0 – 4 cm O _o	4 – 12 A _{oq} (E _l)		12 – 55 B _t	55 – 65 B _{tg}	65 – 90 R _c	

Analytické výsledky i charakteristiky pôdotvorných činiteľov prinášame v tabuľke 2.

Zhodnotenie výsledkov a diskusia

Skôr než pristúpime k detailnejšiemu vyhodnoteniu terénnych i laboratórnych zistení o vybraných pôdach, zmienime sa o dvoch skutočnostiach, ktoré pokladáme za významné pri interpretácii údajov. V tab. 1 sme uviedli aj výšku tzv. snežnej čiary pred 14 000 rokmi. Z toho i z práce Luknišovej (Lukniš, 1964) môžeme vyvodit', že všetky naše pôdy sa vyskytujú v území, ktoré bolo pokryté ľadom, pričom ľadovec bol až 90 m hrubý. Ďalej vieme, že v období holocénu menili sa klimatické podmienky nielen v smere otepľovania, ale aj ochladzovania. V atlantiku, pred 6 – 4 tisícmi rokov, bola priemerná ročná teplota na našom území o 2 – 3 °C vyššia a teda hranice vegetačných stupňov o 200 – 300 m vyššie ako dnes. Viedlo to k tomu, že na určitom mieste v historickom vývoji pôd mohli sa vyskytnúť pôdoznancky protichodné formácie, napr. kosodrevinový a trávny porast. Teda to, čo od 15. storočia zavinil človek, ktorý znížil hranicu lesa a v honbe za novou plochou horskej pastvy vyrúbал či vypálil kosodrevinu, udialo sa predtým i cestou prirodzených zmien.

Pôdy sa vyvinuli zo zvetralín miestnych hornín, ku ktorým sa primiešal cudzí zeminný materiál donesený vetrom. Potvrďuje sa, že v mrazových pustatinách dryasového obdobia panovala čulá eolická činnosť. Všetky tunajšie pôdy majú vo vrchnej časti profilu cudziu, sprašovú prímes, ktorá je zrejmá z nízkej skeletnatosti (prevažne 0 – 15 %) a zvýšeného podielu prachovej frakcie (prevažne nad 25 %). Spojitosť s expozíciou nevyznievajú jasne, pri uchovaní cudzieho materiálu mala veľký význam i sklonitosť. Snáď len východné a juhovýchodné svahy majú prachovú prímes, ktorá sa blíži samostatnej vrstve, hrubej 20 i viac cm. Známe je z literatúry tzv. mrazové zvetrávanie s tvorbou prachu. Prikláňame sa však k tomu, že ide o cudzí, donesený materiál, o čom svedčí a) existencia nielen prímesi, ale samostatných vrstiev (pozri napr. profile č. 31, 37) b) chemické a mineralogické analýzy (obsah draslíka, železa, asociácia ílových nerastov).

Časť zemín, zvetralín a sedimentov z obdobia pred zaľadnením sa zachovala. Svedčí o tom existencia uľahnutej spodnej časti profilu tunajších pôd. Ak by sme na ne uplatnili poznatky o kvartér-

nych svahovinách a ich klasifikácii, potom vidíme, že najčastejšie sa uľahnutosť viaže na vrstvu *b* 1. Materiál tejto vrstvy býva tak výrazne uľahnutý, že je to nápadné aj pri vlhkých, o to väčšmi pri preschnutých zeminách. Možno ho pokladať za obdobu fragipanu pri neskeletnatých pôdach. Tak ako pre vznik fragipanu možno nájsť v literatúre viacero rozporných vysvetlení (hranica permafrostu, vplyv iluviácie, vplyv tlakov pri premŕzaní, uľahnutie v dôsledku zaťaženia ľadovcom či firnom atď.), aj vznik uľahnutej skeletnatej zeminy nie je zatiaľ jednoznačne vysvetlený. Nazdávame sa, že hlavnými príčinami tohto javu sú najmä vplachovanie jemnejšieho zeminného materiálu, z ktorého sa vytvorili aj tapety, ďalej tlaky pri reliktnom premŕzaní, i tlak ľadu a firnu. Uľahnutosť, niekedy až spečenosť zeminy *b*-vrstvy je značne rezistentným javom, čo možno vidieť i na starších odkryvoch svahovín, kde v hĺbke obyčajne 60 – 130 cm vidíme vyčnievajúce „pupky“. Tieto výčnelky patria niekdajšej *b*-vrstve, v ktorej je zeminný materiál dlhodobu súdržný, málo sa oddeľuje, neodsypáva sa a v odkryve má podstatne väčší uhol prirodzeného sklonu ako menej súdržná podložná zemina. Tým ako by bol materiál uľahnutej vrstvy na odkryve podťatý. V uľahnutej vrstve sa súbežne a často vyskytuje i orientácia skeletu a tapety, najmä ak je skelet väčší (kamene) a plochý. V našom prípade sa uľahnutosťou vyznačujú horizonty C (60 – 120 cm).

Možno povedať, že pôdy subalpínskeho a alpínskeho stupňa sú i pri relatívnej plytkosti viac než pôdy iných vegetačných stupňov stratifikované. Je to dosť prekvapivé konštatovanie, lebo v minulosti sa predpokladal opak tohoto. Príčinila sa o to dávnejšia soliflukcia, uchovanie sa starších zemín, t.j. zemín, ktoré vznikli pred poslednou ľadovcovou prikrývkou i čulá eolická činnosť. Táto stratifikácia je veľmi často príčinou toho, že stratigrafia ílu zistená pri konkrétnom profile je iná ako uvádzajú učebnice pedológie, ktoré predpokladajú homogénosť profilu.

V úvode sme konštatovali, že v historickom vývoji sa značne znížila plocha kosodrevinových porastov a vznikli sekundárne hole. Tým sa musela zmeniť morfológia pôd. Porovnali sme náš materiál (7 pôd spod kosodreviny, 26 pôd holií) a ukázalo sa, že hrúbka nadložného humusu v kosodrevine bola 4 – 50 cm, priemerne 18 cm, na holiach 1 – 7 cm, priemerne 3,2 cm. V kosodrevine sa pre hrúbku nadložného humusu ukázala ako najvýznamnejšia expozícia (na chladných expozíciách až rašeline), prípadne vek pôd (mladšie rankrové pôdy 8 cm, staršie humusovo-železité až organozemné podzoly 27 cm). Zaujímavé čísla o hrúbke mačinového horizontu na holiach poskytol výskyt pri jednotlivých pôdnych typoch. Najtenší bol pri kambizemiach (priemerne 2,4 cm), potom pri rankroch (2,7), rendzinách (3,0), podzoloch kambizemných (3,4) a najhrubší pri podzoloch humusovo-železitých (3,8). Pokiaľ ide o farbu, zreteľné rozdiely boli vo farbe eluviálnych horizontov, ktoré boli pod kosodrevinou svetlé, beľavosivé (7,5 YR 5/2 – 6/2), na holiach tmavšie, sivohnedé (5 YR 5/2).

O pôdach našich vysokých pohorí bolo zverejnených viacero prác poskytujúcich i analytické údaje. Zväčša ide o zrnitosť, pôdnu reakciu a humóznosť. Práce, v ktorých sú ďalšie špeciálne rozbor, sú zriedkavé. Vyplýva z nich, že prevažujú hrubozrnnejšie zeminy, pričom obsah ílu je v horných vrstvách (do 20 – 30 cm) obyčajne vyšší. Prevažuje veľmi kyslá reakcia a obsah humusu závisí od nadmorskej výšky, expozície i vegetácie. Pravidlo vzostupu pôdneho humusu s výškou je porušené.

Pôdy pod kosodrevinou majú najmenej pôdneho humusu, menej ako pôdy pod vysokohorskými smrečínami, či pod alpínskymi lúkami. Organické látky pri nich sa hromadia v silnom nadložnom humuse, ktorý sa tu akumuluje vo forme *mor*. Chladnejšie expozície (SZ, S, SV) majú pôdy humóznejšie. V povrchových diagnostických horizontoch našich pôd (17 profilov vo výškach 1 575 – 1 990 m) sme po redukcii obsahu na skelet (s ktorým sa pôdny humus nezmiešava) zistili v priemere 12,5 – 14,7 % humusu. Ide teda pri týchto pôdach aj o vysokú akumuláciu humusu.

Veľmi kyslú reakciu majú len pôdy zo silikátových hornín. Karbonátové a silikátovo-karbonátové horniny dali vznik rendzinám až kambizemiam (profil č. 25, 26), ktoré postupne strácajú karbonáty a sú kyslé až alkalické. Žiada sa podotknúť, že pri tunajších rendzinách nejde o sivé či sivo-čierne rendziny, ktorých stupeň uvažuje Pelíšek (1973) v Belianskych Tatrách vo výškach 1 600 – 2 000 m n. m., ale prevažujú rendziny kambizemné. Prímes cudzieho, sprašovitého materiálu (pozri profil č. 31) zvyšuje pH hodnoty zo 4 na 5, aj podmieňuje osobitnú pedogénu, ktorá je v danom území dosť nečakaná.

Už rozdelenie tzv. prístupného fosforu, zistené napr. i v pôdach Západných Tatier (Šály, 1966) naznačovalo, že je toto výsledkom nielen biologickej akumulácie (vrchné vrstvy), ale i profilovej migrácie (spodné vrstvy). Plne sa potvrdila i stratigrafia tzv. aktívnych foriem zlúčenín železa a hliníka. Na štúdium týchto a zistenie ich rôznych koeficientov sa zameriava pozornosť pôdoznalcov ostatných 20 rokov. Niektoré z takýchto zistení umožňujú aj údaje z tabuľky 2. Pri profile 41 môžeme konštatovať nielen akumuláciu sesquioxidov v podpovrchových horizontoch, ale aj vysokú hodnotu „koeficienta aktivity“ Fe_o/Fe_a , ktorý v A horizonte má hodnotu nad 1,0. Obsah pedogénnych oxidov Fe/Al pri profiloch 31, 29, 32, 30 jasne dokumentuje podzolový proces. Rozdelenie sesquioxidov pri profiloch 25, 26, 37 sme nestanovovali. Vzhľadom na pôdnu reakciu pohyb Fe, Al nemožno predpokladať. Tento môže prebehnúť až po vymytí karbonátov.

Pri konfrontácii s literatúrou treba na prvom mieste uviesť syntetickú prácu Burnsa (1990). Zaoberá sa čiastkovými pedologickými prácami z pohorí všetkých svetadielov a pôdy klasifikované domácimi autormi rôzne, klasifikuje podľa zásad americkej klasifikácie. Pri použití tohoto spoločného menovateľa mu vychádza, že podzolové pôdy vo svete nad hranicou lesa možno zaradiť do 4 skupín a 12 podskupín. Všetky 4 skupiny majú kryický teplotný režim – Cryaquods (16 %), Cryahumods (12 %), Cryorthods (70 %), Cryic Placaquods (2 %). Kryický teplotný režim pôd sa vyznačuje tým, že priemerná teplota v hĺbke 50 cm je 0 – 8 °C, v mesiacoch jún-august (na severnej pologuli) priemerná teplota nadložného humusu je pod 8 °C. U pôd „cryic“ sa predpokladá občasné zamrznutie. Naše vysokohorské pôdy však nepremrzajú, preto zaradenie do tejto skupiny nie je pre naše pomery náležité. Uplatňuje sa pri nich výrazný izolačný vplyv snehovej prikrývky. Pre oblasť Chopku a výšky 1 500 – 2 000 m n.m. udáva Mind'áš (1999) 208 – 248 dní priemerného trvania snehu. Na miestach slabšej snehovej prikrývky (zavinenej napr. sfúkaním) pôdne teleso premrzá, čo však registrujeme výskytom štruktúrnych, či girlandových pôd alebo thufúr, čo je dôsledok kryoturbácie.

Za významné pre výskyt alpínskych podzolov pokladá Burns hranicu nad 1 400 mm ročných zrážok. Rastom hrúbky a dĺžky snehovej prikrývky rastie intenzita podzolizácie, čo sa dá vysvetliť ras-

tom teploty a tým aj intenzity dejov. Rastom nadmorskej výšky a chladu nemusí nastávať iluviácia organo-metalických komplexov, spodosoly ustupujú inceptisolom. Jasné znaky podzolizácie majú pôdy už po 1 600 rokoch vývoja a zreteľný oršteinový horizont vidno pri neskeletnatých pôdach po 2 500 rokoch, pri skeletnatých po 7 000 rokoch. Orštein vzniká len v pôdach miernych svahov. Burns vyhodnotil 50 pôdných profilov, z nich 35 sa nachodí pod alpínskou, 15 pod subalpínskou vegetáciou, teda pod alpínskou vegetáciou nejde o samostatný mačínový proces, hoci cituje prácu, podľa ktorej v Alpách stačí 300 rokov intenzívnej pastvy, aby sa podzoly zmenili na inceptisoly.

Najvýznačnejší stúpenec predstavy o alpínskom mačínovom procese bol Kubiena (1953) i Pelíšek (1973), ktorý v TANAPE vyčlenil pásma: 1 700 – 1 900 m n.m. čokoládovo-hnedé subalpínske mačínové pôdy, 1 900 – 2 200 m n. m. čiernosivé alpínske mačínové pôdy na žulových sutinách. Mačínové pôdy nemajú iluviálny horizont. Ich obohatenie železom sa vysvetľuje ako tzv. mrazové hndnutie. Ide o intenzívne mechanické zvetrávanie s častým premŕzaním, popri súčasnom miernom chemickom zvetrávaní, za spolupôsobenia komplexujúcich organických kyselín, tvorby komplexov humusu a sesquioxidov ale aj premeny slúd na trojvrstvové ílové minerály. Pritom pohyblivosť sesquioxido-humusových komplexov klesá, lebo v dôsledku mrazu nastáva ireverzibilná koagulácia. Železo a hliník sa hromadia, vytvárajú hnedé obaly vôkol minerálnych častíc, kým ióny báz sa vymývajú.

Mienku, že podzolizácia je hlavný pôdotvorný proces i v alpínskom stupni, zastáva, na základe štúdia pôd v južnom Nórsku, i Stützer (1999). Pri materskej hornine s nízkou tlmivou kapacitou už pri slabej vegetačnej prikrývke lišajníkov dochádza k eluviácii vrchných vrstiev pôdy a k translokácii organo-metalických komplexov do podložia.

Linkeš (in Vološčuk a kol. 1994) uvádza, že vo Vysokých Tatrách nad hornou hranicou lesa dominujú rôzne podtypy podzolov. Tzv. alpínske mačínové pôdy, ktoré sa v geografii pôd Tatier uvádzajú ako zonálne, zonálnymi nie sú. Podľa novej klasifikácie sú to rankre a vyskytujú sa od úpätia až po vrcholy Tatier.

V Západných Tatrách sme predtým (Šály, 1966) vyčlenili pásmo alpínskych mačínových pôd vo výške 1 850 – 2 165 m n. m. Boli sme poplatní vtedy panujúcim názorom, hoci sme hovorili o prechode k podzolovým pôdam a o presune železa a humusu z vrchných pôdných vrstiev. Pri dnešných názoroch a klasifikačných princípoch treba hovoriť o rankroch podzolových. Na druhej strane nič netreba meniť na interpretácii mačínových humusovo-železitých podzolov, ktoré sme tu zistili a popísali vo výške 1 650 – 1 865 m n. m. a ktorých existenciu potvrdil i výskum pôd Nízkych Tatier (profily 29, 32, 30). Zrejme výrazné hydrologické rozhranie, t.j. uľahnutosť hlbších vrstiev a tým zmena priepustnosti pre vodu, prispeli k vytvoreniu humusovo-železitého ilúvia.

Na základe vlastného materiálu, pochádzajúceho z detailného štúdia pôd Západných a Nízkych Tatier, opierajúc sa aj na mienky niektorých novších prác z literatúry, môžeme tvrdiť, že v stupni pôd alpínskej a subalpínskej vegetácie, pri intenzívnom premyvnom vodnom režime, prebieha v pôdach postupné premývanie a translokácia rôznych zložiek látkovej premeny a kolobehu. Záleží na pôvodných rezervách, najmä báz, v substráte, ako ďaleko v konkrétnom prípade tento proces pokročil.

V prípade karbonátových substrátov v súčasnej dobe prebieha rôzny stupeň dekarbonatizácie, pri silikátových substrátoch, ktoré u nás v týchto regiónoch prevládajú, ide o rôznu mieru podzolizácie. Vytvorenie humuso-železitého ilúvia „mäkkého oršteinu“ viaže sa najmä na severné expozície, i na skeletnaté pôdy, pri ktorých je na tvorbu tohoto horizontu potrebná dlhšia doba. Vzhľadom na celkové trvanie pedogenézy po roztopení ľadovca (8 – 9 tisíc rokov) myslíme, že doba k vytvoreniu ilúvia musela byť kratšia než udáva Burns. Ak predpokladáme, že najintenzívnejšia translokácia organicko-metalických komplexov prebieha pri tvorbe *möru* pod kosodrevinovými porastami a tieto v období atlantika boli hromadne rozšírené po vrcholy Nízkych Tatier, teda do výšky 2 000 m n. m., potom humusovo-iluviálny horizont sa mohol vytvoriť za 2 – 4 tisíc rokov.

Pôdy súčasnej pôdnej prikrývky vytvorené zo silikátových hornín (tonality, granity, ruly, migmatity atď.) sú rôzne podtypy podzolov (kambizemný, humusovo-železitý, organozemný). Primiešanie sprašových zemín podmieňuje zmiernenie prejavov podzolizácie. Tunajšie podzoly majú, samozrejme, rôzny vek. Ak vychádzame z predpokladu, že posledné morény sú 8 000 rokov staré, potom zeminy stredných a horných častí svahov sú zrejme staršie a sú viac stratifikované vplyvom premrzania, soliflukcie, prachovej prímеси či vrstiev a tým teda vhodnejšie ako hydrologické rozhrania pre morfológický prejav podzolizácie. Nechceme však tvrdiť, že každý podzol humusovo-železitý je starší ako podzol kambizemný. Svoje zohrala i tlmivosť zeminného materiálu a tým aj intenzita podzolizácie. Zeminy, ktoré boli v hlbších vrstvách uľahnuté, boli pre priebeh podzolového procesu priaznivejším médium. Pri mladšom veku substrátov (holocénne sutiny, kužele, úsypy atď.) vytvorili sa podzolové rankre. Z karbonátového podložia vytvorili sa podtypy rendzín (kambizemná, litozemná, sutinová). Prímеси či vrstva cudzieho silikátového materiálu, ktorej uchovanie sa súvisí hlavne so sklonom povrchu, vedie k prejavom kambi- resp. luvizemnosti.

Pri aplikovaní zásad klasifikácie pôd FAO – UNESCO môžeme tunajšie pôdy označiť ako podzols (umbric, haplic, humic). V menšej rozlohe sa uplatňujú tiež leptosols (skeletal, dystic, umbric, rendzic).

Záver

Pôdy subalpínskeho a alpínskeho stupňa majú v Slovenskej republike rozlohu okolo 49 000 ha. Ich ekologický a vedecký význam ďaleko prevyšuje ich význam produkčný. V dôsledku antropických vplyvov sa pomer 3 : 1 v prospech kosodreviny za posledných 500 rokov úplne obrátil, dnes prevažujú tzv. sekundárne hole. Sústredili sme svoj záujem na pôdy prírodnej rezervácie Ďumbier, v severnej časti pohoria Nízke Tatry. V subalpínskom a alpínskom stupni tohto modelového územia (nadmorská výška 1 450 – 2 043 m), pri 1 430 – 1 700 mm zrážkovom ročnom úhrne a 2° až -1°C priemernej ročnej teplote, výrazne prevládajú silikátové horniny. Preto dominujúcimi pôdami sú rôzne subtypy podzolov (kambizemné, humusovo-železité, organozemné). Z holocénneho zeminného materiálu (sute, úsypy) sa vytvorili rankre, prevažne ako rankre podzolové. Pôdy z karbonátových hornín (rendziny kambizemné, kambizeme rendzinové) majú podradné zastúpenie.

Holocén tu začal zhruba pred 8 000 rokmi. Máme preto dočinenia s podzolmi rôzneho veku. Tie, čo sa vyvinuli zo zemín, ktoré pretrvali in situ fázu posledného zaľadnenia, sú morfológicky výraznejšie, lebo zeminy boli zjavnejšie stratifikované. Podzoly z morén mladého dryasu nedosiahli taký stupeň výraznej iluviácie organo-metalických komplexov. Upozorňujeme tiež na zreteľnú eolickú činnosť v dryasovom období. Pri posudzovaní pedogenézy treba brať do úvahy klimatické zmeny v holocéne. Posun hraníc medzi lesným, subalpínskym a alpínskym stupňom mal pre tvorbu pôd významné dôsledky.

Literatúra

- BLATTNÝ T., ŠŤASTNÝ T., 1959: Prirodzené rozšírenie lesných drevín na Slovensku. SVPL Bratislava, 402 s.
- BURNS S.F., 1990: Alpine Spodosols: Cryaquods, Cryhumods, Cryorthods, and Placaquods above treeline. Proceedings of the 5th ISCOM, Maine, Massachusetts, New Hampshire, New York, Vermont, and New Brunswick, 1 – 14 October, 1988, pp. 46 – 62.
- CIESARIK M., MIHÁLIK A., ŠÁLY R., TOMLAN A., 1977: Exkurzný sprievodca. Sympóziu Medzinár. pedol. spoločnosti, Zvolen, 5. – 11. sept. 1977, 34 s.
- Kolektív, 2000: Morfológický klasifikačný systém pôd Slovenska. Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Bratislava 76 s.
- KUBIENA W., 1953: Bestimmungsbuch und Systematik der Böden Europas. F. Enke – Verlag, Stuttgart, 392 s.
- LINKÉŠ V., 1994: Pôdy nad hornou hranicou lesa. In Vološčuk a kol. Tatranský národný park. Vydavateľstvo Gradus, Martin, str. 555, s. 96 – 98.
- LUKNIŠ M., 1964: Priebeh posledného zaľadnenia Západných Karpát vo vzťahu k Alpám a k zaľadneniu severnej Európy. Geografický časopis, r. XVI, č. 2, s. 127 – 142.
- MIDRIAK R., 1983: Morfogenéza povrchu vysokých pohorí. Veda, Bratislava, 516 s.
- MINĎÁŠ J. 1999: Zmeny klimatických charakteristík v N. Tatrách s nadmorskou výškou. Zvolen, 3 s. (rkp.).
- PELÍŠEK J., 1973: Pôdne pomery Tatranského národného parku. Zborník prác o TANAP, 15, s. 145 – 180 Osveta, Martin.
- PLESNÍK P., 1971: Horná hranica lesa vo Vysokých a v Belanských Tatrách. Vydalo SAV, Bratislava, 240 s.
- STÜTZER A., 1999: Podzolisation as a forming process in the alpine belt of Rondane, Norway. Geoderma, vol. 91 (3 – 4), pp. 237 – 248.
- ŠÁLY R., 1966: Pôdy južnej časti kryštalínika Liptovských Tatier. Sborník vedeckých prác LF VŠLD vo Zvolene, zv. 1, r. VIII, s. 21 – 44.
- ŠÁLY R., 1999: Zákonitosti tvorby pôdy v kryštalickej časti NPR Ďumbier. In: VOLOŠČUK I. ed.: Starostlivosť o prírodné dedičstvo chránených území a biosférických rezervácií Karpát. Zvolen, s. 144. s. 131 – 139.
- VOLOŠČUK I. a kol., 1994: Tatranský národný park. Gradus, Martin, 555 s.

Tabuľka 1 Výbrané charakteristiky vysokých pohorí

Pohorie	Maxim. nadm. výška m	Typ reliéfu	Priemerná výška súčasnej HHL, m	Priemerná klimatická hranica lesa, m	Plocha nad súčas. HHL, ha	Maximálna reliéfová energia, m	Výška pleistoc. snehovej čiary, m
Vysoké Tatry	2 655	bralový	1 487	1 655	13 628	2 000	1 660
Západné Tatry	2 248	bralový hôľny	1 478	1 640	12 271	1 500	1 600
Belianske Tatry	2 152	hôľny príkrovový bralový	1 485	1 625	1 657	1 400	1 600
Nízke Tatry	2 043	hôľny bralový	1 423	-	14 410	1 400	1 550
Oravské Beskydy	1 725	hôľny príkrovový	1 403	-	424	1 000	1 400
Malá Fatra	1 709	hôľny príkrovový	1 253	1 440	3 349	1 300	1 500
Chočské vrchy	1 611	hôľny príkrovový	1 460	1 500	217	1 100	-
Veľká Fatra	1 592	hôľny príkrovový	1 252	1 540	3 080	1 100	-

Tabuľka 2 Výsledky základných pôdných analýz

Profil č. Nadm. v. Expozícia, sklon	Pôda, rastlinné spoločenstvo	Vzorka z hĺbky cm	Skelet %	% frakcie v jemnozemi					Hygr. voda %	Strata pri žíhaní %	Humus %	pH		% pedogénne	
				< 2 µm	< 10 µm	$\frac{10}{50}$	$\frac{50}{100}$	$\frac{100}{2\,000}$				H ₂ O	KCl	Fe	Al
41 1 990 m J, 10°	Podzol kambizem- ný zo svahoviny, granodioritu Hoľa	6 – 11	15	16,6	38,8	22,3	3,3	35,6	3,8	-	11,6	4,20	3,65	0,29 ¹⁾	0,20 ²⁾
		15 – 25	30	16,0	33,9	19,5	4,1	42,5	2,9	-	6,9	4,40	3,90	0,29	0,34
		30 – 40	40	9,8	23,7	15,8	3,3	57,2	2,4	-	3,5	4,70	4,30	0,44	0,61
		60 – 70	40	5,9	15,8	32,0	2,3	49,9	1,3	-	0,7	4,90	4,70	0,08	0,34
		110 – 120	50	4,7	15,3	28,4	34,6	21,7	1,2	-	0,7	4,80	4,80	0,12	0,18
31 1 950 m J JV, 10°	Podzol kambizem- ný zo zmiešanej svahoviny (spraš. hĺina a granodiorit) Hoľa	5 – 10	0	7,4	23,9	35,6	9,0	31,5	7,2	27,7	21,3	4,33	3,58	2,80	0,03
		10 – 17	0	3,9	15,4	35,2	4,9	44,5	6,7	21,4	19,2	4,55	3,78	2,59	0,16
		20 – 30	30	3,4	13,1	19,9	7,0	60,0	4,9	9,5	6,5	4,71	4,12	1,56	0,15
		50 – 60	40	9,7	16,1	6,1	4,4	73,4	3,0	4,5	4,2	4,70	4,21	1,98	0,16
		70 – 80	60	2,7	4,5	9,8	8,1	77,6	2,0	3,3	1,5	4,84	4,22	0,87	0,05
29 1800 m SV, 30°	Podzol kambizem- ný až humusovo- železitý z grano- dioritovej svahoviny Hoľa	100 – 110	60	2,0	6,0	10,2	6,2	77,6	1,6	1,8	0,3	4,88	3,97	0,94	0,00
		4 – 9	20	6,6	16,5	22,3	14,3	46,9	2,7	9,2	5,4	3,92	2,97	1,39	0,01
		10 – 15	20	7,1	16,9	17,7	4,7	60,7	2,4	6,4	4,1	4,03	3,08	1,47	0,01
		19 – 28	25	6,6	16,0	16,4	6,7	60,9	1,7	4,0	2,7	4,19	3,31	2,60	0,01
		30 – 40	50	5,1	16,1	15,2	6,5	62,2	1,8	3,4	1,3	4,25	3,54	2,56	0,01
32	Podzol humusovo-	70 – 80	90	3,6	10,5	18,2	12,0	59,3	1,5	3,1	1,3	4,60	3,94	2,98	0,02
		5 – 10	20	7,1	22,2	33,8	3,7	40,3	6,0	18,5	12,3	4,02	3,06	5,24	0,05

Profil č. Nadm. v. Expozícia, sklon	Pôda, rastlinné spoločenstvo	Vzorka z hĺbky cm	Skelet %	% frakcie v jemnozemi					Hygr. voda %	Strata pri žiňaní %	Humus %	pH		% pedogénne	
				<2 µm	<10	$\frac{10}{50}$	$\frac{50}{100}$	$\frac{100}{2000}$				H ₂ O	KCl	Fe	Al
1 660 m JV, 30°	železitý z rulovej svahoviny Sekundárna hľa s ostrovmi kosodreviny	15 – 25 30 – 40 50 – 60 70 – 80 100 – 110	40 30 40 60 70	6,5 4,8 3,7 3,2 2,8	22,0 21,0 15,9 11,7 5,6	34,5 35,8 28,1 23,0 13,3	5,0 6,4 7,3 8,4 5,0	38,5 36,8 48,7 56,9 76,1	5,2 4,5 5,4 2,3 1,4	14,5 11,1 8,0 3,6 1,8	8,5 7,1 4,4 0,9 0,9	4,24 4,38 4,76 4,75 4,78	3,36 3,52 3,99 4,19 4,19	6,62 6,11 4,79 3,76 2,42	0,08 0,11 0,14 0,06 0,05
30 1 625 m SV, 35°	Podzol humusovo- železitý z grano- dioritovej svaho- viny Sekundárna hľa s vysadenou kosodrevinou	7 – 12 15 – 25 30 – 37 40 – 50 50 – 60 80 – 90 100 – 110	0 30 40 30 35 55 65	3,1 4,0 4,0 3,0 3,8 3,6 2,0	7,4 13,2 12,1 7,7 9,2 7,1 4,9	18,4 15,0 16,1 19,4 13,1 13,4 10,9	1,2 4,5 4,7 5,1 6,9 7,7 5,8	73,0 67,3 67,1 67,8 70,8 71,8 78,4	2,0 2,1 3,4 4,8 4,5 5,0 1,8	9,5 4,2 6,1 8,8 7,2 4,9 2,3	6,3 2,4 4,0 3,1 1,9 1,7 1,0	3,71 3,96 4,20 4,50 4,65 4,80 4,86	2,69 3,09 3,52 3,79 3,95 4,24 4,34	0,94 1,34 3,24 4,10 3,57 2,53 1,77	0,00 0,01 0,04 0,08 0,11 0,13 0,06
25 1 750 m S, 10°	Kambizem rendzi- nová zo svahoviny vápence s príme- sou sprašovej hliny Sekundárna hľa	3 – 8 25 – 35 45 – 50	0 30 50	23,9 27,5 34,6	56,9 59,8 61,1	27,3 21,3 22,9	4,5 5,2 7,9	11,3 13,7 8,1	6,2 4,7 4,8	– – –	11,2 6,3 1,5	5,00 6,80 7,50	4,00 6,10 7,10	– – –	– – –
26 1 690 m SV, 35°	Rendzina kambi- zemná zo svahovi- ny vápence Sekundárna hľa s ostrovmi kosodreviny	5 – 15 20 – 30 35 – 45	40 40 50	10,0 16,0 23,1	28,3 47,8 49,2	59,5 37,1 25,2	7,1 6,5 5,2	5,1 8,6 20,4	13,6 7,0 3,8	– – –	28,5 9,3 2,0	6,80 7,60 7,80	6,30 7,20 7,40	– – –	– – –
37 1 700 m V, 5 – 10°	Luvizem pseudo- glejová zo spraš- ovej hlíny, v podlo- ží vápenc Kosodrevina	4 – 10 20 – 30 45 – 55 70 – 80	0 0 + 70	24,1 25,3 31,5 30,7	44,9 46,0 53,2 56,1	39,6 34,2 33,6 32,1	8,7 11,7 4,4 2,9	6,8 8,1 8,8 8,9	6,5 5,9 4,6 4,3	– – –	18,8 9,6 4,4 2,0	4,30 5,40 6,15 7,35	4,05 4,80 5,75 7,10	– – –	– – –

1) pri profile 41 Fe₀ 2) pri profile 41 Fe_d

Vybrané půdní charakteristiky jako indikátory kvality půd

¹⁾ Bořivoj ŠARAPATKA, ²⁾ Stanislav MALÝ

¹⁾ *Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta
Univerzity Palackého v Olomouci, ČR*

²⁾ *Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský v Brně, ČR*

Abstrakt

V čase posledních desátíročí aktivity člověka vplývali na degradaci půdních zdrojů, toto vyvolalo mnohé otázky o půdní kvalitě a úrodnosti. V tomto příspěvku zdůrazňujeme problémy související s hodnocením půdní kvality, analyzujeme indikátory a znaky této kvality. Pro účely hodnocení jsme odebrali půdní vzorky z lokalit základního půdního monitoringu (různé půdní typy typické pro ČR). První výsledky z hodnocení kvality různých půdních typů jsou popsány v troch krocích: návrh indexu kvality, hodnocení narušení kvality a výsledek hodnocení půdy za použití indexu kvality a narušení kvality půdy.

Klíčové slova: půda, kvalita, charakteristika, indikátor

Abstract

During the last decades, because of the degradation of soil resources by human activities, many questions about soil quality and productivity have arisen. This paper outlines the problems of soil quality evaluation, indicators and indices of this quality. For this evaluation soil samples from locations of basal soil monitoring (different soil types typical for Czech Republic) were used. The first results from the evaluation of soil quality of different soil types are described in three steps: proposal of quality index, evaluation of quality disturbance and the result of soil evaluation using a quality index and quality disturbance.

Key words: soil, quality, characteristics, indicator

Kvalita půd

Půda, voda a vzduch tvoří tři základní přírodní zdroje, na kterých je závislý život. Zdravá půda je základním předpokladem pro růst a vývoj zdravých rostlin, živočichů i člověka. Kvalita půdy není novým pojmem, ale je historicky spojována s produktivitou zemědělských systémů. V současné době však dřívější produkční hodnocení půdy již nedostačuje a musíme se snažit tuto kvalitu hodnotit i v širších ekologických, resp. environmentálních souvislostech. Půda tak má vedle produkční funkce i řadu dalších, jako je např. filtrační, pufrací, transformační, je prostředím pro život organismů v této části terestrického ekosystému, nezanedbatelné nejsou ani její socio-ekonomické funkce.

V literatuře je často používán termín kvalita půdy. Někteří odborníci však upřednostňují termín zdraví, neboť popisuje půdu jako živý a dynamický systém z holistického pohledu, termín kvalita půdy pak možná lépe vystihuje snahu o kvantifikaci fyzikálních, chemických a biologických vlastností. Ve shodě s řadou autorů si můžeme dovolit určité zjednodušení a používat termíny kvalita a zdraví jako synonyma. Kvalitu půdy můžeme definovat jako schopnost půdy plnit funkce v hranicích ekosystému a udržovat jeho produktivitu, zajišťovat kvalitu prostředí a podporovat zdravý vývoj rostlin a živočichů (Doran a Parkin, 1994). V praxi však stojíme před problémem, jak tuto kvalitu měřit a hodnotit. Máme k dispozici uznávané metody pro hodnocení kvality vody a ovzduší, určení standardů pro hodnocení kvality půdy je velmi složité z důvodu její značné variability, heterogenity a probíhajících procesů.

V první řadě je nutné zvolit vhodné indikátory zdraví nebo kvality, které dle Dorana a Parkina (1996) musí:

- korelovat s procesy v ekosystému,
- integrovat fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půd a procesy v ní probíhající a sloužit jako základní vstup potřebný k odhadu půdních vlastností nebo funkcí, které je těžké měřit přímo,
- být relativně lehce použitelné v polních podmínkách a zvládnutelné pokud možno jak specialisty, tak producenty,
- být citlivé ke změnám v hospodaření nebo klimatu.

Indikátory pak zahrnují vybrané charakteristiky fyzikální, chemické a biologické s tím, že ne každý měřený parametr má vztah ke všem funkcím půdy. Můžeme mezi ně zařadit například texturu, hloubku půdy a možnost růstu kořenů, infiltraci a objemovou hmotnost, půdní organickou hmotu, pH, vodivost, obsah přijatelných živin, respiraci, mikrobiální biomasu atd. Půdní organická hmota a aktivita mikroorganismů hrají klíčovou roli při hodnocení kvality půdy. Důležitou úlohu mikroorganismů můžeme vidět ve shodě s Kennedym a Papendickem (1995) v dekompozičních procesech, ve zvyšování přijatelnosti prvků v půdě, při fixaci dusíku, biodegradaci kontaminantů, tvorbě půdních agregátů atd.

Hodnocení kvality půd

Hodnocení kvality nebo zdraví musí být co nejkomplexnější, což je v půdním prostředí značně problematické. V půdě probíhá řada procesů a je těžké najít jednoduché vztahy například mezi aktivitou půdních enzymů, úrodností a kvalitou půdy. Přesto se řada autorů snaží o navržení indexu kvality nebo zdraví půdy.

V oblasti půdní biologie a biochemie bývá v některých pracích využívána aktivita půdních enzymů.

Využití enzymologického výzkumu může být výhodné, neboť aktivita enzymů je v úzkém vztahu k důležitým půdním charakteristikám, může vykazovat změny dříve než jiné půdní vlastnosti a může být integrujícím půdně-biologickým indexem odrážejícím využívání půdy. Výzkumem tak byl popsán např. Biological Fertility Index, který využívá aktivitu dehydrogenázy a katalázy nebo Enzyme Activity Number, využívající zase aktivitu dehydrogenázy, alkalické fosfatázy, proteázy, katalázy a amylázy (Stefanic et al. a Beck – In: Nannipieri, 1994).

Sikora et al. (1995) využívají při stanovení indexu kvality množství N odebraného rostlinami, půdní respiraci, množství N mikrobiální biomasy a minerální formy dusíku v půdě v určitých obdobích.

Ke kvantitativním hodnocením patří index označovaný Storie Index Rating (SIR), který vychází z toho, že produktivita území je závislá na 32 půdních, klimatických a vegetačních charakteristikách. Pouze 9 je jich pak využíváno k výpočtu SIR (Storie, 1964).

Z řady dalších můžeme uvést index, který publikovali Larson a Pierce (1991) a který zahrnuje N mineralizaci, formy C, texturu, vodní kapacitu, strukturu, možnou hloubku kořenů a pH.

Z těchto několika příkladů je zřejmé, že se při stanovování kvality jedná většinou o velmi specializovanou práci odborníků. Existují i praktické přístupy hodnocení, vycházející ze spolupráce vědců a farmářů, která využívají dotazníkový systém, při němž farmáři jednotlivé otázky bodují (Roming et al., 1996). Z hodnocení pak mohou vyjít například kategorie zdravá, zhoršená, nezdravá.

Materiál a metody

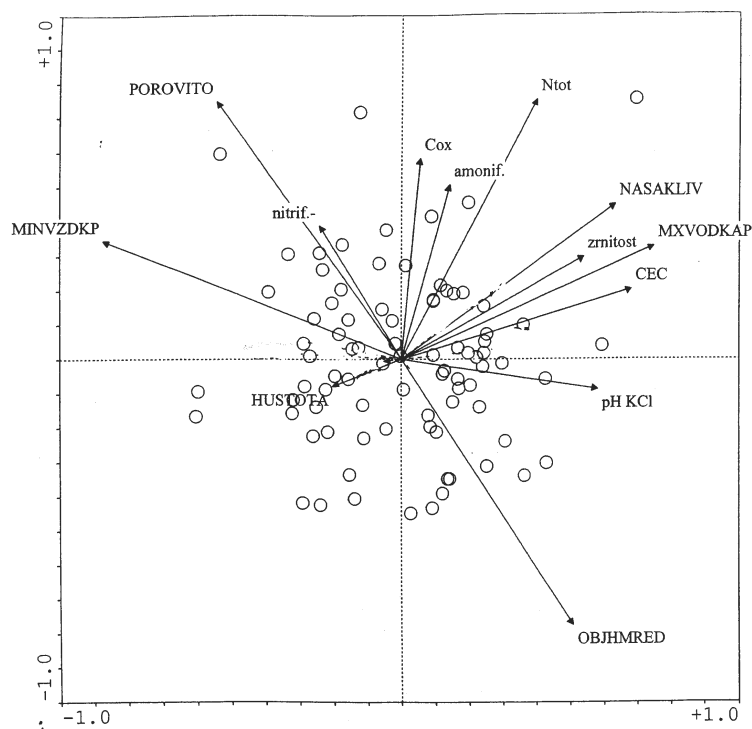
Cílem výzkumné práce je pokusit se navrhnout systém hodnocení kvality půd a to s využitím dat, která existují u jednotlivých sledovaných lokalit, popřípadě navrhnout další charakteristiky, kterým by měla být věnována pozornost. Půdní vzorky pocházejí z lokalit bazálního monitoringu Ústředního kontrolního a zkušebního ústavu zemědělského (s důrazem na orné půdy s půdními typy černozem, hnědozem, kambizem a fluvizem), u kterých byly v průběhu uplynulých let analyzovány fyzikální a chemické charakteristiky podle běžně používaných metodik (Zbiral, 1995, 1996). Z půdně-biologických charakteristik jsme pro toto hodnocení využili výsledky amonifikace dle Bundy a Meisinger (1994) a nitrifikace pak dle ISO/CD 190/SC4/N115 (1996), u kterých jsme v předcházejícím výzkumu popisovali sezónní průběhy a vztahy s dalšími půdními charakteristikami. Získané výsledky byly statisticky zpracovávány s využitím korelací, regresních modelů a vícerozměrné analýzy (PCA analýzy).

Výsledky

Ze získaných výsledků a po jejich statistickém vyhodnocení bylo další zpracování rozděleno do tří navazujících etap, kdy v současné době detailněji rozpracováváme první etapu hodnocení vybraných půdních typů (černozem, hnědozem, kambizem a fluvizem). Na tuto by mělo navázat detailnější terénní hodnocení s vyjádřením degradačních procesů a závěrečná etapa s doporučeními na minimalizaci negativních jevů v jednotlivých kategoriích. Schema postupu hodnocení je uvedeno v následujících bodech:

1. Stanovení indexu kvality pro jednotlivé půdní typy s využitím hodnot zejména vztahujících se k půdní organické hmotě, kationtové výměnné kapacitě, pH, nitrifikaci (SNA) a základním fyzikálním charakteristikám.

Příklad statistického hodnocení charakteristik u jednotlivých vzorků půd PCA analýzou je uveden v následujícím obrázku, do kterého by bylo možné vložit i závislosti těchto charakteristik s jednotlivými půdními typy.



Výsledné členění kvality je pak následně navrhováno v pěti kategoriích od vysoké po nízkou.

- Hodnocení degradačních procesů na hodnocených stanovištích, které vyžaduje následný terénní průzkum a má za úkol odhalit problémy jednotlivých lokalit (eroze, kontaminace, utužení atd.) a které mají vliv na výslednou kvalitu půdy. Jak znázorňuje následující schema, kvalita půdy je ovlivňována na jedné straně degradačními procesy, na druhé straně pak pozitivně konzervačními technologiemi uplatňovanými v trvale udržitelných zemědělských systémech.

Degraďační procesy → - **Kvalita půdy** + ← **Konzervační praktiky**

(eroze, desertifikace,
acidifikace, utužení,
ztráta organické hmoty,
kontaminace atd.)

(optimalizace systému hospodaření,
výživy rostlin, minimalizace vstupů,
protierozní ochrana, péče o půdní
organickou hmotu atd.)

Tyto degradační procesy hodnotíme ve čtyřech kategoriích až po silně ohroženou půdu.

- Výsledné hodnocení v sobě pak zahrnuje jak hodnocení kvality půdy, tak disturbanci nebo degradační procesy (dělení do 4 základních kategorií) s doporučeními na zlepšení kvality půdy a minimalizaci jejího narušování.

Závěr

Pro komplexní zhodnocení zemědělského půdního fondu je podle našeho názoru vhodné se zabývat zpracováním existujících dat z různých databází a navrhnout kritéria kvality a její poškození u jednotlivých půdních typů tak, aby bylo možné jednak dokumentovat změny kvality půd v dlouho-

dobějším horizontu a dále dát zemědělské praxi doporučení nápravných opatření. Tento příspěvek je prvním, zejména metodickým přístupem v našem hodnocení, kterým se nyní zabýváme.

Literatura

- BUNDY L.G., MEISINGER J.J., 1994: Nitrogen availability indices. In: MICKELSON S.H., BIGHAM J.M. (Eds.): *Methods of Soil Analysis. Part 2. Microbial and biochemical properties*. Soil Sci. Soc. Am., Madison, Wi.: 951 – 984.
- DORAN J.W., PARKIN T.B., 1994: Defining and assessing soil quality. In: DORAN J.W. et al. (Ed.): *Defining soil quality for a sustainable environment*. SSSA Spec. publ. 35, Madison, Wi.: 3 – 21.
- DORAN J.W., PARKIN T.B., 1996: Quantitative indicators of soil quality: a minimum data set. In: DORAN J.W., JONES A.J. (Eds.): *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wi.: 247 – 272.
- KENNEDY A.C., PAPENDICK R.I., 1995: Microbial characteristics of soil quality. *J. Soil Water Conserv.* 50: 243 – 248.
- LARSON W.E., PIERCE F.J., 1991: Conservation and enhancement of soil quality. In: *Evaluation for sustainable land management in the developing world*. Int. Board Soil Res. and Management, Bangkok, Thailand: 175 – 203.
- NANNIPIERI P., 1994: The potential use of soil enzymes as indicator of productivity, sustainability and pollution. In: PANKHURST C.E., DOUBE B.M., GUPTA V.V.S.R., GRACE P.R. (Eds.): *Soil biota – management in sustainable farming systems*. CSIRO Australia: 219 – 223.
- ROMING D.E., GARLYND M.J., HARRIS R.F., 1996: Farmer-based assessment of soil quality: a soil health scorecard. In: DORAN J.W., JONES A.J. (Eds.): *Methods for assessing soil quality*. Soil Science Society of America, Inc., Madison, Wi.: 39 – 60.
- SIKORA L.J., YAKOVCHENKO V., KAUFMANN D.D., 1995: A proposed soil quality indicator. In: COOK H.F., LEE H.C. (Eds.): *Soil management in sustainable agriculture*. Wye College Press: 312 – 318.
- STORIE R.E., 1964: *Handbook of soil evaluation*. Associated Students Store, U. Cal. Berkeley, CA.
- ZBÍRAL J., 1995, 1996: *Analýza půd I, II. Jednotné pracovní postupy, Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno*.

Pôdy SR v systéme WRB-98

Bohumil ŠURINA

Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy Bratislava, Slovensko

Abstrakt

Práca hodnotí klady a zápory prvého finálneho vydania komprehenzívneho klasifikačného systému pôd *World Reference base for Soil Resources* z roku 1998. V hodnotení sa poukazuje najmä na jeho nedostatky z hľadiska využitia v podmienkach Slovenska a podunajského regiónu, s dôrazom na problematiku černoziem. Uvádzajú sa už dosiahnuté riešenia niektorých problémov pri identifikácii černoziem a navrhujú sa ďalšie konkrétne kroky k spresneniu diagnostických kritérií, ktoré by umožnili bezproblémovú identifikáciu nielen černoziem, ale aj celej zonálnej sekvencie *Kastanozems* – *Chernozems* – *Phaeozems*.

Kľúčové slová: klasifikačný systém, WRB-98, MKSPS, černoze, diagnostické negatíva WRB, riešenia

Úvod

V roku 2000 bol publikovaný Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska (MKSPS-2000) a dva roky predtým finálna verzia komprehenzívneho klasifikačného systému pôd *World Reference Base for Soil Resources* (WRB-98). Aj po vydaní WRB-98 však bol na Slovensku uprednostňovaný publikovaný Draft WRB z roku 1994, s ktorého subjednotkami (*qualifiers*) bolo možné voľnejšie narábať a tak lepšie vyjadriť pôdne jednotky MKSPS. WRB-98 to do takej miery neumožňoval, takže výsledkom by bola málokvalitná komparácia pôdných jednotiek MKSPS a WRB. Z toho dôvodu napríklad v komparačnej tabuľke MKSPS-2000 nebol použitý systém WRB-98, ale je tam nomenklatúra draftu WRB z roku 1994.

Problematika

Napriek uvedenému možno celkove aj z hľadiska Slovenska hodnotiť zostavenie WRB-98 kladne. Za jeho prednosti považujeme najmä:

1. Dvojúrovňovú kategorizáciu, možnosť kombinovať *qualifiers* – a to aj medzi jednotlivými *Soil Groups*. Kladom je aj konštatovanie, že zoznam nie je komprehenzívny.
2. Podobne ako v MKSPS má systém WRB-98 snahu umožniť čo najlepšiu identifikáciu pôdných jednotiek už priamo v teréne. Táto zásada však nie je vždy dodržaná, predovšetkým nie u skupiny Andosols.
3. WRB-98 deklaruje, že vychádza z pôdotvorných procesov – podobne ako MKSPS, v skutočnosti však vychádza často z pôdotvorných činiteľov – klíma (zonálnosť), substráty.
4. Definuje *diagnostic horizons*, *properties* a *materials*, takže rovnomenné *qualifiers* nepotrebujú kľúč k určovaniu pôdných jednotiek druhej úrovne. Kľúč je vypracovaný len pre *Soil Groups*. To umožnilo autorom klasifikačný systém výrazne zoskupiť.
5. Systém WRB-98 časom prestal byť akousi nemennou finalitou. Skupina WRB požaduje a aj sama zhromažďuje pripomienky k systému WRB-98 a t.r. na pôdoznaleckom kongrese v Thajsku (World Soil Congress – Bangkok) chce predstaviť opravenú a o získané poznatky doplnenú novú verziu systému WRB.

Nemožno však prehliadnuť aj negatíva systému WRB-98 a to predovšetkým tie, ktoré problematizujú správnu identifikáciu pôdných jednotiek Slovenska v tomto systéme. Z tohto hľadiska za negatíva systému WRB-98 považujeme predovšetkým to, že:

1. Zlučuje jednotky často podľa dominantného pôdotvorného činiteľa (MKSPS podľa dominantného pôdotvorného procesu). To sťažuje tvorbu diferenciačných kritérií. Tie si často protirečia, alebo sú nepresné – a to aj na úrovni *Soil Groups*. Platí to predovšetkým pre zonálnu sekvenciu *Kastanozems* – *Chernozems* – *Phaeozems*, kde sú diferenciačné kritériá neostré a prelínajúce sa. Dôsledkom toho sú aj určité problémy s identifikáciou slovenských a vlastne všetkých podunajských černoziemí. Na tento problém boli tvorcovia WRB upozorňovaní z viacerých strán a to minimálne počas pôdoznaleckých exkurzií na Slovensku a v Maďarsku.
2. Niekedy nie sú dodržané stanovené zásady – napr. už spomínaný princíp možnosti identifikácie pôdnych jednotiek priamo v teréne a to aj u jednotiek nižšej úrovne. Typickým príkladom sú jednotky pôdnej skupiny *Andosols*, ktoré v nižšej kategórii nemožno vždy spoľahlivo klasifikovať bez analytických údajov. Platí to však aj pre *qualifiers* niektorých iných pôdnych skupín.
3. Okrem iných sa v systéme WRB-98 úplne zabudlo na podunajský typ černoziemí a to predovšetkým na existenciu černoziemí karbonátových. Dve základné kritériá pre černoze vo WRB-98 sú:
 - farba za vlhka v $\text{Chroma} \leq 2$ – je kritérium ktoré vyhovuje ruským černoziemiam, ale nie vždy svetlejším, plytším a menej humóznym podunajským, ktoré, najmä ak sú vyvinuté zo spraší často toto kritérium nespĺňajú.
 - podobne druhý bod kritérií: „prítomnosť koncentrácie sekundárnych karbonátov“, t.j. prítomnosť kalcikového horizontu, alebo jeho náznakov – často nespĺňajú naše černoze, najmä nie černoze karbonátové. Napriek tomu nikto, vrátane členov pracovnej skupiny WRB, nikdy nespochybnil ich zaradenie do *Soil Group Chernozems*, pretože *Kastanozems*, ktorých farbu (podľa kritérií WRB-98) najmä naše černoze karbonátové často majú, sú chápané ako aridnejšia klimatická subzóna ruských černoziemí v Ázii. Tento bod kritérií bol ešte navyše skomplikovaný chybnou definíciou *calcic* – horizontu (podľa oznámenia pracovnej skupiny WRB táto definícia bude opravená). Paradoxom je tiež to, že *Chernozems* a *Kastanozems* nemajú v zozname *qualifiers* jednotku *calcaric* (prítomnosť karbonátov aspoň v časti A-horizontu), zatiaľčo v skupine *Phaeozems* sa nachádza, hoci ide – podľa WRB o skupinu molických pôd s intenzívnejším vylúhovaním karbonátov v dôsledku vlhšej klímy ako u *Chernozems*.

Výsledky a diskusia

Uvedený výber problémov už čiastočne bol a je riešený po diskusiiach s pracovnou skupinou WRB. Výsledkom je:

1. Naše černoze možno klasifikovať aj vo WRB-98 v skupine *Chernozems* – o tom nepochybujú ani tvorcovia WRB (*Kastanozems* – výlučne ázijská subzóna *Chernozems*).

2. *Qualifier „calcaric“* možno použiť aj u *Chernozems*, napriek tomu, že v tejto pôdnej skupine nie je uvedený – všetky *qualifiers* možno použiť v ľubovoľnej pôdnej skupine WRB, ak je to potrebné.

Je nutné však požadovať pri všetkých vhodných príležitostiach aj naďalej jasné spresnenie diagnostických kritérií u *Chernozems* tak, aby jednoznačne a dostatočne charakterizovali aj podunajské černozeme. To možno dosiahnuť úpravou súčasných kritérií WRB pre černozeme, napr.:

- Buď použiť kritérium $Chroma \leq 3,5$, alebo $Chroma + Value \leq 3,5$, alebo ponechať $Chroma \leq 2$, ale s poznámkou: „*if finer than loam*“, prípadne: „ $\leq 3,5$ *if loam or coarser*“.
- Je potrebné upraviť bod 2 u *Chernozems* – spresniť definíciu tak aby odpovedala aj našim černozemiam, ktoré najmä ak sú plne karbonátové, nemajú ani náznaky *calcic* horizontu.
- V bode 3 u *Phaeozems* (pre jasné odlíšenie od *Chernozems*) by bolo tiež vhodné upraviť vetu na: „*must have an argic, ...*“ a *qualifier „calcaric“* presunúť z *Phaeozems* do *Chernozems* a *Kastanozems*.

Navrhovaná úprava by spresnila diagnostické a diferenciačné kritériá nielen černozemí, ale celej zonálnej sekvencie *Kastanozems* – *Chernozems* – *Phaeozems*. Umožnilo by to bezproblémovejšiu identifikáciu ich jednotiek.

Záver

Napriek uvedeným pripomienkam je systém WRB-98 dostatočne vhodný najmä pre rýchlu identifikáciu pôdnych jednotiek aj v podmienkach Slovenska. Problém s identifikáciou černozemí nie je nový. Viac-menej sa vyskytoval tiež vo všetkých vydaniach FAO-legiend k pôdnej mape Európy a sveta. Predovšetkým v starších vydaniach boli černozeme silne limitované stanovenými diferenciačnými kritériami. Po tridsiatich rokoch od vydania prvej FAO-legendy je najvyšší čas túto „diskrimináciu černozemí“ odstrániť. Stane sa tak už v tomto roku v Bangkoku?

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.
- VÚPOP-SPS, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska – Bazálna referenčná taxonómia. VÚPOP, Bratislava.

Využití bonitovaných půdně ekologických jednotek pro stanovení stupně erozního ohrožení půd vodní erozí

František TOMAN, Jana PODHRÁZSKÁ

Abstrakt

Cílem práce bylo stanovení stupně erozního ohrožení zemědělské půdy vodní erozí z hlediska hloubky půdy, dále s ohledem na specifika zvláště chráněného území CHKO Žďárské vrchy, které je zároveň i vodohospodářsky významnou oblastí a dále z hlediska trvale udržitelné zemědělství. Ohrožení zemědělské půdy vodní erozí bylo stanoveno pro 77 katastrálních území v okrese Žďár nad Sázavou. Byla posouzena intenzita eroze a stanoven průměrný přípustný smyv v jednotlivých katastrech. Zájmové území je zemědělsky intenzivně využívaná oblast. Podíl zemědělsky obhospodařovaných ploch v rámci CHKO Žďárské vrchy je asi poloviční. Řešení problému protierozní ochrany v dané oblasti je více než aktuální. Současné využívání půdy v zájmové oblasti je výsledkem špatné ekonomické situace zemědělců a malého zájmu a podpory státu. Vzhledem k současnému stavu je nutné, aby se problematika ochrany půdy a protierozních opatření řešila co nejdříve, z pohledu trvale udržitelného zemědělství.

Klíčová slova: Intenzita vodní eroze, trvale udržitelné zemědělství, přípustný smyv půdy

Abstract

The aim of the study was to determination the degree of water erosion risks on agricultural land from the viewpoint of soil depth and with respect to specifics of Žďárské vrchy protected landscape area. This area is very important from the perspective of water management and sustainable agriculture. Water erosion rate on agricultural land were analysed in 77 cadastres in the Žďár nad Sázavou district. In single cadastres was evaluated the intensity of erosion and an average tolerable soil loss was also assesed there.

The investigated area is intensively exploited. The agriculturally farmed part in the protected landscape area of Žďárské vrchy occupies about one half from the whole area, therefore solving the problem of soil nocser-vation is much topical. Present landuse in investigated area results from bad economical situation of farmers and from negligible interest and support of government.

Regarding to the present state it is necessary to solve the soil conservation problems and soil erosion noctrol so as possible, from the view of sustainable agriculture.

Key words: intensity of water erosion, sustainable agriculture, tolerable soil loss

Úvod

Současné posuzování erozního ohrožení zemědělských půd vodní erozí je založeno na stanovení přípustného smyvu podle hloubky půdy. Toto kritérium z mnoha důvodů již zdaleka nevyhovuje současnému trendu v ochraně půdy před erozí. Stále více vystupuje do popředí otázka ochrany půdy v oblastech vodohospodářsky významných a také je nutné věnovat větší pozornost dalších hlediskům ochrany půdy, zejména v souladu s koncepcí trvale udržitelného zemědělství. Trvale udržitelné zemědělství nespočívá na zvyšování výnosů plodin, ale hlavně na respektování ekologických funkcí krajiny. Z hlediska zachování půdní rovnováhy je nutné, aby eroze půdy nepřevýšila tvorbu nové půdy.

Materiál a metody

Zájmovým územím, které bylo předmětem práce, zahrnovalo 77 katastrálních území v okrese Žďár nad Sázavou. Pro analýzu pedologických, klimatických, morfologických a vegetačních faktorů byla využita metodika Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy Praha.

K vymezení ohroženosti zemědělských půd vodní erozí byla použita univerzální rovnice W-S pro výpočet průměrné dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí s tím, že proměnlivé faktory (R, L, C a P) byly vyjádřeny konstantně. Faktor erozivity dešťových srážek (R) byl vyjádřen průměrnou hodnotou 20 pro území České republiky. Faktoru vegetačního krytu (C) byly přisouzeny hodnoty 0,2 – 0,3 odpovídající průměrné struktuře pěstovaných plodin na zemědělské půdě bez protierozních opatření, tedy při $P = 1$, za předpokladu průměrné délky pozemků po spádnících 60 – 150 m, odpovídající hodnotě „L“ faktoru rovné 1,66 – 2,61. Relativně stabilní, ale místně proměnlivé faktory (K, S) byly určeny následovně:

Faktor erodovatelnosti půdy (K) byl vztažen k jednotkám základní mapy komplexního průzkumu půd a k hlavním půdním formám bonitovaných půdně-ekologických jednotek (BPEJ). Vzhledem k tomu, že kód BPEJ obsahuje i údaj o rozpětí sklonitosti půd, bylo využito této informace k určení faktoru sklonitosti S. Součiny obou faktorů pro jednotlivé skupiny HPJ zemědělských půd byly vyjádřeny v šesti kategoriích ohroženosti půdy vodní erozí (tab. č. 1). S uvážením váhy součinu relativně proměnlivých faktorů ($R \times L \times C \times P$) je možné přibližně desetinásobek součinu ($K \times S$) považovat za stupeň potenciální ohroženosti zemědělské půdy vodní erozí (VÚMOP, 2000).

Tabulka 1 Kategorie ohrožení půd vodní erozí

Kategorie	Koeficient ohrožení	Stupeň ohrožení
1	< 0,15	bez ohrožení
2	0,16 – 0,30	půdy náchylné
3	0,31 – 0,45	půdy mírně ohrožené
4	0,46 – 0,60	půdy ohrožené
5	0,61 – 0,75	půdy silně ohrožené
6	> 0,75	půdy nejohroženější

Stanovení přípustného smyvu půdy

Přípustný smyv půdy byl stanoven pro tři varianty řešení.

Varianta A – stanovení průměrného přípustného smyvu půdy pro jednotlivá katastrální území podle současně platné metodiky s ohledem na hloubku půdy.

Při řešení jsme vycházeli z údajů o BPEJ ve vybraných 77 katastrálních územích okresu Žďár nad Sázavou. Ke stanovení přípustného smyvu půdy vodní erozí v zájmovém území bylo využito pětimístného kódu BPEJ – viz. tab. č. 2. Dle pátého místa kódu BPEJ byla stanovena hodnota přípustného smyvu. Metodou váženého průměru byla určena hodnota průměrného přípustného smyvu. Půdy pro jednotlivá katastrální území.

Varianta B – stanovení přípustného smyvu půdy u druhé varianty řešení bylo provedeno podle Dumbrovského, Mezery (2000), podle nichž je hodnota přípustného smyvu půdy v oblastech třetího pásma hygienické ochrany povrchových zdrojů vod $3 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$.

Varianta C – stanovení přípustného smyvu s ohledem na zachování rovnováhy mezi tvorbou půdy a erozí tj. z hlediska trvale udržitelného zemědělství. Hodnota přípustného smyvu nesmí přesáhnout 1 tunu z hektaru za rok, tedy se pohybuje v hodnotě platné pro mělké půdy.

Tabulka 2 Stanovení přípustné ztráty půdy

Hloubka půdy	Páté místo kódu „BPEJ“	Přípustný smyv ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$)
Mělké půdy (< 30 cm)	5, 6, 8, 9	1
Středně hluboké půdy (30 – 60 cm)	4, 7	4
Hluboké půdy (> 60 cm)	0, 1, 2, 3	10

Stanovení stupně erozního ohrožení půd

Stupeň ohrožení zemědělské půdy vodní erozí byl stanoven porovnáním vypočtené průměrné roční ztráty půdy s přípustnou ztrátou půdy. Potom bylo provedeno posouzení intenzity vodní a přípustné ztráty půdy ve sledovaných variantách. Stanovení stupně erozního ohrožení půd bylo provedeno pro jednotlivé katastry podle tab. č. 3.

Tabulka 3 Stanovení stupně erozního ohrožení půd

Stupeň erozního ohrožení půd	Intenzita eroze
1 – eroze nepatrná, mírná	0 – 0,9 násobek G příp.
2 – eroze středně silná	1 – 1,9 násobek G příp.
3 – eroze silná	2 – 2,9 násobek G příp.
4 – eroze velmi silná až katastrofální	> 3 násobek G příp.

Výsledky a diskuse*Varianta A*

V tabulce č. 4 jsou uvedeny stupně erozního ohrožení zemědělské půdy ve vybraných katastrech zájmového území. Ze 77 katastrálních územích je mírnou erozí je ohroženo 59 katastrálních území, erozí středně silnou 12, erozí silnou 4 a erozí velmi silnou 2 katastrální území.

Varianta B

V tabulce č. 5 jsou uvedeny stupně erozního ohrožení z hlediska ochrany vodních zdrojů u vybraných katastrálních územích. Ze 77 katastrů je mírnou erozí je ohroženo 13 katastrálních území, erozí středně silnou 44, erozí silnou 9 a erozí velmi silnou 11 katastrálních území.

Varianta C

Z hlediska trvale udržitelného zemědělství jsou všechna katastrální území ohrožena velmi silnou erozí.

Tabulka 4 Stupeň erozního ohrožení půd podle hloubky půd (varianta A)

Katastrální území	Intenzita eroze ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$)	Průměrný příp. smyv ($\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{r}^{-1}$)	Stupeň erozního ohrožení
Blatiny	5,3	8,9	1
Rokytno	5,0	5,1	1
Studnice	5,9	7,6	1
Vlachovice	4,5	7,1	1
Líšná	8,6	5,5	2
Krásné	9,8	4,22	3
Daňkovice	10,9	3,9	3
Javorek	12,8	4,3	3
Nový Jimramov	16,4	4,2	4

Katastrální území	Intenzita eroze (t.ha ⁻¹ .r ⁻¹)	Průměrný příp. smyv (t.ha ⁻¹ .r ⁻¹)	Stupeň erozního ohrožení
Nové Město na Mor.	5,8	7,1	1
Maršovice	5,8	7,9	1
Pohledec	6,1	7,4	1
Rovné	5,5	7,4	1
Fryšava	3,5	6,9	1
Tři Studně	3,0	6,7	1
Radňovice	5,5	7,2	1
Krátká	3,6	7,8	1
Lísek	3,9	7,5	1
Lhota	4,8	5,3	1
Vojtěchov	6,0	7,6	1
Borovnice	9,1	6,0	2
Jimramov	13,8	5,8	3
Olešná	4,8	7,3	1
Veselíčko	3,6	8,8	1
Zubří	5,4	7,8	1
Křídla	4,7	6,2	1

Tabulka 5 Stupeň erozního ohrožení půd z hlediska ochrany vodních zdrojů (varianta B)

Katastrální území	Potenciální eroze (t.ha ⁻¹ .r ⁻¹)	Přípustný smyv (t.ha ⁻¹ .r ⁻¹)	Stupeň erozního ohrožení
Blatiny	5,3	3	2
Rokytno	5,0	3	2
Studnice	5,9	3	2
Vlachovice	4,5	3	2
Líšná	8,6	3	3
Krásné	9,8	3	4
Daňkovice	10,9	3	4
Javorek	12,8	3	4
Nový Jimramov	16,4	3	4
Nové Město na Mor.	5,8	3	2
Maršovice	5,8	3	2
Pohledec	6,1	3	3
Rovné	5,5	3	2
Fryšava	3,5	3	2
Tři Studně	3,0	3	1
Radňovice	5,5	3	2
Krátká	3,6	3	2
Lísek	3,9	3	2
Lhota	4,8	3	2
Vojtěchov	6,0	3	3
Borovnice	9,1	3	4
Jimramov	13,8	3	4
Olešná	4,8	3	2
Veselíčko	3,6	3	2
Zubří	5,4	3	2
Křídla	4,7	3	2

Závěr

K návrhu protierozních opatření přistupujeme tehdy, překročí-li vypočítaný smyv v daném katastrálním území hodnotu přípustného smyvu. Katastrální území, která spadají do stupně erozního ohrožení „1“ není třeba chránit před účinky vodní eroze zvláštními opatřeními, neboť hodnota vypočítaného smyvu nepřesahuje stanovený přípustný smyv. V katastrálních územích zařazených do stupně erozního ohrožení „2“ je nutno použít protierozní opatření, protože vypočítaný smyv překročil hodnotu přípustného smyvu o 100 %. Stupeň eroze označený „3“ – silná eroze signalizuje, že protierozní opatření v takto ohrožených katastrech budou nákladná a budou vyžadovat vzájemnou kombinaci organizačních, agrotechnických a technických opatření. Stupeň eroze označený jako eroze velmi silná (stupeň „4“) znamená kromě použití všech způsobů protierozních opatření i zásadní změnu ve struktuře zemědělského půdního fondu směrem ke zvýšení podílu trvalých travních porostů. Podpora extenzivního hospodaření (zatravnění), budou znamenat útlum intenzivní zemědělské výroby, což zapříčiní snížení produkce a tedy ekonomické ztráty zemědělců. Především je důležité snížit vysoké procento zornění a tyto plochy převést na trvalé travní porosty.

Zatravnění rozsáhlých ploch vyvolá i mnoho dalších problémů. Z ochrannářského pohledu by se měly zakládat méně produktivní, dlouhodobě stabilní a druhově pestré porosty schopné samoreprodukce. I toto řešení však vyžaduje minimální péči a údržbu. To, že by se louky a pastviny nacházely v zónách chráněné krajinné oblasti, nese jistá omezení v intenzitě hospodaření (vyloučení hnojení). Zemědělcům, kteří vysloví souhlas s přeměnou svých pozemků na trvalé travní porosty, bude nutné zajistit kompenzace formou ekonomických náhrad za omezení jejich produkce. Podmínkou vytvoření systému trvale udržitelného zemědělství je dotační pomoc státu.

Výsledky výzkumu jsou součástí řešení výzkumného záměru agronomické fakulty MZLU v Brně MSM 432100001.

Literatura

- DUMBROVSKÝ M., MEZERA J. a kol., 2000: Metodický návod pro pozemkové úpravy a související informace. VÚMOP Praha, 189 s.
- JANEČEK M. a kol., 2000: Způsoby omezení degradace půd erozí a systémy protierozní ochrany. ZZ VÚMOP Praha 2000, 35 s.
- TOMAN F., PODHRÁZSKÁ J., 2002: Trvalá udržitelnost zemědělství a protierozní ochrana. In: Trvale udržitelný rozvoj České krajiny, Pardubice, 56 – 60.

Ekologická klasifikácia vlhkosti pôdy pod lesnými ekosystémami

Ladislav TUŽINSKÝ

*Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra prírodného prostredia,
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen*

Abstrakt

Tento príspevok prináša ekologickú klasifikáciu vlhkového režimu pôdy v lesných ekosystémoch nížinných a horských oblastí podľa analýzy miery navlhčenia pôdneho profilu, stratifikácie pôdnej vlhkosti a jej trvania. V nížinách sa najviac vyskytuje semiaridny interval s pôdnou vlhkosťou medzi hydrolimitmi maximálnej kapilárnej kapacity a bodom zníženej prístupnosti. V lete môžeme pozorovať aridny interval s pôdnou vlhkosťou pod kritickou hodnotou hydroolimitu – bod vädnutia. Najzreteľnejšie rozdiely boli pozorované v pôdnej vrstve s maximálnou prítomnosťou aktívnych koreňov. Toto tiež platí pre pôdy v horských oblastiach so smrekom. Pôd vyšších nadmorských zón (>4. lesná nadmorská zóna) sú svojimi vlhkosťovými pomermi priaznivejšie. V týchto pôdach prevláda semiuvidecký interval (pôdna vlhkosť medzi hydrolimitmi max. kapilárnej kapacity a bodom zníženej prístupnosti) a sú charakterizované dobrou zásobou fyziologicky prístupnej vody. Lesné stano- vištia smreka sú obzvlášť ohrozené semiaridnym intervalom pôdnej vlhkosti, keď fyziologicky prístupná voda klesne na kriticky nízku zásobu.

Kľúčové slová: hydrolimity, ekologická klasifikácia pôdnej vlhkosti, hydropedologické cykly

Abstract

This paper presents ecological classification of soil moisture regime in forest ecosystems of lowlands and mountain areas according to the analysis of the degree of soil profile moistening, moisture stratification and soil moisture duration. The most present interval in lowlands is the semiarid one with the soil moisture between hydrolimits of the maximal capillary capacity and point of diminished availability. In summer the arid interval can be observed with the soil moisture below the critical value of the wilting point hydrolimit. The most distinctive differences were observed in the soil layer with maximal presence of active roots. This well applies also for soils in mountain areas with spruce. Soils of higher forest altitudinal zones (>4th forest altitudinal zone) are more favorable as for their moisture conditions. In these soils the semiuvideic interval prevails (the soil moisture between the hydrolimits of the maximal capillary capacity and the point of diminished availability) and they are characterized with a good supply of physiologically available water. Spruce forest stands, especially are threatened by semiarid interval of the soil moisture when the physiologically available water can decrease to the critical low supply.

Key words: hydrolimits, ecological classification of the soil moisture, hydropedological cycles

Úvod

Význam vody v pôde je všeobecne známy. Spomeňme napr. jej ekologický a fyziologický význam, ktorý spočíva pri tvorbe pôdy, jej fyzikálnych a chemických vlastností, pri výžive a raste rastlín, transpirácii, ale aj ďalších životných prejavoch organizmov.

Les patrí medzi biologický systém, ktorý pôsobí na kolobeh vody výraznejšie ako ktorékoľvek iné rastlinné spoločenstvo. Je to spôsobené veľmi zložitým pôsobením lesných ekosystémov na jednotlivé zložky vodnej bilancie (intercepcia, transpirácia a evaporácia, povrchový a podzemný odtok a ďalšie).

Veľmi rozmanitý je aj vzťah lesných drevín k vodnému režimu. Všeobecne platí, že čím sú organizmy výkonnejšie, tým sú náročnejšie aj na hydrotermický režim prostredia. Každá drevina má svoj biorytmus, ktorý sa líši podľa toho na akých pôdach rastie, aká je tam intenzita slnečného žiarenia, úroveň zásob prístupných foriem živín a samozrejme aj množstvo využiteľnej vody v pôde. Lesné

dreviny sa v priebehu fylogénzy prispôsobujú rôznym stanovištiam a tak vznikajú viaceré druhy a ekotypy drevín s rozdielnymi nárokmi aj na vodu. Pri všetkých druhoch, bez rozdielu ich náročnosti na množstvo vody v pôde a pri jej nedostatočnej zásobe, dochádza k strate kontaktu sacích koreňov s vodou, k zhoršeniu vlhkostného režimu a postupne aj k ich fyziologickému oslabeniu.

Problematika

Hydrická účinnosť lesných ekosystémov sa posudzuje na základe dlhšie trvajúcich pozorovaní. Z dlhodobých údajov o vlhkosti pôdy možno získať dôležité poznatky o jej časových a priestorových zmenách. V pôde porastenej vegetáciou v porovnaní s holou plochou, je pre infiltráciu zrážok, ktorá je hlavným zdrojom pôdnej vody, veľmi významná koreňová vrstva. Rýchlosť stekania vody a prietok jednotkou plochy, ktorý závisí od gradientu vlhkostného potenciálu a funkcie nenasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy (Benetín, 1970; Pichler a kol., 2002), sa v tejto vrstve výrazne zvyšuje. Vzhľadom na rozdielnu hĺbku prekorenenia lesných drevín sa aj množstvo vody v hlbších vrstvách pôdy zvyšuje nerovnomerne (Bublinec, 1971; Pichler, 1996; Gregor, 2000; Soroková, 2001).

V období vysušacej fázy sú evaporáciou najviac vysušované povrchové vrstvy pôdy, transpiráciou vrstvy pôdy s najväčším výskytom aktívnych koreňov. Znamená to, že sa zóna s relatívne pravidelnými zmenami vlhkostného profilu, z ktorého je voda odčerpávaná, prehĺbuje podľa rozvoja koreňového systému (Kutílek, 1971).

V dôsledku infiltrácie a evapotranspirácie, hĺbky hladiny podzemnej vody a fyzikálnych a chemických vlastností pôdy je redistribúcia pôdnej vody veľmi rôznorodá, podobne ako vznik maxim a minim vlhkosti pôdy vo vertikálnom smere.

Klasifikácia vodného režimu, ktorá by poskytla podrobnú informáciu o vlhkosti pôdy pod lesnými ekosystémami je preto veľmi zložitá.

Pre zovšeobecnenie klasifikácie pomerov pôdnej vlhkosti v lesných pôdach pod rozdielnymi lesnými drevinami sme použili ekologickú klasifikáciu pôdnej vlhkosti podľa Kutílka (1971), ktorej kritéria a metódy, ako autor uvádza „sú viac spojené s ekologickými postupmi a požiadavkami“ ako iné klasifikácie (Vysockij, 1934; Rode, 1957 a ďalší).

Charakteristika výskumných plôch a metodika výskumu

Pre výskum sa vybrali 3 výskumné plochy, na Záhorí porast s dubom a borovicou, v Číľároch dubový porast, v Oravskej Polhore – Borsučí smrekový porast (tab. I).

Kritériom pre ekologickú klasifikáciu vlhkosti pôdy boli stupeň prevlhčenia, stratifikácia vlhkosti a dĺžka prevlhčenia pôdneho profilu. Fyziologický profil pôdy sme rozdelili na vrchnú 0 – 50 cm a spodnú 50 – 100 cm vrstvu. Na plochách pri Kamennom mlyne a v Číľároch sme hodnotili obidve uvedené vrstvy pôdy. V smrekovom poraste v Oravskej Polhore – Borsučí, vzhľadom na zvyšujúcu sa skeletnosť s hĺbkou pôdy (v hĺbke pod 50 cm okolo 60 %) a výskyt koreňov, sme profil pôdy rozdelili na povrchovú 0 – 30 cm a spodnú 30 – 50 cm vrstvu.

Tabuľka 1 Charakteristika výskumných plôch

Výskumná plocha	Doba výskumu	Drevinové zloženie	Vek porastu	Zakmenenie, zápoj	slt	Pôdny typ	Nadmorská výška, expozícia	Zrážky [mm] rok VO	Teplota vzduchu [°C] rok VO
Kamenný mlyn (Záhorie)	1971 trvá	bo 90 – 100 db + 10	110	0,9 90	CaQ	kambizem kyslá	175 – 190 rovina	620 380	9,3
Kamenný mlyn (Záhorie)		db 100	75						15,7
Čifáre (Kozmálovské kopce)	1985 trvá	db 90 hb 10	85	0,7 80	CaQ	luvizem	180 rovina	554 291	9,5 16,1
Oravská Polhora – Borsušie (Beskydy)	1985 trvá	sm 85 bk 13 jd 2	95	0,7 90	FA	kambizem kyslá	950 S – SZ	1 013 618	5,0 11,0

Vlhkosť pôdy sme rozdelili medzi hydrolimity do intervalov podľa Kutílka (1971):

uvidický – vlhkosť pôdy v rozmedzí plná vodná kapacita (PVK) – maximálna kapilárna kapacita (MKK),

semiuvidický – vlhkosť pôdy v rozmedzí hydrolimitov MKK – bod zníženej dostupnosti (BZD),

semiaridný – vlhkosť pôdy v rozmedzí hydrolimitov BZD – bod vädnutia (BV),

aridný – vlhkosť pôdy pod kritickou hodnotou BV.

Ekologická klasifikácia režimu vlhkosti pôdy

Oblasť Záhoria patrí medzi najviac ohrozené oblasti Slovenska. Najväčšie nebezpečie hrozí pre lesné ekosystémy z fyziologického sucha. Rýchla strata vody v povrchových vrstvách pôdy už na začiatku vegetačného obdobia je spôsobená vysokými teplotami povrchu pôdy, ktoré už v tomto období dosahujú často vyššie hodnoty ako 30 °C. Výskyt minerálne chudobných až jalových a zrnitostne ľahkých pôdotvorných substrátov a ich minimálna vododržnosť spôsobuje zhoršenie hydrických podmienok.

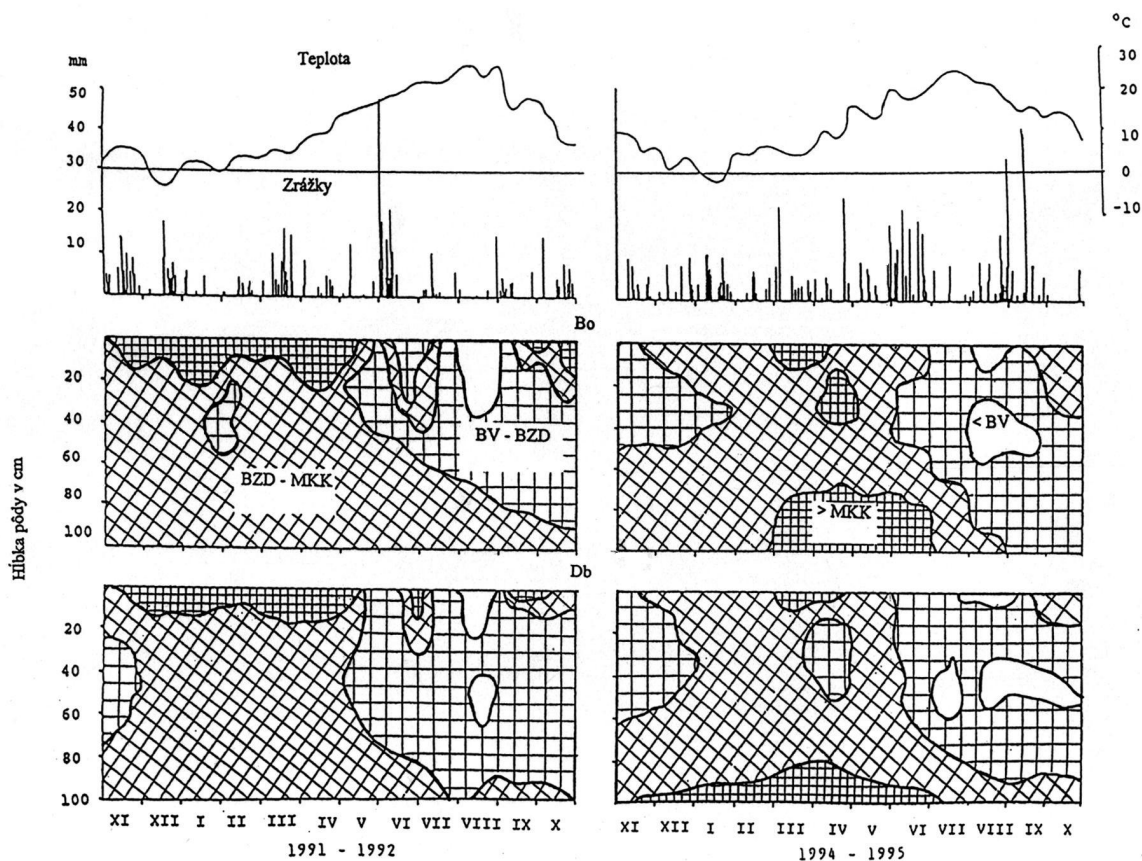
V pôdach pod lesnými ekosystémami sa v priebehu hydrologického roka vyskytujú spravidla tri intervaly vlhkosti pôdy (obr. 1).

Dominantným je *semiaridný* interval s vlhkosťou pôdy medzi hydrolimitmi BZD a BV. S výnimkou povrchových a najhlbšie sledovaných vrstiev pôdy je prítomný vo fyziologickom profile pôdy prevažnú časť hydrologického roka. *Semiúvidický* interval s vlhkosťou pôdy medzi hydrolimitmi MKK-BZD sa vyskytuje v zimných mesiacoch v povrchových vrstvách pôdy, v najhlbšie sledovaných vrstvách je častejší a aj doba jeho trvania je dlhšia, často do konca apríla. V období s nadnormálnym množstvom zrážok sa môže objaviť aj v inom období hydrologického roka, najmä vtedy, keď hladina podzemnej vody zasahuje do kapilárnej zóny.

Vo vrcholiacej vysušacej fáze, v letných mesiacoch sa v povrchovej a stredných vrstvách pôdy vytvára *aridný* interval s vlhkosťou pôdy pod kritickou hodnotou bodu vädnutia. Doba trvania *aridného* intervalu nebýva obyčajne dlhšia ako 2 mesiace.

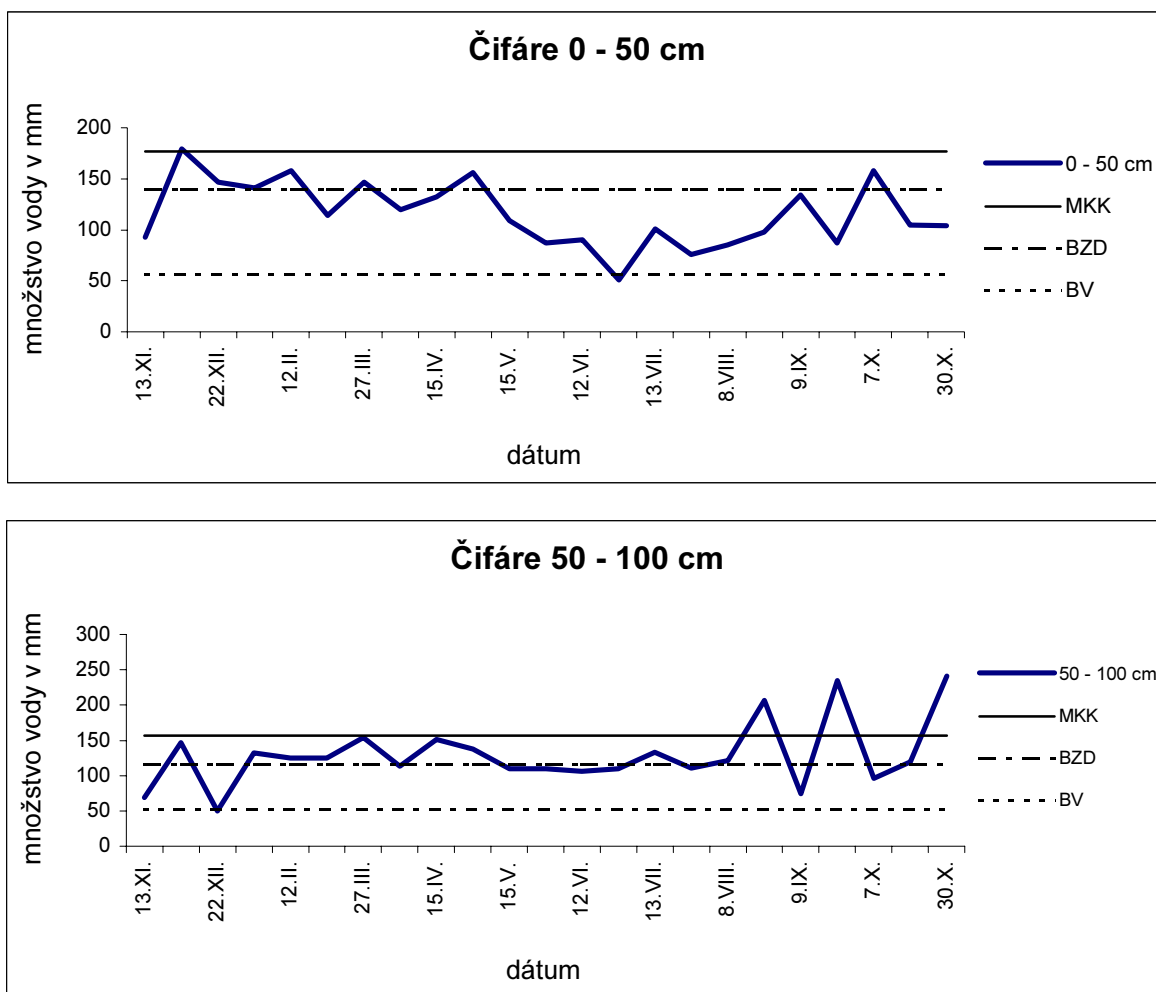
V Čifároch je pôda fyziologicky hlboká, dospodu ílovitohlinitá so strednou textúrnou diferenciáciou. V hlbších vrstvách (50 cm a hlbšie) má zhoršené vodno-vzdušné pomery. Nevhodné fyzikálne a hydrologické pomery (oglejený horizont, minimálna vzdušná kapacita okolo 9 %) pôsobia na pokles vnútornej drenážnej schopnosti pôdy, v dôsledku čoho je obmedzovaná infiltrácia zrážkovej vody.

Nižšie zrážkové úhrny sa prejavujú väčšinou len v hornej polovici fyziologického profilu, málo priepustným ílovitým horizontom v hlbších vrstvách fyziologického profilu (>50 cm) preniká gravitačná voda len po vyšších úhrnoch zrážok. Dostatočný prienik gravitačnej vody do spodín sa uplatňuje cez trhliny, ktoré vznikli v suchom období a cez trhliny v koreňovom priestore.



Obr. 1 Chronoizoplety vlhkosti pôdy na výskumných plochách na Záhorskej nížine

Najväčšie zásoby vody sú v chladnom polroku, k prevlhčeniu dochádza najmä na rozhraní zimných a jarných mesiacov, pri rozmrzaní pôdy (obr. 2). V tomto období je najčastejšie sa vyskytujú-
cim intervalom *uvidický* (PVK – MKK), s dĺžkou trvania od 2 do 6 mesiacov.



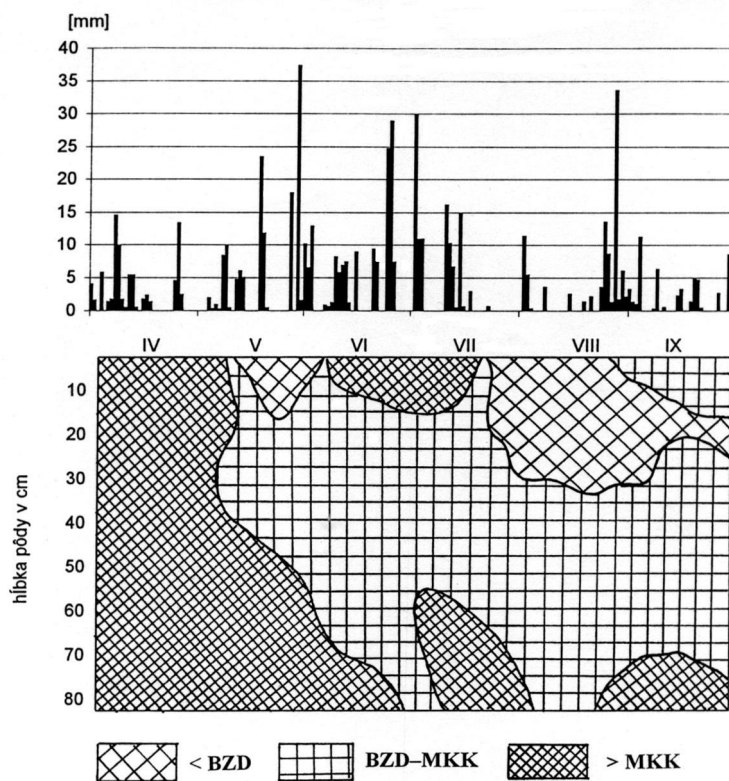
Obr. 2 Množstvo vody (mm) v hornej a spodnej vrstve fyziologického profilu na výskumnej ploche v Číľároch

Prítomnosť *uvidického* intervalu je zárukou dobrého štartu pre rastliny do vegetačného obdobia. V prípade nízkej, resp. nedostatočnej zásoby využiteľnej vody v jesennom období a prípadnom deficite zrážok v zimnom období sa vlhkosť pôdy už na začiatku vegetačného obdobia môže znížiť až do oblasti *semiuvidického* intervalu (MKK – BZD), po extrémne suchých dňoch môže atakovať *semi-aridný* interval vlhkosti pôdy (BZD – BV). Z hľadiska rastu to znamená obmedzenie životných prejavov rastlín už na začiatku vegetačného obdobia. Vývoj vlhkovstného režimu v ďalšom období vegetácie je závislý v hlavnej miere na množstve a rozdelení atmosferických zrážok, ktoré sú v Číľároch jediným zdrojom vody. V závislosti od zásob pôdnej vody zo zimných mesiacov a zrážkových úhrnov vytvárajú sa v priebehu vegetačného obdobia 2 intervaly vlhkosti, *semiuvidický* (MKK – BZD), ktorý je najčastejší v prvej polovici vegetačného obdobia a *semi-aridný* (BZD – BV), najčastejší v druhej polovici vegetačného obdobia, v čase maximálneho prírastku. Z hľadiska dĺžky ich trvania patria do indiferentného radu s trvaním od 2 do 6 mesiacov. Maximálne zníženie vlhkosti sa objavuje vo vrstve maximálneho výskytu aktívnych koreňov, po dlhšie trvajúcich suchých a teplých dňoch množstvo vody

klesá až do oblasti aridného intervalu ($< BV$). V takomto prípade sú aj vyššie úhrny zrážok v relatívne krátkom čase spotrebované na evapotranspiráciu a zóna výparu je preto veľmi výrazná.

V smrekovom poraste v Oravskej Polhore – Borsučí sa režim vlhkosti pôdy vyznačuje tým, že na začiatku hydrologického roka je pôdny profil väčšinou nasýtený nad hornú hranicu hydrolimitu MKK (obr. 3). Zasahuje celý fyziologický profil. Postupné zvyšovanie teploty vzduchu a veľmi dobré zásoby využiteľnej vody sú zároveň aj základnou podmienkou pre zvyšujúci sa celkový výpar, čo sa odráža aj na distribúcii vlhkosti pôdy vo vertikálnom smere. Znižovanie zásob vody vo fyziologickom profile je v porovnaní s predchádzajúcimi pôdami podstatne pomalšie a zároveň aj nerovnomernejšie. Dynamika vlhkosti pôdy je najvýraznejšia v povrchovej 0 – 30 cm vrstve. Desukčné tlaky, ktoré sú vyvolané koreňmi drevín, sú v tejto vrstve jednoznačné. Pri zvýšenom výdaji vody na evapotranspiráciu a eventuálnom nedostatočnom dopĺňaní zásob vody zrážkami, môže vzniknúť hydropedologický cyklus s obmedzenou zásobou využiteľnej vody. Pre smrek, ako najdisponibilnejšiu drevinu na ohrozenie klimatickými zmenami (Mind'áš, Škvarenina, 1994), ktorý zároveň patrí medzi dreviny s vyššími nárokmi na vodu a na jej rovnomernú dodávku, to znamená veľké nebezpečie. Fyziologické oslabenie smreka hrozí aj z prítomnosti cudzorodých látok, najmä v povrchovej humusovej vrstve. Tieto spôsobujú aj zvýšenie osmotického tlaku pôdneho roztoku, čím sa zároveň zvyšuje aj hranica využiteľnej vody.

V pôde pod smrekovým porastom je v chladnom polroku dominantným *uvidický* interval (PVK – MKK), v povrchových 0 – 30 cm vrstve s výraznou variabilitou vzhľadom na poveternostné podmienky. V letných mesiacoch pri nedostatočnom zásobovaní pôdy vodou zrážkami prechádza do *semiaridného* intervalu (BZD – BV). Z hľadiska ekologickej klasifikácie režimu pôdnej vlhkosti patrí profil pôdy do triedy 2, rady B (3, 4) s trvaním intervalu vlhkosti PVK – MKK od 6 do 10 mesiacov, intervalu vlhkosti v rozmedzí MKK – BZD v trvaní od 2 do 6 mesiacov a intervalu vlhkosti v rozmedzí BZD – BV v trvaní menej ako 2 mesiace.



Obr. 3 Chronoizoplety vlhkosti pôdy na výskumnej ploche v Oravskej Polhore – Borsučí

Záver

Na základe doterajších pozorovaní sa ukazuje, že horské lesy majú priaznivejšie vlhkostné podmienky. Z hľadiska prevlhčenia a stratifikácie vlhkosti sa množstvo vody v nich pohybuje prevažne v rozmedzí od intervalu *uvidického* po interval *semiaridný*. Interval *uvidický* a *semiuvidický* sa vytvára takmer v celom fyziologickom profile pôdy, *semiaridný* graduje v letných mesiacoch v povrchových vrstvách pôdy. Tým možno odôvodniť aj zhoršujúci sa zdravotný stav smrekových porastov. Dreviny v nižších oblastiach majú väčšinou typ koreňového systému, ktorý je schopný morfogeneticky sa adaptovať na konkrétne vlhkostné pomery, fyziologický profil pôdy je podstatne mohutnejší, môže teda prijať aj väčšie množstvo vody. Napriek tomu, sú vlhkostné pomery v nížinných oblastiach veľmi variabilné. Po dlhšie trvajúcom suchom období dochádza k výskytu hydroopedologických cyklov s nízkou, respektíve nedostatočnou zásobou využiteľnej vody. Pri znížení hladiny podzemnej vody, kedy dochádza k strate kontaktu aktívnych koreňov s vodou, môže dôjsť k zhoršeniu vlhkostného režimu pôdy do takej miery, že sa zníži biotická aktivita pôdy, predčasne opadávajú fyziologicky oslabené listy, zníži sa transpirácia a vzniká ohrozenie napadnutia oslabených stromov sekundárnymi škodcami. V extrémnych prípadoch môže dôjsť aj k odumretiu drevín.

Literatúra

- BENETÍN J., 1970: Dynamika pôdnej vlahy. Vydavateľstvo SAV Bratislava, 268 s.
- BUBLINEC E., 1971: Vplyv borovicových porastov na okamžitú vlhkosť pôdy v klimaticky odlišných rokoch. Vodohospodársky časopis, 19, 622 – 650.
- GREGOR J., 2000: Vplyv denzity bukového porastu a reliéfu na vlhkosť pôdy. Vedecké štúdie, 7/1999 A, TU Zvolen, 56 s.
- KUTÍLEK M., 1971: Ekologická klasifikace půdní vlhkosti. Vodní hospodářství, 9/1971 – řad A, 250 – 256.
- MINĎÁŠ J., ŠKVARENINA J., 1994: Predpokladané dôsledky klimatických zmien na lesné ekosystémy. NKP č. 1, 55 – 82.
- PICHLER V., GREGOR J., TUŽINSKÝ L., BUBLINEC E., 2002: Vertikálne prúdenie vody v dôsledku transpirácie nízkej vegetácie. KUBÍČEK F., KANKA R., KOLLÁR J., BARANČOK P. (Eds.): Ekológia a produktivita bylinnej vrstvy lesných ekosystémov. Zb. z medzinárodného seminára, Bratislava, 50 – 52.
- RODE A.A., 1957: Pôdna voda. SAV Bratislava, 506 s.
- SOROKOVÁ M., 2001: Režim vlhkosti pôdy pod lesnými porastami s rozdielnym drevinovým zložením, Diplomová práca, TU Zvolen, 143 s.
- VYSOCKIJ G.N., 1934: O glubokopočvennom počvovedenii. Počvoved., No. 6

PodĎakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami z grantov č. 1/9207/02, č. 1/9264/02 a č. 1/9265/02.

Kategorizácia vhodnosti a naturálne parametre poľnohospodárskych pôd

Jozef VILČEK

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy Bratislava
Pracovisko regionálnej pedológie Prešov, Reimanova 1, 080 01 Prešov*

Abstrakt

Príspevok sa zaoberá kategorizáciou poľnohospodárskych pôd z hľadiska ich vhodnosti pre pestovanie bežných plodín. Na príklade 16 vybraných plodín je prezentovaná kategorizácia pôd podľa stupňa vhodnosti na lokality nevhodné, málo vhodné, vhodné a veľmi vhodné. Kategorizácia poľnohospodárskych pôd podľa produkcie biomasy rastlín ukázala, že až na takmer 30 % poľnohospodárskych pôd môžeme očakávať veľmi malú produkciu biomasy. Najvyššiu naturálnu výnosovosť treba očakávať v nížinách a kotlinách južného Slovenska. Sme-rom k severnejším polohám je badateľný pokles výnosovosti pôd a to tak v naturálnom, ako aj ekonomickom slova zmysle. Príspevok poukazuje aj na reálne produkčné predpoklady pestovaných plodín podľa typologicko produkčných kategórií poľnohospodárskych pôd.

Kľúčové slová: vhodnosť pôd pre pestovanie plodín, produkcia biomasy rastlín, naturálna výnosovosť pôd

Úvod

Pôda, spôsob jej využitia i celkový stav skultúrenia, je základným limitujúcim parametrom úspešnosti podnikania v poľnohospodárstve a zároveň vypovedá o mentálnej úrovni užívateľa. Komplexom svojich vlastností predurčuje využitie poľnohospodárskej krajiny a následne prostredníctvom pestovania plodín rozhoduje o ekonomickej prosperite, resp. celkovej krajínotvorbe prostredia. Môžeme teda konštatovať, že pôdy sú jedným z významných faktorov dislokácie i efektívneho pestovania poľnohospodárskych plodín a taktiež sú dominantným úrodotvorným faktorom.

Základnú charakteristiku o vlastnostiach pôd podáva kód bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek – BPEJ, ktorý je bežne k dispozícii aj v mapových podkladoch a ktorý sa postupne zavádza aj do Katastra nehnuteľnosti, čím bude k dispozícii širokej verejnosti. Databáza bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek je preto vhodným východiskovým podkladom pre rozčlenenie pôd do kategórií vhodnosti pre pestovanie niektorých poľnohospodárskych plodín.

Materiál a metódy

Algoritmus tvorby kategórií vhodnosti poľnohospodárskych pôd zohľadňoval korelačné vzťahy medzi vlastnosťami pôd (BPEJ) a biologickými i agrotechnickými požiadavkami jednotlivých plodín. Požiadavky plodín boli zapracované pomocou softwarových filtrov tak, že daná vlastnosť pôdy buď pestovanie plodiny vylučovala, resp. ju obmedzovala, čo sa odrazilo na výške predpokladanej produkcie. Táto bola následne interpolovaná do štyroch kategórií vhodnosti: pôdy pre pestovanie danej plodiny nevhodné, málo vhodné, vhodné a veľmi vhodné. Pre súbor 16 plodín bola následne vytvorená údajová databáza v ktorej každej BPEJ je priradená konkrétna kategória vhodnosti pre tú-ktorú plodinu. Prostredníctvom Geografického informačného systému (GIS) ARC INFO a vektorizovanej vrstvy BPEJ na celom Sloven-

sku potom bolo možné vytvoriť pre jednotlivé plodiny aj mapy priestorového rozšírenia kategórii vhodnosti pôd pre pestovanie plodín.

Pri kategorizácii poľnohospodárskych pôd podľa produkcie biomasy sme vychádzali z naturálnej produkcie fytohmoty (nadzemná časť aj korene) rastlinných spoločenstiev prepočítanej na sušinu.

Závislosť naturálnych ukazovateľov od produkčnej schopnosti pôd (typologicko-produkčných kategórii) sme testovali na súbore 260 poľnohospodárskych podnikov nelineárnou polynomicou regresnou analýzou. Na základe tejto závislosti sme pre každú plodinu stanovili regresné rovnice, pomocou ktorých sme každej BPEJ a následne aj typologicko-produkčnej kategórii pôd priradili potenciálne možnú úrodu tej-ktorej plodiny.

Výsledky a diskusia

V dôsledku heterogenity pôdotvorných procesov, v rôznych časových a priestorových etapách vznikali rozdielne pôdy s odlišnými vlastnosťami. Tieto vlastnosti je možné využívať pre efektívnu a samozrejme aj heterogénnu dislokáciu takých plodín, ktoré ich dokážu najlepšie zhodnotiť.

Poľnohospodárske pôdy na Slovensku umožňujú efektívne pestovať prevážnu väčšinu bežne osievaných plodín. Faktom však ostáva, že existujú aj pôdy, resp. lokality na ktorých vôbec neodporúčame niektoré plodiny pestovať. K základným limitujúcim a obmedzujúcim pôdnym faktorom pestovania plodín patrí najmä ich zrnitosťné zloženie (napr. piesky, resp. íly), svahovitosť, skeletovitosť, expozícia, hĺbka a pod. Taktiež nepriaznivý chemizmus pôd (nevhodná pôdna reakcia, kontaminácia a pod.) má za následok nevhodnosť pestovania plodín.

Vzhľadom na heterogenitu pôdných podmienok Slovenska je logická aj diferenciácia vhodnosti pôd pre pestovanie poľných plodín. Pre každú plodinu je zaiste možné nájsť také lokality na ktorých sa jej dobre darí. V prípade, že tomu tak nie je, bude asi lepšie takúto plodinu do štruktúry osevu nezaraďovať.

Databáza vhodnosti pôd pre pestovanie poľnohospodárskych plodín (VÚPOP Bratislava) i jej priestorové vyjadrenie formou účelových máp môžu prispieť k efektívnejšej rajonizácii poľnohospodárskych plodín tak, aby bola zachovaná ekonomická i ekologická trvalá udržateľnosť agroekosystémov. Jej výhodou je, že sa dá implementovať na akýkoľvek územný celok, ba dokonca až na úroveň honu, resp. parcely. Informačný systém o poľnohospodárskych pôdach Slovenska, ktorý spravuje VÚPOP Bratislava, zároveň umožňuje poskytnúť na tieto územia aj predpokladané – potenciálne možné produkčné parametre (hektárové úrody). Takéto informácie je možné v súčasnosti poskytnúť pre takmer všetky poľné plodiny a navyše aj pre 30 druhov zeleniny.

Komplexná charakteristika možnosti i vhodnosti pestovania plodín i ich predpokladaných produkčných parametrov môže prispieť k racionalizácii využívania poľnohospodárskej krajiny. Zároveň môže slúžiť ako ekonomický nástroj pri rozhodovaní o dislokácii plodín, ako aj strategický materiál pre potreby stanovenia možnej potenciálnej naturálnej produkcie.

Hodnotenie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd Slovenska cez reálne možnú produkciu celkovej biomasy rastlín (hlavný produkt, vedľajší produkt, korene, buriny) potvrdzuje už známu

skutočnosť, že najvyššiu naturálnu výnosovosť treba očakávať v nížinách a kotlinách južného Slovenska. Smerom k severnejším polohám je badateľný pokles výnosovosti pôd a to tak v naturálnom, ako aj ekonomickom slova zmysle. Kategorizácia poľnohospodárskych pôd podľa produkcie biomasy rastlín ukázala, že až na takmer 30 % poľnohospodárskych pôd môžeme očakávať veľmi malú produkciu biomasy.

Tabuľka 1 Kategorizácia poľnohospodárskych pôd Slovenska z hľadiska vhodnosti pestovania plodín v %

Plodina	Stupeň vhodnosti			
	nevhodné	málo vhodné	vhodné	veľmi vhodné
pšenica ozimná	33,75	9,82	25,73	30,70
raž ozimná	29,26	24,71	23,76	22,27
jačmeň jarný	29,34	25,43	24,03	21,19
ovos siaty	34,34	20,28	20,28	25,10
kukurica na zrno	50,42	16,56	17,63	15,39
hrach siaty	31,50	30,67	21,22	16,61
repka ozimná	29,10	14,68	28,73	27,49
zemiaky skoré	48,34	24,21	12,06	15,39
zemiaky ostatné	41,10	33,52	12,40	12,98
kukurica na siláž	29,10	44,62	13,30	12,98
slnečnica	36,79	17,71	25,24	20,26
mak	42,41	29,98	14,50	13,12
sója	50,05	3,52	19,72	26,71
ľan	43,05	16,69	15,52	24,75
cukrová repa	57,30	3,02	18,85	20,83
chmeľnice	79,03	0,05	2,74	18,18

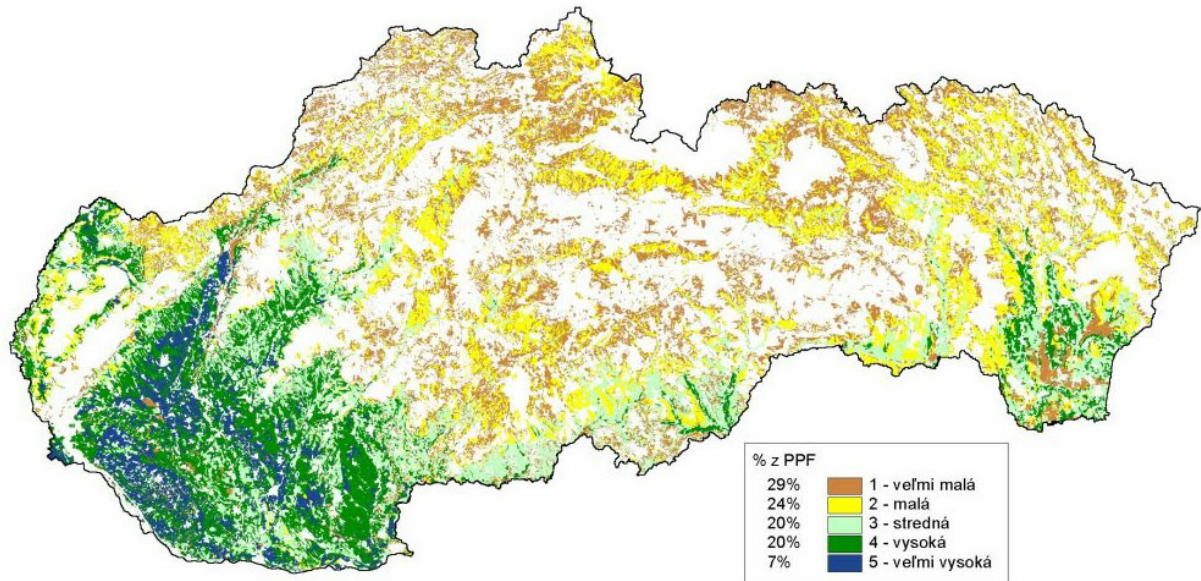
Z pohľadu efektívnosti rastlinnej výroby je prvoradá naturálna výnosovosť hlavného produktu pestovanej plodiny. Z tohto aspektu je taktiež dôležité poznať pôdne podmienky daného stanovišťa. Predpokladanú diferenciáciu hektárových úrod v závislosti od typologicko-produkčnej kategórie pôd názorne dokumentuje tabuľka 2.

Tabuľka 2 Potenciálne produkčné predpoklady typologicko-produkčných kategórií pôd (t.ha⁻¹)

Plodina	Typologicko-produkčné kategórie pôd									
	O1	O2	O3	O4	O5	O6	O7	OT1	OT2	OT3
pšenica ozimná	5,78	5,62	5,28	4,87	4,55	4,23	3,88	4,32	4,03	3,76
raž ozimná	4,36	4,16	3,94	3,72	3,56	3,42	3,27	3,46	3,33	3,22
jačmeň jarný	4,98	4,81	4,46	4,08	3,80	3,54	3,27	3,62	3,39	3,18
kukurica na zrno	5,35	5,02	4,44	3,92	3,62	3,52	–	–	–	–
hrach siaty	3,03	2,87	2,56	2,26	2,06	1,88	1,72	1,93	1,78	1,67
repka ozimná	2,78	2,72	2,57	2,36	2,19	2,01	1,81	2,07	1,90	1,74
zemiaky	18,76	17,43	15,10	13,33	12,49	12,05	12,03	12,18	12,01	12,13
cukrová repa	33,43	33,71	33,43	31,40	28,43	26,52	–	–	–	–
kukurica na siláž	30,87	29,31	26,53	24,31	23,15	22,44	22,16	22,65	22,26	22,18
viacročné krmoviny	9,98	9,28	8,04	7,06	6,55	6,24	6,14	6,34	6,17	6,15

Orné pôdy: O1 – najproduktnejšie, O2 – vysoko produktné, O3 – veľmi produktné, O4 – produktné, O5 – stredne produktné, O6 – menej produktné, O7 – málo produktné, OT1 – stredne produktné a produktné trávne porasty, OT2 – menej produktné a produktné trávne porasty, OT3 – málo produktné a menej produktné trávne porasty

Kategorizácia poľnohospodárskych pôd podľa produkcie biomasy rastlín



© Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy Bratislava

Ukazuje sa, že napr. na najproduktívnejších pôdach Slovenska je možné z jedného hektára doposťovať až 5,78 ton pšenice, kým na málo produktívnych orných pôdach len 3,88 ton, čo predstavuje viac než 32 %-ný úbytok produkcie. Aj z tohto pohľadu, navyše ak súčasná miera ekonomickej rentability je pri úrodách nad 4 t.ha¹, je jedným z rozhodujúcich aspektov pri rozhodovaní o štruktúre osevu práve produkčná schopnosť pôd.

Snahou každého poľnohospodára by na základe poznania pôdných vlastností malo byť také výrobné zameranie (štruktúra osevu), ktoré bude v súlade s podmienkami okolitého prostredia. Len takto môžeme dospieť ku kompromisu a súladu ekonomiky a ekológie.

Záver

Získané údaje potvrdzujú, že jednou z príčin rozdielnych naturálnych i ekonomických výsledkov v pestovaní 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, ktoré v tomto príspevku prezentujeme, ako aj rešpektovaním vhodnosti pôd pre tú ktorú plodinu, je možné pre konkrétnu lokalitu (o ktorej sú známe príslušné pôdne charakteristiky) odvodit' jej potenciálne možný úrodovitý potenciál, ako aj efektívny spôsob využitia. Nie je rozumné sa snažiť využívať pôdu za každú cenu intenzívnym spôsobom.

Literatúra

- DŽATKO M., 1979: Kategorizácia PEJ z hľadiska pestovateľských prostriedkov pre hlavné plodiny (záver. správa), VÚPVR, Bratislava, 43 s.
- DŽATKO M. a kol., 1981: Hodnotenie agroekosystémov pre účely špecializácie rastlinnej výroby a usporiadania pôdneho fondu (výskum. správa), VÚPVR, Bratislava, 37 s.
- DŽATKO M., DUBOVCOVÁ M., 1985: Hodnotenie vhodnosti pôdno-ekologických podmienok pre pestovanie poľnohospodárskych plodín a kultúr (záver. správa), VÚPVR Bratislava, 32 s.
- DŽATKO M., VILČEK J., 1993: Efektívnosť využívania krajiny a reštrukturalizácia rastlinnej výroby (výskum. správa), VÚPÚ, Bratislava, 21 s.
- LINKÉŠ V., PESTÚN V., DŽATKO M., 1996: Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek; VÚPÚ, Bratislava, 103 s.
- VILČEK J. a kol., 1999: Pôdnoekologické parametre usporiadania a využívania poľnohospodárskej krajiny (záver. správa), VÚPOP, Bratislava, 113 s.
- VILČEK J. a kol., 2001: Pedologické aspekty hodnotenia a efektívneho využívania produkčného a mimoprodukčného potenciálu pôd (priebežná správa za ČÚ), VÚPOP Bratislava, 40 s.

II. Ekológia a ochrana poľnohospodárskych a lesných pôd

Monitorovanie chemizmu vodných tokov v Biosférickej rezervácii Poľana (Kľúčový referát)

Eduard BUBLINEC, Juraj GREGOR

Technická univerzita, Lesnícka fakulta, T. G. Masaryka, 24, 960 53 Zvolen

Abstract

In this paper we focused on the surface waters and precipitation chemical composition. Water from three creeks in the western part of the Poľana Biosphere Reserve was sampled the annual dynamics of pH, Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ , SO_4^{2-} and NO_3^- content in the precipitation on at open plot and as well as in the springs across this territory.

Key words: chemistry of water, BR Poľana Slovakia

translated by Dr. Ing. Viliam Pichler

Kľúčové slová: chemizmus vody, BR Poľana

Úvod

V súčasnom období sa monitorovaniu znečistenia lesných ekosystémov venuje stále zvýšená pozornosť. To sa týka aj Biosférickej rezervácie Poľana. V literatúre sú už údaje o chemickom zložení vertikálnych zrážok a ich zmenách v korunových vrstvách porastov a v pôdnej vrstve (Mihálik – Slávik, 1987, 1988, 1991; Mihálik – Škvarenina, 1994 a i.). Problematike zrážok a vlhkosti pôdy sa v tejto oblasti venuje Tužinský (1997) a Tužinský – Soroková (2000 a, b, c).

Materiál a metodika

V tomto príspevku venujeme pozornosť okrem zrážok aj zloženiu povrchových vôd z troch potokov v západnej časti Biosférickej rezervácie Poľana. Za trojročné obdobie (1994 – 1995 – 1996) sme sledovali ročnú dynamiku hodnôt pH a elektrickej vodivosti ako aj obsahy kationov Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NH_4^+ a aniónov SO_4^{2-} a NO_3^- v zrážkovej vode na voľnej ploche a vo vode troch tokov, ktoré patria do perimetra Hučavy. Pre porovnanie sme analyzovali aj vodu z hornej časti Bystrého potoka – jeho východnej časti BR Poľana a vodu z hornej časti potoka Slanec z blízkej susednej oblasti Veporských vrchov. Okrem zrážkovej vody a vody z malých tokov sme analyzovali aj spodné vody z týchto oblastí odobratých z prameňov.

Vzorky zrážkovej vody z voľnej plochy sme odoberali v údolí pod kótou Šafranička (1 015 m). Nadväzujúci potok Šafranička je situovaný západne od uvedenej kóty. Má viacero prameňov, časť z nich sa nachádza až pod kótami Predná a Zadná Poľana. Potok Bobrovo pramení v odlesnenej oblasti Majerová a tečie západne od kóty Grúň (1 026 m). Východne od uvedenej kóty preteká potok Veľká Voda, ktorého pramene sa nachádzajú v značnom rozptyle pod kótami Grúň a Hájny Grúň. V roku 1994 sa uskutočnilo 12, v roku 1995 11 a v roku 1996 12 odberov vzoriek vôd. Z východnej časti BR Poľana sme odobrali vzorky vody z horného toku Bystrého potoka. V príľahlej, juhozápadnej časti Veporských vrchov sme odobrali vzorky vody z horného toku potoka Slanec.

Analyzovali sme aj spodné vody z prameňov lokalizovaných v západnej časti BR Poľana – nad Dudášom, východnej časti – na Prednej Poľane a na Tušímke, južná časť Veporských vrchov.

Výsledky

V tabuľkách 1 – 2 uvádzame priemerné údaje za jednotlivé roky, kde možno sledovať dynamiku jednotlivých prvkov. V zrážkovej vode je trojročný priemer hodnoty pH 4,87, pričom medzi ročná diferencia priemerných hodnôt je len 0,14, čo v percentuálnom vyjadrení je 2,9 %, Ide teda o navzájom veľmi blízke údaje, pričom treba konštatovať maximálnu hodnotu 4,99 v roku 1994. V roku 1994 sme zistili dve a v roku 1995 tiež dve kladné extrémne hodnoty so zvýšením hodnôt pH. Vysvetľujeme ich možným dosahom alkalických úletov, ktoré môžu za určitých meteorologických podmienok, t.j. vhodnom smere a sile vetra čiastočne ovplyvniť kvalitu zrážok v BR Poľana. V roku 1995 bolo v cementárni B. Bystrica namontované účinne filtračné zariadenie a pravdepodobne v dôsledku toho sme počas roku 1996 výrazné anomálie v hodnotách pH nezaznamenali. Okrem už spomínaných anomálií v rokoch 1994 a 1995 môžeme ročnú dynamiku hodnôt pH hodnotiť ako pomerne vyrovnanú.

Vo vzorkách z troch potokov je číselná hodnota pH oveľa vyššia, pričom rozdiel medzi jednotlivými tokmi ako aj medzi ročný rozdiel je nepatrný. Väčšina vzoriek má hodnotu pH nad 7 ako to vidno z tabuliek 1 a 2. Bublinec a Dubová (1989) namerali hodnoty pH v Kováčskom potoku (Kremnické vrchy) od 7,28 do 7,62 pričom pôdny typ v pramennej oblasti potoka je tiež kambizem andozemná. To sú výsledky ešte o niečo vyššie ako v analyzovaných tokoch BR Poľana. Mihálik (1991) vo vode z prameňa v prírodnej rezervácii Mláčik v Kremnických vrchoch za obdobie 1986 – 1990 uvádza hodnoty pH v rozmedzí 6,12 – 6,44. Hodnota pH vo vode z Bystrého potoka má hodnotu 7,20. Nižšiu hodnotu pH sme zistili z potoka Slanec vo Veporských vrchoch – 6,80, čo je ale vzhľadom na materský substrát pôdy (granodiorit) pochopiteľné.

Elektrická vodivosť ako sumárny ukazovateľ fyzikálno-chemickej charakteristiky povrchových vôd v hydrografickej sieti poukazuje na to, že jej číselné hodnoty viac kopírujú hodnoty obsahov SO_4^{2-} a NO_3^- ako hodnoty pH, čo je vzhľadom na nízke koncentrácie (H_3O^+) a (OH^-) v okolí pH 7 samozrejmé. Medzi ročná diferencia je najvyššia pri dažďovej vode.

Obsah síranov v zrážkach má priemernú hodnotu za tri roky $3,93 \text{ mg.l}^{-1}$, čo nie je ani polovičná hodnota z hodnoty uvádzanej pre oblasť BR Poľana v literatúre z konca 80-tych rokov (Mihálik, Slávik, 1991 a iné). Je to v súlade s výrazným znížením emisií SO_2 v Európe, ale aj na Slovensku. Potvrdzujú to aj výsledky ďalších autorov (Bublinec, Dubová, 1995). Podľa Matznera a Meiwesa (1994) klesol input SO_4^{2-} v oblasti Sollingu od roku 1985 po rok 1990 o 36 %, čo tiež potvrdzuje uvedené zníženie emisií SO_2 . Hodnoty obsahov SO_4^{2-} v zrážkovej vode BR Poľana sú rozkolísané so zreteľnou tendenciou zníženia obsahu na konci vegetačného obdobia. Medzi ročná diferencia obsahu síranov je dosť vysoká, dosahuje hodnotu až 16 % ako to vidno aj z tabuľky 2.

Vo vzorkách vôd z tokov sú trojročné priemery obsahov síranov 21,99; 25,43 a $24,04 \text{ mg.l}^{-1}$ (tab. 2). Je to cca 6-násobok obsahu v zrážkovej vode. Na tomto zvýšení sa podieľa jednak korunová

vrstva porastov, ale hlavne pôda. Zvýšený obsah SO_4^{2-} v potoku Bobrovo možno dať do súvisu s tým, že pramení v odlesnenej oblasti, kde sa len v malej miere nachádza ochranný korunový kryt lesného porastu. Ročná dynamika nemá žiadnu zákonitosť. Nezistili sme ani vzťah obsahu síranov k hodnotám pH (predpokladaná záporná korelačná závislosť je zrejme zastretá výraznejšími fyzikálno-chemickými dejmi. Medzi ročná diferenciac obsahov SO_4^{2-} , pričom v prameni Tušímka – Veporské vrchy sme zistili maximum $33,8 \text{ mg.l}^{-1}$.

Priemerná hodnota obsahu dusičnanov v zrážkovej vode za tri roky je $1,51 \text{ mg.l}^{-1}$. Medzi ročná diferenciac je prakticky zanedbateľná (0,7 %). Uvedený trojročný priemer NO_3^- má hodnotu blízku k hodnotám, ktoré sa uvádzajú v literatúre pre oblasť BR Poľana. Ročná dynamika zrážkových vôd počas ročného obdobia nevykazuje žiadnu pravidelnosť. Treba však poukázať na skutočnosť, že v niektorých častiach roka prevyšujú koncentrácie NO_3^- koncentrácie SO_4^{2-} . Je to fenomén, ktorý sa doteraz nepozoroval. Domnievame sa, že je to spôsobené nárastom emisii NO_x v Európe za súčasného zníženia emisii SO_4^{2-} . V posledných troch rokoch emisie NO_x prevýšili produkciu SO_4^{2-} o 2 milióny ton.

Obsahy dusičnanov vo vzorkách vody z potokov za trojročné obdobie majú priemer 3,97; 0,88 a $2,38 \text{ mg.l}^{-1}$ (tab. 2) Hodnota $0,88 \text{ mg.l}^{-1}$ v potoku Bobrovo je výsledkom nízkych hodnôt počas celého trojročného obdobia, ktoré možno označiť v niektorých prípadoch za extrémne nízke a sú na hranici analytickej identifikovateľnosti. Jednou z možných príčin týchto nízkych hodnôt môže byť aj lokalizácia prameňov potoka, ktoré sú v bezlesí mimo lesného porastu. Holina neposkytuje dostatok materiálu pre nitrifikáciu. Ročná dynamika obsahu NO_3^- vo vodách potokov nie je veľká a nemá ani žiadnu tendenciu k pravidelnosti. Medzi ročná diferenciac je vyššia ako pri SO_4^{2-} . Pohybuje sa od 11,4 do 25,0 %.

Trojročný priemer obsahu Ca v zrážkovej vode je $0,98 \text{ mg.l}^{-1}$, pričom medzi ročná diferenciac predstavuje hodnotu $0,48 \text{ mg.l}^{-1}$, t. j. 49 % (tab. 2). V priebehu vegetačného obdobia 1994 sa vyskytli dva extrémne vysoké obsahy Ca, s čím sú spojené aj extrémne vysoké hodnoty pH. Obdobná situácia bola aj v roku 1995. Príčinu tohto javu sme sa pokúsili objasniť pri hodnotení pH v zrážkach, kde sme toto epizodické ovplyvnenie vysvetlili možným vplyvom náhodného dosahu úletov z cementárne v Banskej Bystrici. V roku 1966 sme už extrémne vysoké obsahy Ca^{2+} v zrážkových vodách nezaznamenali. Na prelome rokov 1995/96 bolo v cementárni inštalované účinne filtračné zariadenie (predpokladaná účinnosť 95 %), ktoré pravdepodobne zabraňuje náhodnému prieniku prachu do oblasti BR Poľana.

Priemerné obsahy Ca vo vodách jednotlivých potokov ako trojročný priemer (9,14; 10,00 a $9,10 \text{ mg.l}^{-1}$) sú dosť vyrovnané a malá je aj medzi ročná diferenciac (do 3,4 %), okrem vody z potoka Bobrovo (10,6 %). V potoku Bobrovo má ročná dynamika zreteľne zvýšené obsahy Ca^{2+} v strede vegetačného obdobia. Definitívne zhodnotiť tento fakt nám rozsah analytických výsledkov zatiaľ neumožňuje. Vysvetlenie však možno sčasti hľadať v nízkej výdatnosti prameňov v dôsledku vysokých teplôt v rokoch 1994 a 1995, čo privodilo relatívne zvýšenie koncentrácie vápnika. K tomu prispela zrejme aj skutočnosť, že pramenitá oblasť potoka Bobrovo nie je zalesnená.

Pri porovnaní obsahu Ca^{2+} v potokoch Šafranička (záp. strana BR) a v Bystrom potoku (východná časť BR) je vyšší obsah v potoku Šafranička. Ešte vyšší rozdiel je medzi obsahom Ca^{2+} vo vode v potoku Šafranička a vo vode potoka Slanec vo Veporských vrchoch. Obsah Ca^{2+} v prameňoch je nižší ako v potokoch, čo tiež môže naznačovať antropogénne ovplyvnenie chemického zloženia povrchovej vody.

Priemerný obsah Mg^{2+} v zrážkových vodách za trojročné obdobie je $0,26 \text{ mg.l}^{-1}$. Priebeh zmien počas roku je bez zákonitostí. Medzi ročná diferencia je 11,5 % (tab. 2). Zvýšený obsah Mg^{2+} je skoro vždy spojený so zvýšeným obsahom Ca^{2+} . Aj to by mohlo potvrdzovať náš názor, že v týchto prípadoch ide o vplyv alkalických imisií z možných okolitých zdrojov. Diaľkový prenos sa nám zdá menej pravdepodobný. Priemerný obsah Mg^{2+} v sledovaných tokoch za trojročné obdobie je 3,05; 2,86 a $2,75 \text{ mg.l}^{-1}$ a predstavuje cca 10-násobok obsahu Mg^{2+} v zrážkovej vode. Ročná dynamika obsahov Mg^{2+} je oveľa vyrovnanejšia ako pri Ca^{2+} a to c každým roku trojročného obdobia. Medzi ročné diferencie sú dosť vysoké (Šafranička 12,3 %, Bobrovo 19,9 % a Veľká Voda 14,2 %). Obsah Mg^{2+} vo vode Bystrého potoka ako aj Slanca je badateľne nižší ako v potokoch západnej časti BR – Poľana. Vo vode z prameňov Dudáš a Priehybina rozdiel v obsahu Mg^{2+} je malý. Skoro dvojnásobok sme zistili v potoku Slanec.

Priemerný obsah K^{+} v zrážkových vodách za trojročné obdobie je $0,50 \text{ mg.l}^{-1}$ a v roku 1994 a 1995 bol prakticky totožný. V roku 1996 je vyšší. V priebehu merania sa vyskytla len jedna extrémne vysoká hodnota – na konci vegetačného obdobia. Ostatné obsahy nevykazujú žiadnu výraznejšiu tendenciu k pravidelnosti.

Potočné vody majú priemerné obsahy K^{+} 1,10; 1,23 a $1,47 \text{ mg.l}^{-1}$, čo predstavuje 2 až 3 násobok obsahu v zrážkovej vode. Ročná dynamika obsahu K^{+} nie je výrazná a nevyskytujú sa ani extrémne vysoké hodnoty. Možno však postrehnúť, podobne ako pri zrážkovej vode, náznak posunu maxim do začiatku vegetačného obdobia. Medzi ročné diferencie sú dosť vysoké (31,8 – 24,4 – 33,3 %). Porovnanie obsahu K^{+} s obsahom v Bystrom potoku a potoku Slanec ukazuje na veľmi blízke hodnoty. Obsah K^{+} vo vodách z prameňov vykazuje výrazné zvýšenie v prameni z Veporských vrchov (Slanec).

Priemerný obsah NH_4 v zrážkovej vode bol za trojročné obdobie $0,81 \text{ mg.l}^{-1}$, pričom sme prakticky nezistili žiadnu diferenciu medzi rokmi 1994 a 1995 ($0,71$ a $0,72 \text{ mg.l}^{-1}$). V roku 1996 bol ročný priemer vyšší, až $0,99 \text{ mg.l}^{-1}$ (tab. 1). V roku 1994 sme zistili dve, v roku 1995 jednu a v roku 1996 dve extrémne hodnoty.

Priemerné obsahy NH_4^{+} za trojročné obdobie vo vode z potokov dosiahli hodnoty 0,11; 0,15 a $0,14 \text{ mg.l}^{-1}$, t. j. cca 20 % z obsahu v zrážkovej vode. To možno dať do súvisu so sorpciou NH_4^{+} v pôde. Pozoruhodné sú maximálne obsahy iónu NH_4^{+} v letných mesiacoch (august, september), ktoré naznačujú vplyvy antropogénneho pôvodu (pastva dobytku). Medzi ročné diferencie sú z analyzovaných prvkov najvyššie (60,0; 53,3 a 54,8 %). V zrovnávacích vzorkách vody z Bystrého potoka je len cca polovičný obsah NH_4^{+} a v potoku Slanec len päťtinový obsah. Vo vzorkách vody z prameňov Dudáš a Priehybina (BR Poľana) sú obsahy prakticky totožné (0,25 a 0,27), ale prameň Tušímka vo Veporských vrchoch má obsah len $0,02 \text{ mg.l}^{-1}$.

Ako kľúčovú úlohu pre pokračovanie monitoringu sa nám javí automatizácia niektorých meraní v teréne. Ide o kontinuálne meranie pH v povrchových vodách. Ďalej by prospelo aj kontinuálne meranie prietoku vody v sledovaných tokoch, čo by umožnilo vytvoriť program pre modelovanie vstupu ako aj výstupu (odnosu) biogénnych prvkov v Biosferickej rezervácii Poľana teda celkovú bilanciu ich pohybu v danom ekosystéme.

Záver

Výsledky monitorovania chemizmu zrážkových vôd a vôd malých tokov v západnej časti BR Poľana možno hodnotiť nasledovne:

V zrážkovej vode sme zistili menej ako polovičné množstvo síranov v porovnaní s údajmi v druhej polovici 80-tych rokov. Zistili sme tiež pomerne vysoké hodnoty pH (okolo 7,2) vo vodách potokov v Biosferickej rezervácii.

Vzorky vody z potoka, prameniaceho v bezlesí, majú v porovnaní s inými potokmi veľmi nízky obsah NO_3^- a zvýšený obsah SO_4^{2-} . Pri porovnaní analýzy vzoriek vody v potokoch západnej časti BR Poľana sa ukazuje vyšší obsah Ca^{2+} a Mg^{2+} oproti ich obsahu vo východnej časti.

PodĎakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami z grantov VEGA č. 1/9264/02, 1/9263/02 a 1/9207/02.

Literatúra

- BUBLINEC E., DUBOVÁ M., 1989: „Celoročná dynamika kyslosti zrážok v bukových a smrekových ekosystémoch“. Lesnícky časopis, roč. 35, číslo 6, s. 463 – 475.
- MATZNER E., MEIWES K.J., 1994: „Atmosferic Pollution. Journal of Enviromental Quality“, Vol. 23 (jan. – febr. 1994), No.: 1, p. 162 – 166.
- MIHÁLIK M., SLÁVIK D., 1987: „Kyslé zrážky v oblasti Poľany“. Zborník MVK, Zvolen, sept., s. 101 – 106.
- MIHÁLIK M., SLÁVIK D., 1990: „Ovplyvňovanie chemického zloženia zrážok v smrekovom a bukovom poraste CHKO Poľana“. Ochrana prírody 11, s. 131 – 195.
- ŠKVARENINA J., MIHÁLIK A., 1994: „Comparasion of Deposition of Selected Elements from open Field Precipitations in Slovakia and in Western and Central Europe“. Zbor. Ecological Stability of Forest Ecosystems, IFE SAS Zvolen, p. 175 – 185.
- TUŽINSKÝ L., 1997: „Vodný režim lesných pôd“. In: ČABOUN V. a kol.: Výsledky ekologického a ekofyzio-logického výskumu lesných ekosystémov na VDO Poľana, Hukavský grúň. Lesnícke informácie 1, LVÚ Zvolen, s. 38 – 42.
- TUŽINSKÝ L., SOROKOVÁ M., 2000: „Režim vlhkosti pôdy v horských ekosystémoch smreka a buka vo vegetačnom období“. Acta Facultalis Forestalis, Zvolen Slovakia, XL II – 2000/a, TU Zvolen, s. 39 – 49.
- TUŽINSKÝ L., SOROKOVÁ M., 2000: „Dynamika vlhkosti pôdy v horskom, prevažne smrekovom poraste“. VIII posterový deň, Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra (Eds. J. MAJERČÁK, T. HURTALOVÁ), ÚH SAV, Bratislava, 2000/b, CD nosič.
- SOROKOVÁ M., TUŽINSKÝ L., 2000: „Množstvo a dynamika vlhkosti pôdy v stredohorskej oblasti Poľany. Zb. Biosferické rezervácie na Slovensku III. (Eds. R. Midriak, D. Sláviková). FEE TU Zvolen, 2000/c, s. 24 – 29.

Tabuľka 1 Porovnanie medzi ročnými zmenami obsahov prvkov v centrálnej oblasti BR Poľana v rokoch 1994 – 1995 – 1996

Analyzované prvky	MIESTO ODBERU											
	Šafranička zrážky			Šafranička potok			Boborovo potok			Veľká voda potok		
	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996	1994	1995	1996
PH	4,99	4,73	4,89	7,10	7,25	7,54	7,19	7,23	7,60	7,17	7,24	7,58
Ca ²⁺ mg.l ⁻¹	1,44	0,96	0,53	8,90	9,38	9,13	11,06	9,58	9,35	9,32	9,07	8,79
Mg ²⁺ mg.l ⁻¹	0,29	0,26	0,23	3,42	2,82	2,90	3,43	2,55	2,60	3,14	2,54	2,57
K ⁺ mg.l ⁻¹	0,55	0,54	0,41	0,93	1,45	0,91	1,20	1,53	0,97	1,35	1,96	1,11
NH ₄ ⁺ mg.l ⁻¹	0,71	0,72	0,99	0,11	0,23	0,42	0,15	0,28	0,46	0,14	0,24	0,55
SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹	4,27	3,30	4,23	22,00	20,60	23,37	26,30	24,30	25,68	24,7	24,14	23,26
NO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	1,50	1,51	1,52	3,48	4,03	4,41	0,67	0,87	1,10	1,83	2,32	2,98
E.v (nS)	21,0	14,0	16,2	89,0	86,0	83,7	108,0	92,0	89,2	95,4	89,0	85,6

Tabuľka 2 Aritmetické priemery nameraných hodnôt za roky 1994, 1995 a 1996, maximálne odchýlky od x a ich percentuálne vyjadrenie

Meraný prvok	Šafranička zrážky			Šafranička potok			Bobrovo potok			Veľká voda potok		
	- x	max. d	% d z x	- x	max. d	% d z x	- x	max. d	% d z x	- x	max. d	% d z x
pH	4,87	0,14	2,9	7,30	0,24	3,3	7,34	0,26	3,5	7,33	0,25	3,4
El. vod. NS	17,1	3,9	22,8	86,2	2,5	2,9	96,40	11,60	12,0	90,0	5,4	6,0
Ca ²⁺ mg.l ⁻¹	0,98	0,48	49,0	9,14	0,28	3,1	10,00	1,06	10,6	9,10	0,31	3,4
Mg ²⁺ mg.l ⁻¹	0,26	0,03	11,5	3,05	0,37	12,3	2,86	0,57	19,9	2,75	0,39	14,2
K ⁺ mg.l ⁻¹	0,50	0,09	18,0	1,10	0,35	31,8	1,23	0,30	24,4	1,47	0,49	33,3
NH ₄ ⁺ mg.l ⁻¹	0,81	0,18	22,2	0,25	0,17	68,0	0,30	0,16	53,3	0,31	0,17	54,8
SO ₄ ²⁻ mg.l ⁻¹	3,93	0,63	16,0	21,99	1,39	6,3	24,43	1,13	4,4	24,03	0,77	3,2
NO ₃ ⁻ mg.l ⁻¹	1,51	0,01	0,7	3,97	0,44	11,1	0,88	0,22	25,00	2,38	0,51	21,4

Štruktúra a kvantita horizontov pokrývkového humusu lesných pôd na výškovom tranzekte Západných Tatier

Juraj GREGOR, Eduard BUBLINEC, Viliam PICHLER

*Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene,
Masarykova 24, 960 53 Zvolen*

Abstrakt

Hrúbka, hmota a objemová hmotnosť humusovej vrstvy lesnej pôdy ako funkcia nadmorskej výšky boli pozorované spolu s vertikálnou transektou v škále 1 000 – 1 400 m n. m. v Jaloveckej doline, Západné Tatry. Materiál bol odoberaný (vzorky) podľa priemerného chemického zloženia a výsledky sa udávali na ha. Spoločný vplyv vegetácie, klímy a edafických podmienok na vytváranie trvalej udržateľnosti vrstvy humusu bol študovaný. Poznatky sú dôležité pre výživu, produkciu a management vody – funkciu lesných ekosystémov.

Kľúčové slová: humusová vrstva, stanovišťa smreka, lesné pôdy

Abstract

The thickness, mass and bulk density of the forest humus layer as a function of altitude were observed along a vertical transect ranging from 1 000 to 1 400 m a. s. l. in the Jalovecká Dolina Valley, Západné Tatry Mts. The material was sampled by means of a template and results per ha are given. A joint effect of vegetation, climatic and edaphic conditions on the formation and sustainability of humus layer was established. The findings are important for nutrition, production and water management function of forest ecosystems.

Summary

Thickness, mass and bulk density of the forest humus layer horizons (O_1 , O_F , O_h) in rowan-spruce forests on five sites (Medvedzie 1– 5) arranged along a vertical transect with a 100 m altitudinal increment in the Jalovecký Potok catchment were observed. The highest mass ($142.46 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) and thickness (10.30 cm) were established at 1 300 m a. s. l., whereas the lowest humus layer mass ($37.71 \text{ t}\cdot\text{ha}^{-1}$) and thickness (5.40 cm) were observed at 1 400 m a. s. l. The average bulk density reached its highest level ($0.931 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) at 1 100 m a. s. l., the lowest bulk density ($0.865 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$) was observed on the Medvedzie 5 site. Among humus layer horizons, the highest bulk density was ascertained for the O_h horizon at the elevation of 1 100 m a. s. l. ($1.127 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$), the lowest one was measured in samples taken from the O_1 horizon at 1 000 m a. s. l.

Key words: humus layer, spruce stands, forest soils

Úvod

Jedným z pôdotvorných faktorov lesných pôd je vegetácia, ktorá je s ňou nerozlučne spätá. Najmä odumreté zvyšky organizmov sa menia a hlavne cez pokrývkový humus sa z nich tvorí vlastný humus. Na povrch pôdy sa dostáva opad drevín a bylín, v pôde sa nachádza odumretý zooedafón a odumreté korene rastlín. Najväčší podiel z odumretej organickej hmoty pripadá na pokrývkový humus, ktorý sa vplyvom ďalších pôdotvorných faktorov a podmienok mení a obohacuje pôdu o živiny. Množstvo organického materiálu sa mení v čase a v priestore, predstavuje niekoľko desiatok až stoviek ton na hektár a poznanie konkrétnych hodnôt sa stáva potrebné pre správne hospodárenie v lesoch. Má to význam nielen z hľadiska výživy a produkcie, ale aj z hľadiska vododržnosti a vodného režimu lesných pôd (Tužinský, 2000, 2002; Tužinský, Soroková, 2000).

Metodika

Cieľom tejto práce bolo zistiť množstvo pokrývkového humusu a hrúbky jeho horizontov v závislosti od nadmorskej výšky pri rovnakej JV expozícii. Preto sme urobili odberové miesta so 100 metrovým výškovým rozdielom od 1 000 po 1 400 m n.m. Vzorky sme odobrali pomocou šablóny podľa jednotlivých horizontov pokrývkového humusu (O_l , O_f , O_h). Zistené hodnoty (hrúbka a množstvo) sme následne prepočítali v množstvách čerstvej a suchej hmoty na 1 ha, prípadne aj na objemovú hmotnosť redukovanú.

Charakteristika územia

Predmetné územie sa nachádza v povodí Jaloveckého potoka pod názvom Medvedzie, je súčasťou Lesného užívateľského celku (LUC) „Bývalí urbarníci Bobrovca“ v okrese Liptovský Mikuláš a Tvrdošín, k.ú. Bobrovec, Babky a Zuberec. Povodie Jaloveckého potoka s plochou 46 km² patrí do oblasti Západných Tatier a Liptovskej kotliny.

Celé územie leží na sever od hlavnej klimatickej čiary Slovenska pod priamym vplyvom baltickej klímy, mierne oslabeným hlavným hrebeňom Západných Tatier a Chočských vrchov.

V podloží lokality Medvedzie 1 (nadmorská výška 1 400 m n. m.) sa nachádzajú sivé oolické a pelitické rohovcové vápence, na ktorých sa vytvorila rendzina modálna vylúhovaná s humusovou formou surový moder. Porast (v dieľci 214) tvorí stredná kmeňovina so 100 % zastúpením smreka (vek 130 rokov) so zásobou 315 m³.ha⁻¹ a zakmenením 0,7 a sklonom 75 %. V podraсте dominujú machy a čučoriedie s pokryvnosťou 70 %.

Lokalita Medvedzie 2 (nadmorská výška 1 300 m n. m.) má v podloží biotitické granodiority až tonality s prechodmi do muskoviticko-biotitických granodioritov, na ktorých sa nachádza podzol modálny so surovým moderom, s tými istými porastovými charakteristikami ako pri prvej lokalite.

Pôda na lokalite Medvedzie 3 (nadmorská výška 1 200 m n. m.) je tiež podzol modálny so surovým moderom, vyvinutý na granodioritových svahovinách (prevažne kamenistých). Porast tvorí 120 ročná smrečina so zakmenením 0,7 a zásobou 292 m³.ha⁻¹, pri sklone 80 %. Pokryvnosť podraсту je mozaikovitá, 20 – 30 % tvoria ju machy a čučoriedie v dieľci 211.

Na lokalite Medvedzie 4 (nadmorská výška 1 100 m n. m.) je podzol typický s humusovou formou moder typický s pomiestnym výskytom balvanov, v podloží so svahovinou granodioritu. V dieľci 210 je prítomná 130 ročná stredná kmeňovina smreka s prímiesou jarabiny a borovice, so zásobou 270 m³.ha⁻¹ pri zakmenení 0,6 a sklone 80 %. Bylinná pokrývka je ostrovčekovitá (hlavne *Oxalis acetosella*, *Vaccinium myrtillus*, *Avenella flexuosa*) s pokryvnosťou 10 – 80 %.

Lokalita Medvedzie 5 (nadmorská výška 1 000 m n. m.) je v dieľci 209, pôda podzol typický s humusovou formou moder typický na povrchu s početnými balvanmi zo svorov, svorových rúl až dvojsľudových rúl. V poraste je 115 ročná smrečina s vtrúseným smrekovcom a jarabinou so zásobou 240 m³.ha⁻¹ a zakmenením 0,6 pri sklone 85 %. Pokryvnosť bylín je 40 – 50 %, tvoria ju paprade, čučoriedie a šťaveľ.

Výsledky

Na množstvo a vlastnosti pokrývkového humusu pôsobí súčasne viacero vplyvov, ktoré často majú protichodné účinky. Dôležité z nich sú hlavne: množstvo opadu biomasy a jeho rôzna periodicitu u ihličnatých drevín, expozícia a nadmorská výška a s nimi súvisiace klimatické pomery, ktoré vplyvujú na humifikačné a mineralizačné procesy organickej hmoty, erózne vplyvy.

Výsledky sú zhrnuté v tab. č. 1.

Tab. č. 1 Charakteristiky pokrývkového humusu

Lokalita	Nadm. výška [m]	Hrúbka horizontov [cm]				Hmotnosť horizontov redukovaná [t . ha ⁻¹]				Objemová hmotnosť redukovaná [g.cm ⁻³]			
		O _i	O _f	O _h	Σ	O _i	O _f	O _h	Σ	O _i	O _f	O _h	Σ
Medvedzie 5	1 000	1,70	2,70	1,30	5,70	12,62	22,06	20,71	55,39	0,742	0,817	1,051	0,870
Medvedzie 4	1 100	1,30	2,50	1,80	5,60	17,79	20,40	21,52	59,70	0,850	0,816	1,127	0,931
Medvedzie 3	1 200	1,30	3,00	3,70	8,00	12,55	24,66	33,65	70,86	0,965	0,822	0,909	0,899
Medvedzie 2	1 300	2,20	2,30	5,80	10,30	17,61	30,95	93,90	142,46	0,800	0,902	1,050	0,917
Medvedzie 1	1 400	1,00	1,70	2,70	5,40	7,98	8,58	21,15	37,71	0,798	0,772	1,024	0,865
Ø		1,50	2,40	3,10	7,00	13,71	21,33	38,19	73,22	0,831	0,826	1,032	0,896

Najväčšie množstvo pokrývkového humusu, 142,46 t.ha⁻¹, bolo vo výške 1 300 m n. m., z toho až 93,90 t.ha⁻¹ pripadlo na horizont O_h. Najmenej ho bolo hneď o 100 m vyššie, celkove „len“ 37,71 t.ha⁻¹. Priemerná zásoba drevnej hmoty v tomto poraste je 315 m³ bez kôry. Porast bol však vo vrchnej časti preriedený a opad biomasy oveľa menší.

Druhé minimum množstva pokrývkového humusu bolo vo výške 1 000 m n. m. (55,39 t.ha⁻¹) a postupne stúpalo až do spomínanej výšky 1 400 m n. m. Podobne to bolo aj s množstvom a hrúbkou horizontu O_h, pri ostatných dvoch horizontoch sme takýto jednoznačný gradient nezaznamenali. Vplyv na to má teplota a vlhkosť, keď sa pri nižších teplotách a vyšších zrážkach organická hmota hromadí (vyššie nadmorské výšky) a naopak pri nižších zrážkach a vyšších teplotách pokrývkový humus mineralizuje intenzívnejšie a stáva sa súčasťou organominerálneho horizontu A.

Podobný nejednoznačný gradient sme potvrdili aj pri hodnotách objemovej hmotnosti, pretože najväčšiu priemernú objemovú hmotnosť (0,931 g.cm⁻³) sme vypočítali z údajov vo výške 1 100 m n. m., najnižšiu vo výške 1 400 m n. m. Z horizontov pokrývkového humusu na lokalitách Medvedzie 1 až 5 najnižšiu objemovú hmotnosť má horizont O_i vo výške 1 000 m n. m., najvyššiu (1,127 g.cm⁻³) horizont O_h vo výške 1 100 m n. m.

Záver

Na piatich lokalitách (Medvedzie 1 až 5) s výškovým rozdielom 100 m v povodí Jaloveckého potoka v Západných Tatrách sme zisťovali hrúbku, množstvo a objemovú hmotnosť pokrývkového humusu a jeho horizontov (O_i, O_f, O_h) v JZ smrečinách. Najviac celkového pokrývkového humusu

(142,46 t.ha⁻¹) s najväčšou hrúbkou (až 10,30 cm) sme zistili v nadmorskej výške 1 300 m, najmenej o 100 m vyššie, 37,71 t.ha⁻¹, resp. 5,40 cm. Priemerná objemová hmotnosť dosiahla najvyššiu hodnotu (0,931 g.cm⁻³) vo výške 1 100 m n. m., najnižšia (0,865 g.cm⁻³) bola na lokalite Medvedzie 1. Z horizontov pokrývkového humusu sme najvyššiu hodnotu (1,127 g.cm⁻³) zistili v horizonte O_h vo výške 1 100 m n. m., najnižšiu (0,742 g.cm⁻³) v O_l horizonte v nadmorskej výške 1 000 m.

PodĎakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená prostriedkami grantovej agentúry Vega č. 1/9263/02, 1/9264/02 a 1/9207/02.

Literatúra

- GREGOR J., BUBLINEC E., 2002: Pokrývkový humus ako ekologicko-produkčné prostredie pre bylinnú vrstvu v smrečinách, in: Kubíček F. et al. (Eds.): Ekológia a produktivita bylinnej vrstvy lesných drevín, ÚKE SAV a SES SAV Bratislava, s. 29 – 38.
- TUŽINSKÝ L., 2002: Soil moisture in mountain spruce stand. *Journal of Forest Science*, 48, (1), p. 27 – 39.
- TUŽINSKÝ L., 2000: Water Balance in Mountain Spruce Ecosystem. *Meteorologický časopis*, 3, s. 23 – 28.
- TUŽINSKÝ L., SOROKOVÁ M., 2000: Režim vlhkosti pôdy v horských ekosystémoch smreka a buka vo vegetačnom období. *Acta Facultatis Forestalis Zvolen, Slovakia*, XLII, TU Zvolen, s. 39 – 49.
- VRABCOVÁ H., 1998: Pokrývkový humus v lesných porastoch na výškovom tranzekte v Západných Tatrách, DP, LF TU Zvolen, 69 s.

Vliv různého zakládání porostu na udržení půdní vody

Barbora BADALÍKOVÁ, Zdeněk KŇÁKAL

Výzkumný ústav pícninářský, s.r.o. Troubsko, ČR

Abstrakt

V řepařské výrobní oblasti Troubsko u Brna byl sledován obsah půdní vody při různém zakládání porostu a setí řepky ozimé a pšenice ozimé. Bylo zjištěno, že obsah půdní vody byl ovlivněn různým zpracováním půdy a setím sledovaných plodin. V období poklesu množství srážek si lépe udržely půdní vodu varianty s přímým setím nebo podmítkou pro jejich lepší vododržnost. V období většího množství srážek vykazovala vyšší obsah půdní vody varianta oraná. Ve svrchní vrstvě půdy byly vláhové poměry v půdě příznivější u variant s podmítkou a s přímým setím ve všech sledovaných letech. Co se týče plodin byly vlhkostní poměry v půdě u všech variant příznivější u řepky ozimé ve srovnání s pšenicí ozimou.

Klíčová slova: půdní voda, zpracování půdy, řepka ozimá, pšenice ozimá

Úvod

Agrotechnika ve vztahu k vodě má velký význam, poněvadž vytváří buď optimální nebo negativní vlhkostní režim půdy. Úpravou půdního prostředí se dá regulovat infiltrační a antigravitační pohyb vody v půdě, a tak do určité míry regulovat hospodaření půdy s vláhou. Hlubší zpracování půdy sice zmenšuje povrchový odtok vody na jaře a zabezpečuje větší zásoby vláhy v půdě, ale naproti tomu však snižuje zásobu produktivní vláhy, což se negativně projevuje na růstu a vývoji plodin v období snížených srážek. Zpracováním půdy tedy ovlivňujeme vodní režim půdy, tj. infiltraci vody na povrchu půdy, ale i redistribuci a uchování vody v půdním profilu a to může mít vliv i na odvodnění půdy. Ovlivňuje také přímo či nepřímo evaporaci a transpiraci. K největšímu úbytku vody dochází v orničním horizontu a proto je třeba zvažovat jakou technologii zpracování půdy zvolíme, zejména v oblastech s nedostatkem vláhy a v obdobích, kdy zásoba vody v ornici klesá pod dostupnou hranici.

Materiál a metody

Pokus byl založen v roce 1996 na pozemcích Výzkumného ústavu pícninářského s.r.o. v Troubsku, v řepařské výrobní oblasti s nadmořskou výškou 270 m, dlouhodobé, průměrné roční srážky zde jsou 547 mm, průměrná roční teplota 8,4 °C, ve vegetačním období 14,8 °C.

Půdy jsou hlinité, středně těžké, půdní typ hnědozem na sprašových hlínách, půdní reakce alkalická, zásobenost P vyhovující, Mg velmi vysoká, K nízká.

V rámci osevního postupu (ozimá řepka, hrách, kukuřice na zrno, slunečnice, jarní ječmen, ozimá pšenice) byl sledován obsah půdní vody u řepky ozimé a pšenice ozimé při různých způsobech zakládání těchto plodin (agrotechniky).

Varianty zakládání porostů:

- mělká orba
- podmítka + setí exaktorem (Horsch)

- podmínka + setí talířovým secím strojem (John Deere)
- přímé setí – exaktor (Horsch)
- přímé setí – talířovým secím strojem (John Deere)

Půdní vláha byla sledována z hloubek 0 – 0,5; 0,5 – 0,10; 0,10 – 0,20 a 0,20 – 0,30 m během vegetace řepky ozimé a pšenice ozimé gravimetrickou metodou v letech 1997 – 2000.

Výsledky

Řepka ozimá

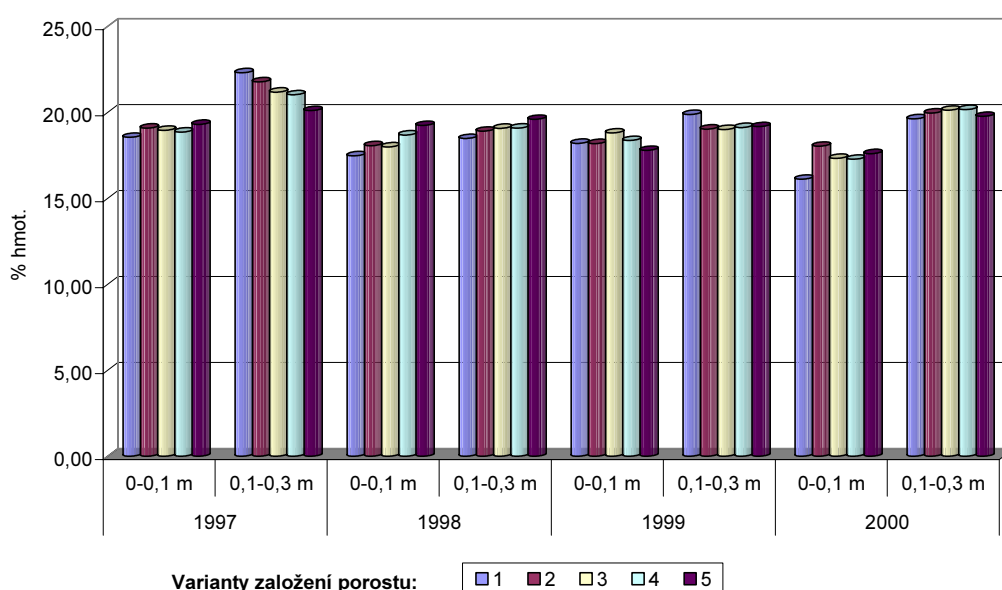
Tab.1 Obsah půdní vody u řepky ozimé v jednotlivých letech stanoviště Troubsko

Varianta založení porostu	hloubka (m)	roky			
		1997	1998	1999	2000
		% hmot.			
orba klasické setí	0 – 0,05	16,75	16,63	17,49	15,28
	0,05 – 0,10	20,35	18,31	18,90	16,95
	0,10 – 0,20	21,45	18,29	19,57	18,88
	0,20 – 0,30	23,16	18,67	20,18	20,37
	průměr	20,43	17,98	19,04	17,87
podmítka, setí exaktorem	0 – 0,05	18,41	17,63	18,10	17,14
	0,05 – 0,10	19,75	18,49	18,27	18,92
	0,10 – 0,20	20,88	19,04	18,67	19,47
	0,20 – 0,30	22,67	19,78	19,38	20,45
	průměr	20,43	18,74	18,61	19,00
podmítka, setí talířovým nářadím	0 – 0,05	19,60	17,62	18,86	15,91
	0,05 – 0,10	18,32	18,37	18,75	18,75
	0,10 – 0,20	20,46	18,84	18,76	19,77
	0,20 – 0,30	21,89	19,30	19,25	20,48
	průměr	20,07	18,53	18,91	18,73
bez zpracování, setí exaktorem	0 – 0,05	20,38	18,42	18,32	16,51
	0,05 – 0,10	17,33	18,94	18,41	18,04
	0,10 – 0,20	20,64	19,16	18,87	19,88
	0,20 – 0,30	21,40	19,01	19,37	20,45
	průměr	19,94	18,88	18,74	18,72
bez zpracování, setí talířovým nářadím	0 – 0,05	20,41	18,68	17,23	17,01
	0,05 – 0,10	18,19	19,80	18,35	18,19
	0,10 – 0,20	19,25	19,49	18,79	19,47
	0,20 – 0,30	20,96	19,70	19,55	20,06
	průměr	19,70	19,42	18,48	18,68

V roce 1997 byly nejvyšší průměrné hodnoty na variantě s mělkou orbou (var. 1) a podmínkou se setím exaktorem (var. 2) 20,43 % hmot. a nejnižší u varianty s přímým setím talířovým nářadím (var. 5), a sice 19,57 % hmot. V roce 1998 byly však průměrné hodnoty obsahu půdní vody nejvyšší u varianty 5 (19,42 % hmot.) a naopak nejnižší obsah byl zjištěn u varianty 1 (17,98 % hmot.). V roce 1999 byly průměrné hodnoty obsahu půdní vody vyrovnanější, nejvyšší byly naměřeny u varianty 1

(19,04 % hmot.) a nejnižší u varianty 5 (18,48 % hmot.). V roce 2000 byly hodnoty nejvyšší u varianty 2 (podmítka a setí exaktorem), a to 19,00 % hmot. a nejnižší u varianty 1 (orba), 17,87 % hmot. Porovnáním hodnot obsahu půdní vody ve svrchní vrstvě půdy do 0,10 m se spodní vrstvou půdy do 0,30 m bylo však zjištěno, že ve všech sledovaných letech (vyjma roku 1999, kdy byl v jarních měsících vyšší úhrn srážek) byly hodnoty ve svrchní vrstvě vyšší u variant s minimálním zpracováním půdy (var.2, 3) a u variant s přímým setím (var.4, 5) oproti variantě s orbou a klasickou přípravou a setím (var.1). U varianty orané nám uniká voda do spodnějších vrstev půdy a také je vystavena rychlejšímu výparu do ovzduší. Tato skutečnost je znázorněna v grafu 1.

Graf 1 Obsah půdní vody v odlišných vrstvách půdy při různém založení porostu řepky ozimé



Pšenice ozimá

Tab. 2 Obsah půdní vody u pšenice ozimé v jednotlivých letech stanoviště Troubsko

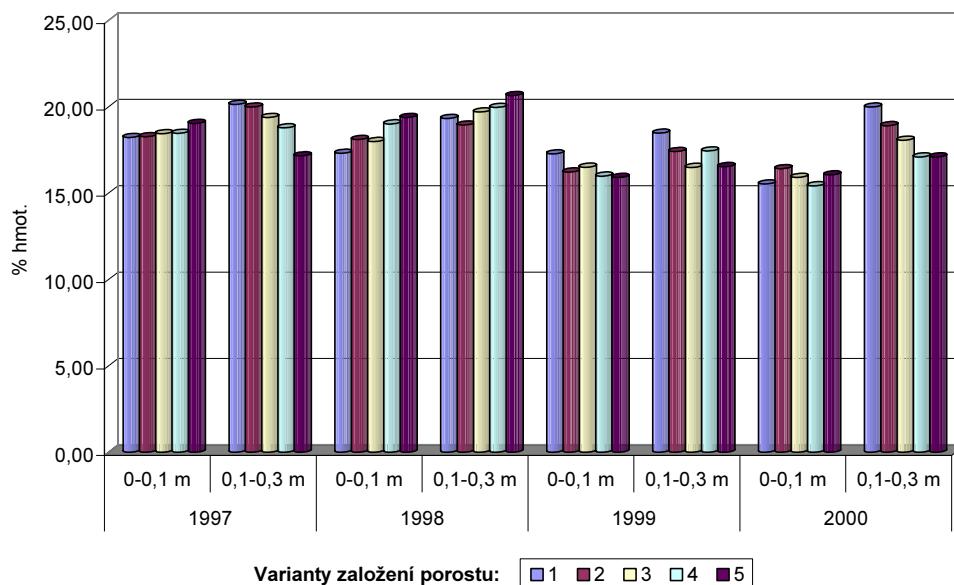
Varianta založení porostu	hloubka (m)	Roky			
		1997	1998	1999	2000
		% hmot.			
orba klasické setí	0 – 0,05	17,65	16,33	16,61	15,25
	0,05 – 0,10	18,79	18,28	17,94	15,80
	0,10 – 0,20	19,81	18,94	17,95	18,99
	0,20 – 0,30	20,45	19,70	18,98	20,97
	průměr	19,18	18,31	17,87	17,75
podmítka, setí exaktorem	0 – 0,05	18,67	17,33	15,61	15,66
	0,05 – 0,10	17,85	18,88	16,83	17,17
	0,10 – 0,20	19,80	18,55	17,33	18,17
	0,20 – 0,30	20,17	19,33	17,49	19,63
	průměr	19,12	18,52	16,82	17,66

Varianta založení porostu	hloubka (m)	Roky			
		1997	1998	1999	2000
		% hmot.			
podmítka, setí talířovým nářadím	0 – 0,05	19,77	17,59	16,49	14,74
	0,05 – 0,10	17,11	18,38	15,50	17,07
	0,10 – 0,20	19,16	19,67	16,75	17,53
	0,20 – 0,30	19,59	19,72	16,22	18,59
	průměr	18,91	18,84	16,24	16,98
bez zpracování, setí exaktorem	0 – 0,05	19,48	18,32	15,63	14,70
	0,05 – 0,10	17,44	19,69	16,33	16,14
	0,10 – 0,20	18,30	20,03	17,19	16,71
	0,20 – 0,30	19,26	19,89	17,69	17,47
	průměr	18,62	19,48	16,71	16,26
bez zpracování, setí talířovým nářadím	0 – 0,05	20,07	18,67	15,58	15,59
	0,05 – 0,10	18,00	20,08	16,24	16,51
	0,10 – 0,20	15,26	20,52	16,45	16,49
	0,20 – 0,30	19,06	20,78	16,61	17,69
	průměr	18,10	20,01	16,22	16,57

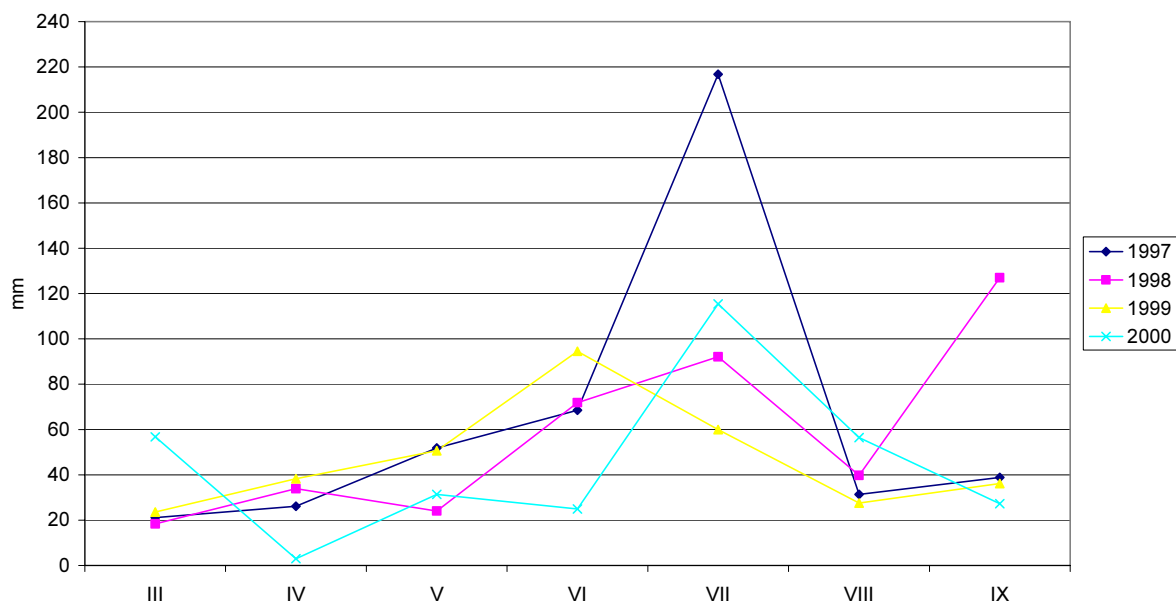
U této plodiny byly v průběhu všech čtyř let průměrné hodnoty obsahu půdní vody celkově nižší než u řepky, což bylo dáno vyšším odběrem půdní vody hustě zapojené pšenice. V roce 1997 byly nejvyšší průměrné hodnoty vlhkosti půdy u varianty 1 (orba) 19,17 % hmot. a nejnižší u varianty 5 (přímé setí) 18,10 % hmot. V roce 1998 tomu bylo naopak, stejně jako u řepky, nejvyšší vlhkost půdy byla naměřena u varianty 5 (20,01 % hmot.) a nejnižší u varianty 1 (18,31 % hmot.). V roce 1999 byly průměrné hodnoty obsahu půdní vody opět nejvyšší u varianty 1 (17,87 % hmot.) a nejnižší u varianty 5 (16,22 % hmot.) a v roce 2000 byly v průměru nejvyšší hodnoty u varianty 1 (17,75 % hmot.) a nejnižší u varianty 4 (16,26 % hmot.). Opět ale musíme konstatovat, že stejně jako u předešlé plodiny byly vyšší hodnoty obsahu půdní vody ve svrchní vrstvě půdy do 0,10 m u variant s minimálním zpracováním půdy a u variant s přímým setím oproti variantě orané s klasickou přípravou jak ukazuje graf 2.

Porovnáme-li výsledky s měsíčními úhrny srážek během vegetace (viz graf 3), kdy se obsah půdní vody sledoval, tak nám koreluje množství srážek s obsahem půdní vody podle přípravy půdy a setí. Z údajů vyplývá, že pokud byl rok srážkově vyšší, tak byl obsah půdní vody vyšší u varianty s orbou a pokud byl rok srážkově méně příznivý (suché jaro roku 1998), tak si více vody podržely varianty bez zpracování s přímým setím, ať už talířovým nářadím nebo exaktorem, případně varianty s minimálním zpracováním půdy (podmítka). Projevila se zde lepší vododržnost u utuženějších variant. Půdní vlhkost byla tedy ovlivněna jak zpracováním půdy tak i ročníkem, a to interakcí zpracování x ročník.

Graf 2 Obsah půdní vody v odlišných vrstvách půdy při různém založení porostu pšenice ozimé



Graf 3 Měsíční úhrny srážek během vegetace Troubsko 1997-2000



Diskuse

Vodní režim půdy řadíme mezi nejvýznamnější půdní režimy, který nám významnou měrou ovlivňuje půdotvorný proces a produkční schopnost půd. Představuje nám také veškeré změny v kořenové zóně rostlin za daný časový úsek. Základním prvkem vodního režimu půdy je režim vlhkosti, což je souhrn přírůstků a úbytků obsahu vody v půdě za sledovaný rok nebo vegetační období. Kvalitativní

stránku vodního režimu charakterizuje jeho klasifikace rozdělená podle kritérií hodnocení na hydrologickou a ekologickou.

Hydrologická klasifikace vodního režimu je podle Rodeho (1956) založená na intenzitě a převládajícím směru pohybu vody v půdním profilu poskytující poměrně málo agronomicky využitelných informací. Umožňuje posuzovat vyplavování rozpustných látek, především živin, ale neposkytuje informace o skutečné vlhkosti půdy, o její dynamice a zásobách. Tyto nedostatky odstraňuje ekologická klasifikace vlhkostního režimu, která podle Kutílka (1978) udává stupeň vlhkosti ve vrchní (0 – 0,3 m) a spodní (0,3 – 1,0 m) vrstvě půdního profilu, dále délku trvání jednotlivých intervalů vlhkosti a stratifikaci vlhkosti.

Zpracováním půdy lze výrazně zlepšit vodní režim půdy nebo naopak zvýšit ztráty vody z půdy. Schopnost půdy vodu přijímat a udržovat nám určuje další z důležitých charakteristik fyzikálních vlastností půdy, a sice její maximální vodní kapacita. Úprava vodního režimu půdy je proto jedním z podstatných úkolů obdělávání půdy (kvalita obdělávání, omezení výparu z povrchu půdy a pod.). Se zjištěným úbytkem vody v orničním horizontu je třeba kalkulovat při volbě technologií zpracování půdy, zejména v období, kdy zásoba vody klesá pod bod snížené dostupnosti (Pokorný a kol., 1994). Podle Kováče a kol. (1999) byla půdní vlhkost nejvíce ovlivněna zpracováním půdy a vlivem ročníku. Výsledky jsou shodné s poznatkami, které publikoval Suškevič, Odložilík (1986), Marko a kol. (1995) a dalšími.

Závěr

Závěrem můžeme konstatovat, že udržení obsahu půdní vody závisí na zpracování půdy a setí, tedy na způsobu založení porostu. Průměrné hodnoty obsahu půdní vody jsou sice vyšší u varianty orané, ale na úkor úniku půdní vody do hlubších vrstev půdy. Pro založení porostu je však důležitá voda ve svrchní vrstvě půdy, což nám zaručuje pouze mělké zpracování půdy nebo přímé setí bez přerušení kapilarity a s nižším výparem vody. Podle sledování průměrných ročních úhrnů srážek a teplot dochází ke snižování množství srážek a ke zvyšování teplot, takže varianty ponechané bez zpracování půdy s přímým setím by měly zajistit příznivější vláhové poměry v půdě než varianty orané. Protože na vodě v půdě závisí zásobenost rostlin živinami, je třeba zvážit jakou technologii zpracování půdy zvolit v dané agroekologické oblasti.

Literatura

- KOVÁČ K., ŽÁK Š., 1999: Vplyv rôznych spôsobov obrábania pôdy na jej fyzikálne a hydrofyzikálne vlastnosti. Rostlinná výroba, 45 (8): 359 – 364.
- KUTÍLEK M., 1978: Vodohospodářská pedologie. 2.vyd., Praha, 295 s.
- MARKO F., KOVÁČ K. a kol., 1995: Rozširovanie pestovania obilnín a olejnin bezorebnou technológiou. Záverečná zpráva. Piešťany, VÚRV, 34 s.
- POKORNÝ E., STRÁLKOVÁ R., PODEŠVOVÁ J., 1994: Trend obsahu vody v ornicích zemědělských půd okresu Kroměříž. Obilnářské listy č. 6.
- RODE A.A., 1956: Vodní režim půd a jeho typy. Počvodenije, č. 4, s. 1 – 23.
- SUŠKEVIČ M., ODLOŽILÍK S., 1986: Změny fyzikálních vlastností černozemní půdy vyvolané systémy zpracování půdy. Rostlinná výroba, 32 (11): 1131 – 1140.

Potenciálne environmentálne znaky pôd Borskej nížiny

Zoltán BEDRNA

Ústav krajinnej ekológie SAV Štefánikova 3 Bratislava

Abstrakt

Pôda má obyčajne nízku schopnosť stlačiť sa a obsiahnuť vodu, keď jej zraniteľnosť veternou eróziou je vysoká. Na danom území prevládajú pôdy so silnou potenciálnou aciditou a alkalinitou, keď potenciálna toxikovateľnosť riskovými prvkami je podporovaná práve vysokou kyslosťou a potenciálne vylúhovanie je podporované silnou priepustnosťou. Biologicky majú tieto pôdy silnú potenciálnu mineralizovateľnosť humusu a prevažne nízky potenciál akumulovať nitráty.

Kľúčové slová: pôda, potenciálne environmentálne znaky, Borská nížina

Abstract

Soil has prevalingly a low ability to pressing and watering, when potential ability to wind erosion is high. On this territory prevail soils with a strong potential acidity and alcalinity, when potential intoxicity by risk elements is supported by acidity and potential leaching is lightened by strong seepage. Biologically have these soils a strong potential mineralization of humus and prevalingly low potential accumulation of nitrates.

Key words: soil, potential environmental properties, Borska nížina lowland

Úvod

Environmentálne znaky vyjadrujú zmenu vlastností pôdy od priemerných pôvodných k nepriaznivým nevhodným a nekvalitným vo vzťahu k biote. Predstavujú negatívnu aberáciu pôdy. Environmentálnym znakom je nadmerné zhutnenie, zasolenie, okyslenie pôdy, ktoré sú výsledkom procesov zhutnenia, zasolenia, acidifikácie a pod. Potenciálne predpokladané znehodnotenie pôdy negatívnou antropickou činnosťou, alebo prírodnými procesmi vyjadrujeme znakmi: pedokompakčnosť, sekundárna zasoliteľnosť, acidifikovateľnosť a pod. (Bedrna, 2002a).

Na význam environmentálnych znakov pôd a hodnotenia ich odolnosti a náchylnosti k antropizácii upozornili Bedrna, Dlapa (1995). Poznáme vratné a nevratné environmentálne znaky pôd, ale tiež podľa ich charakteru prevažne fyzikálnej (kompakčnosť, zamokriteľnosť...), chemickej (zasoliteľnosť, acidifikačnosť...), alebo biologickej (infekčnosť, mineralizovateľnosť humusu...) povahy.

Pre Borskú nížinu sa zatiaľ spracovala infekčnosť a patogénnosť pôdy (Bedrna, 2002b). Cieľom tohoto príspevku je poukázať na charakter väčšiny ďalších potenciálnych environmentálnych znakov pôd Borskej nížiny a slovenskej časti Dolnomoravského úvalu.

Práca sa urobila v rámci GP 2/2006/22.

Materiál a metódy

Pre vypracovanie série máp (celkove 10) potenciálnych environmentálnych znakov pôd Borskej nížiny a slovenskej časti Dolnomoravského úvalu v M = 1:400 000 sme použili publikovanú pôdnu mapu Slovenska v M = 1:400 000 (Hraško a kol., 1993), mapu pôdných druhov v M = 1:500 000 z Atlasu SR (Mazúr a kol., 1980) a vlastné poznatky z terénu. Pre trojstupňovú kategorizá-

ciu (slabý, stredný, silný, alebo nízky, stredný, vysoký) sme použili tabuľky (Bedrna, 2002a) zatriedenia jednotlivých typov, subtypov a druhov pôd do príslušnej kategórie. V texte opisujeme rozšírenie kategórií, ich príslušnosť k jednotlivým pôdam a význam pre využívanie a ochranu krajiny. Ako príklad sú k práci priložené dve mapy vybraných fyzikálnych (kompakčnosť, zavodniteľnosť) a biologických (mineralizovateľnosť humusu, akumulácia dusičnanov) potenciálnych environmentálnych znakov pôd Borskej nížiny a slovenskej časti Dolnomoravského úvalu.

Výsledky a diskusia

Fyzikálne potenciálne environmentálne znaky

Prehľadnú mapu pedokompakčnosti pôd Slovenska zostavil Džadoň (1998). Podľa tejto mapy má slabú pedokompakčnosť (vysokú odolnosť proti utláčaniu) prevážna časť Záhorskej nížiny s pôdami typu regozem, fluvizem, kambizem a podzol vytvorených z aluviálnych a eolických nekarbonátových pieskov. Podľa nami zostavenej podrobnejšej mapy majú strednú pedokompakčnosť hlinité čierne, kambizeme, fluvizeme a ojedinele sa vyskytujúce luvizeme. Silnou pedokompakčnosťou sa prezentujú druhovo ťažšie zamokrené pôdy typu fluvizem a čiernica glejová, ako aj glej modálny a močiarny. Plošne sú najviac rozšírené pôdy s nízkou pedokompakčnosťou (70,4 %), menej so strednou (21,6 %) a zanedbateľne (8,0 %) s vysokou pedokompakčnosťou.

Zavodniteľnosť je schopnosť pôdy a podloží hornín nevrátne udržať vodu bez veľkých strát priesakom a vyparovaním. V záujmovom území majú najväčšiu zavodniteľnosť druhovo ťažké pôdy a tenké vrstvy pieskov, pod ktorými sú vrstvy ílovitej horniny (neogénny íl). Stredne zavodniteľné pôdy majú hlinité polopriepustné podložie. Hydrogeologicky priepustné a teda s nízkou zavodniteľnosťou sú pôdy s piesočnatým podložím, alebo pôdy na zvetralinách pevných hornín s vysokou puklinovou priesakovosťou. Zo zostavenej mapy zavodniteľnosti vyplýva, že z celkovej plochy záujmového územia má zavodniteľnosť nízku 47,3 %, strednú 28,9 % a vysokú 23,8 % všetkých pôd.

Veterná erózia má veľký priestor (77,0 % územia) k jej potenciálnej účinnosti, ale len v prípade odlesnenej plochy a ornej pôdy bez porastu. Zrnitostne ílovitejšie, humóznejšie a zamokrené pôdy, ktorých je asi 23,0 % trpia veternou eróziou iba sporadicky, alebo táto sa na nich vôbec neprejavuje. Potenciálna vodná erózia má miesto iba na 1 % pôd a to ojedinelých deluviálnych kužeľoch v Podmalokarpatskej zníženine.

Chemické potenciálne environmentálne znaky

Jedným z najviac opísaných potenciálnych environmentálnych znakov v domácej a zahraničnej literatúre je acidifikačnosť pôdy. Opisuje sa ako odolnosť, náchylnosť, citlivosť a dokonca aj ako zraniteľnosť pôdy acidifikáciou. Acidifikačnosť ako schopnosť pôdy k okysľovaniu závisí v značnej miere na pufrovacej schopnosti pôdy. Túto majú najvyššiu ílovité, humózne, zasolené a karbonátové pôdy, ktoré sa na Borskej nížine nenachádzajú. Patria k nim však aj silno kyslé podzoly, ktoré

nepodliehajú acidifikácii pre ich extrémnu kyslosť. Tieto pôdy na kremičitých pieskoch sa len sporadicky vyskytujú v Bore pod borovicovým porastom. Pre sústavné obnovovanie porastu (rubné obdobie je 80 rokov) len zriedkavo sa totižto vytvorí dobre vyvinutý podzol s extrémne kyslou reakciou, ktorý na to potrebuje asi 400 – 500 rokov (Bublinec, 1974), prípadne najmenej 230 rokov (Bublinec, 1994). Preto v záujmovom území dominujú pôdy so silnou acidifikačnosťou (78,7 %) a len s menšími lokalitami slabej acidifikačnosti. Zvyšok (21,3 %) sú pôdy so strednou schopnosťou k okysleniu.

Alkalizačnosť pôdy je obdobná ako acidifikovateľnosť, keď najvyššiu neschopnosť odolávať alkalizácii majú taktiež silno kyslé, málo humózne piesočnaté pôdy Záhoria.

Intoxikačnosť pôdy anorganickými látkami a rizikovými prvkami vyjadriť len jednou kategorizáciou je pomerne odvážne a spravidla nedokonalé. Jednou z prvých kategorizácií pôd podľa afinity k rizikovým prvkom navrhli Facek a kol. (1986). V našej práci (Bedrna, 2002a) sme navrhli kategorizáciu pre dve skupiny rizikových chemických prvkov s ohľadom na ich mobilitu v závislosti na pH pôdy: a) kyslé Cd, Hg, Pb, Cr ... a b) zásadité As, Cu, Mo, Se ... Podľa týchto kategorizácií sú na Borskej nížine v rámci a) skupiny rozšírené pôdy so slabou 36,3 %, strednou 16,9 % a silnou 46,8 % intoxikačnosťou a v rámci b) skupiny so slabou 12,1 %, strednou 84,7 % a silnou iba 3,2 % intoxikačnosťou.

Zasoliteľnosť pôdy je v rámci Borskej nížiny jav ojedinelý. Jediný zdroj solí sú totižto každoročné záplavy recentnej nivy riekou Moravou. V mŕtvych ramenách tejto rieky (menej ako 1 % územia) sa vyparovaním vody zvyšuje koncentrácia solí, na ktorú reaguje rastlinstvo občasným výskytom halofitnej vegetácie. Na celej nížine, ani v hornine, ani v podzemnej vode nie je zvýšený obsah vo vode rozpustných solí a teda nehrozí sekundárne zasolenie pôd.

Vylúhovateľnosť pôdy je nevratný environmentálny znak, ktorý označuje nedostatok odolnosti voči vymývaniu vo vode rozpustných aj menej rozpustných (uhličitan) solí z pôdy. Veľmi silná je vo väčšine pôd územia (75,0 %), stredná len na 20,4 % a slabá iba ojedinele (4,1 %).

Biologické potenciálne environmentálne znaky

Mineralizovateľnosť humusu je v pôdach záujmového územia podporovaná dobrou prevzdušnosťou a teplou klímou. Preto silná mineralizovateľnosť obsiahla až 79,9 % z celkovej plochy územia. Stredná mineralizovateľnosť humusu sa vyskytuje iba sporadicky (20,1 %). Táto skutočnosť upozorňuje na nebezpečie veľkých strát organickej hmoty z pôdy pri holoruboch a rozorávaní lúk a pasienkov.

Akumulačnosť dusičnanov v pôde má nielen environmentálny, ale aj ekologický význam. Dusík je totižto základnou živinou pre rastliny. Nízkou akumulačnosťou dusičnanov majú na Borskej nížine kyslejšie lesné regozemné, kambizemné a podzolové pôdy, ako aj gleje alúvia Moravy (30,4 %). V obrábaných piesočnatých regozemiach a kambizemiach sa nitrifikáciou nahromadí v priebehu roka dostatok dusičnanov, ale tieto sa ľahko vyplavujú (stredná akumulácia na 22,3 % plochy). Vysokú schopnosť hromadiť dusičnany majú čierne a hlinité fluvizeme (47,3 %).

Záver

Pôdy Borskej nížiny a slovenskej časti Dolnomoravského úvalu majú prevažne nízku schopnosť k utláčaniu a zavodneniu, keď potenciálna schopnosť k veternej erózii je vysoká a vodnej erózii nepatrná. Na území dominujú pôdy so silnou acidifikačnosťou a alkalizačnosťou, keď intoxikačnosť rizikovými prvkami je podporovaná kyslosťou a vylúhovateľnosť uľahčená silnou priesakovosťou. Biologicky majú pôdy silnú mineralizovateľnosť humusu a prevažne vysokú a nízku akumuláciu dusičnanov.

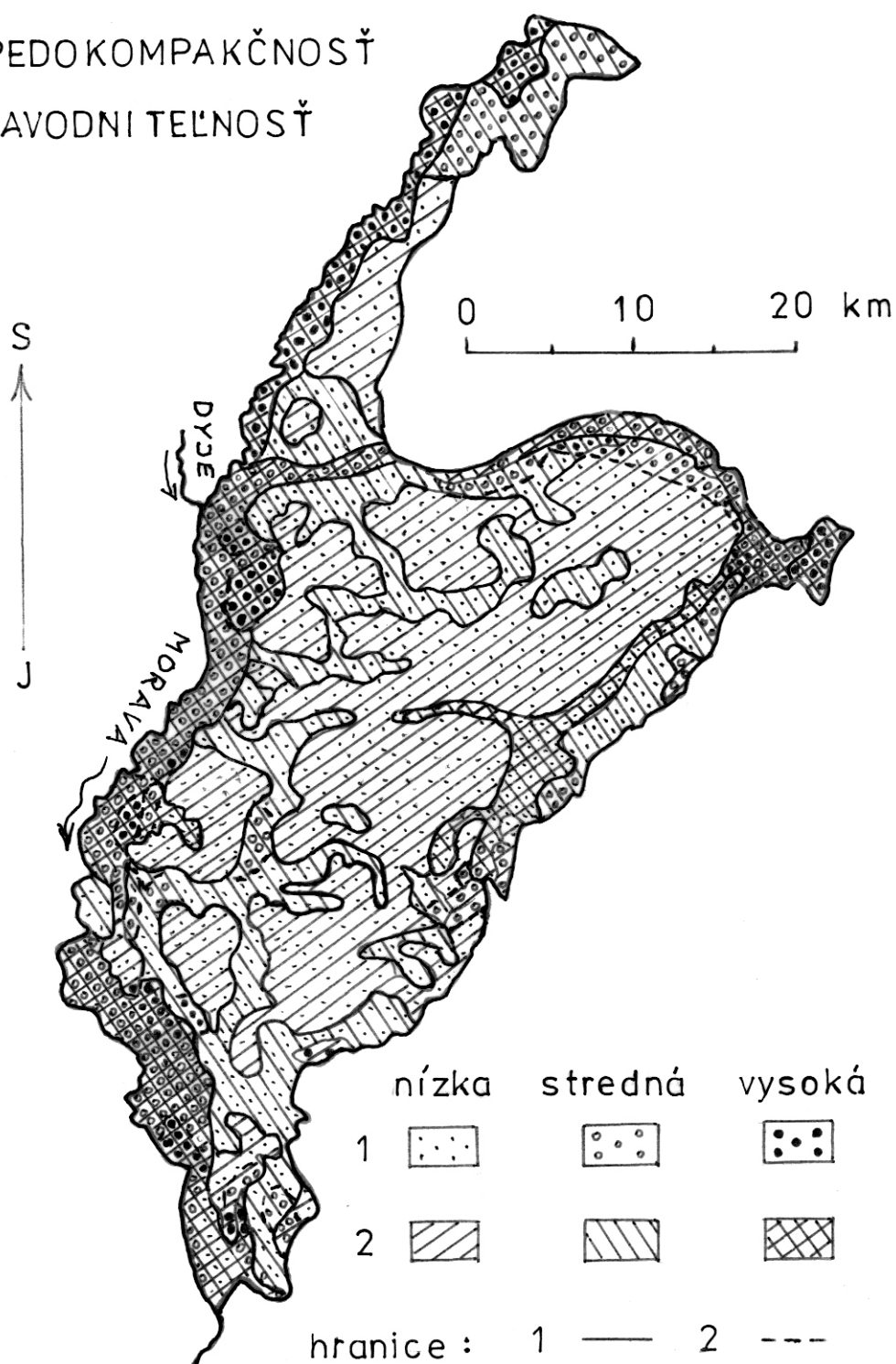
Literatúra

- Bedrna Z. (2002a): Environmentálne pôdoznanectvo. Veda SAV Bratislava (v tlači)
- Bedrna Z. (2002b): Infekčnosť a patogénnosť pôd. In: Život v pôde. ÚKE SAV Bratislava (v tlači).
- Bedrna Z. – Dlapa P. (1995): Environmental properties of soil. Acta Environmentalica Universitatis Comenianae (Bratislava) Vol. 4 – 5, pp. 99 – 102.
- Bublinec E. (1974): Podzolový pôdotvorný proces pod borovicovými porastami Záhoria. Náuka o Zemi VIII, Veda Vydavateľstvo SAV Bratislava, 124 s.
- Bublinec E. (1997): Rýchlosť procesu podzolizácie v stredoeuroeských podmienkach. In: Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach. Zvolen, s. 19 – 25.
- Džadoň D. (1998): Kompakcia pôd SR. In: Antropizácia pôd II. PRIF UK Bratislava s. 31 – 36.
- Facek Zb. a kol. (1986): Hygiena pôd. SZN Praha, 85 s.
- Hraško J. – Linkeš V. – Šály R. – Šurina B. (1993): Pôdna mapa Slovenska v M = 1:400 000, VÚPOP Bratislava
- Mazúr E. a kol. (1980): Atlas SR. Vyd. SAV, SÚGK Bratislava, 72 s.

Obr. 1. Pedokompakčnosť a zavodniteľnosť pôd Borskej nížiny

1. PEDOKOMPAKČNOSŤ

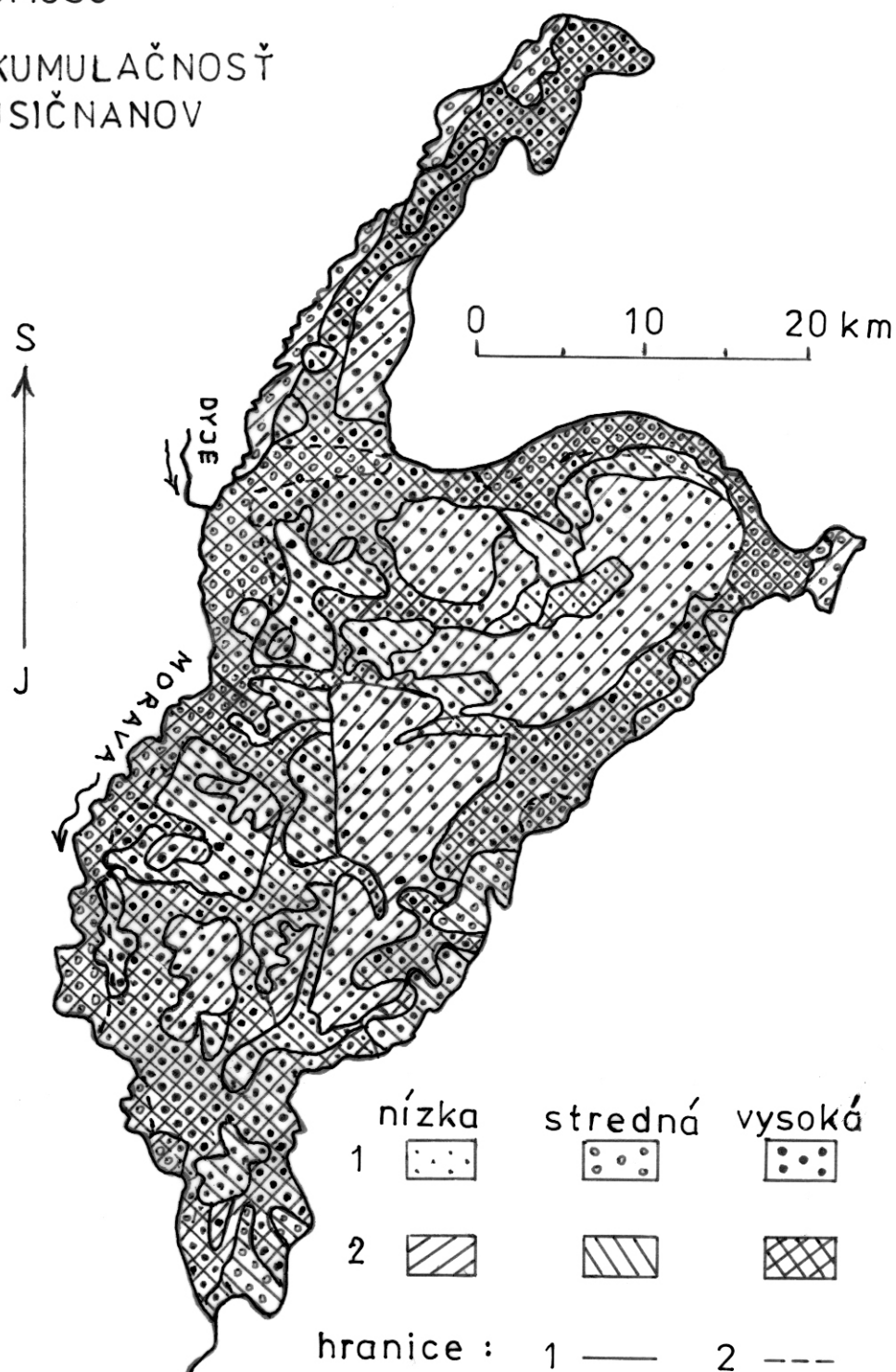
2. ZAVODNITEĽNOSŤ



Obr. 2. Mineralizovateľnosť humusu a akumulácia dusičnanov v pôdach Borskej nížiny

1. MINERALIZOVATEĽNOSŤ
HUMUSU

2. AKUMULAČNOSŤ
DUSIČNANOV



Visualizace proudění v neporušených půdních vzorcích

Milena CÍSLEROVÁ, Michal SNĚHOTA

ČVUT v Praze, Fakulta inženýrského stavitelství, Thákurova 7
166 29 Praha 6, Česká republika

Abstrakt

Pro dvě zrnitostně odlišné půdy, písčitou hlínu (KH) a jemný písek (HB), jsou porovnány CT snímky vodorovných řezů neporušených vzorků s odpovídajícími fotografickými snímky rozdělení barviva Brilliant Blue v těchto řezech. Barvivo bylo aplikováno v závěru infiltračních experimentů. Z porovnání je zřejmý zcela odlišný režim proudění v obou vzorcích. Zatímco v případě písčité hlíny zabarvená voda infiltrovala oblastmi tvořenými většími póry, u jemného písku docházelo k proudění výhradně v homogenních oblastech s nízkou lokální pórovitostí. Z hlediska možné aplikace simulačních modelů založených na Richardsově rovnici jde o závažná zjištění.

Klíčové slova: CT, Brilliant Blue, preferenční proudění, vizualizace, kambizem

Úvod

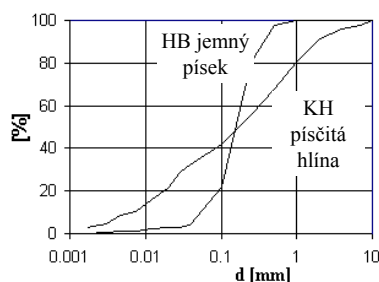
Výsledky aplikací moderních numerických simulačních modelů k výpočtu proudění a transportu rozpuštěných látek půdním profilem se v přírodních podmínkách často výrazně odlišují od měřených dat a neumožňují tak spolehlivou predikci potřebnou k řešení inženýrských úloh. Modely vycházejí z Richardsovy rovnice v kapacitním tvaru. Materiálové hydraulické charakteristiky, t.j. retenční čára a průběh hydraulické vodivosti jsou stanovené na půdních vzorcích určitého objemu. Proměnlivost hodnot naměřených na jednotlivých vzorcích se respektuje jako časová a prostorová variabilita hydraulických charakteristik, obvykle závislá na měřítku úlohy. Vedle takto chápané variability se v procesu proudění výrazně uplatňují jevy vznikající v měřítku menším než je objem neporušených vzorků, které se na naměřených hydraulických charakteristikách explicitně neprojevují. Týká se to především preferenčního proudění a nestability hydraulických vodivostí. Klasická teorie předpokládá při infiltraci postup pravidelného čela zvlhčení, průtočná plocha je dána vlhkostí, při plném nasycení se limitně blíží pórovitosti. Přítomnost vodivých preferenčních cest, reprezentovaných velkými póry, eventuálně dalšími většími otvory, např. po kořenech rostlin, může způsobit rychlé preferenční proudění v místech, kde lokálně převládá gravitační síly. Vzhledem k tomu, že průtočný profil odpovídající rychlému proudění je neznámý a představuje jenom zlomek celkové plochy, je skutečná rychlost proudění výrazně vyšší než měřené Darcyovské rychlosti. Její velikost je obtížně odhadnutelná. Důsledkem bývá překvapivě rychlý transport polutantů směrem k hladině podzemní vody. V posledních letech je celosvětově popisu těchto jevů věnována značná pozornost. V příspěvku je problém ilustrován pomocí vizualizace geometrie pórů a cest rychlého proudění v neporušených půdních vzorcích dvou odlišných půdních typů.

Materiál a metody

V České kotlině asi 65 % půd patří do skupiny kambizemí. Ve většině případů jde o hrubě písčité půdy vzniklé zvětřením krystalinického podloží, vyznačující se vysokou propustností. Na těch-

to půdách bylo ve všech případech detekováno preferenční proudění a v několika případech také nestabilita proudění (např. Císlerová et al., 1988, 1990; Císlerová et al., 2000; Tesař et al., 2001).

V lokalitě Korkusova Hut' (KH) v povodí Volyňky na Šumavě byl odebrán neporušený vzorek, z druhého horizontu (30 – 60 cm po povrchu) svahových půdních vrstev celkové tloušťky 1,2 m uložených na rulovém skalním podkladu. U druhého vzorku z jemného písku, odebraného v experimentálním povodí Hupselse Beek (HB), odpovídal charakter proudění u provedených infiltračně výtokových experimentů zcela teoretickým předpokladům (Císlerová et al., 1991). Tento vzorek byl odebrán jako referenční, pro srovnání vodního režimu obou půd. Rozdíl v zrnitostech obou půdních materiálů je zřejmý z obr. 1, zatímco hrubě písčité půda obsahuje zrna od jílových částic až po drobné kameny s poloměry zrn v širokém intervalu od 0,001 mm až do 1 cm, jemný písek je tvořen víceméně homogenními písčitými zrny s poloměry zrn v úzkém rozmezí od 0,1 do 0,2 mm. Základní parametry a fyzikální charakteristiky obou vzorků jsou uvedeny v tab. 1. Vzhledem k tomu, že zrnitostní rozbory nevypovídají málo o geometrii pórů, byly oba vzorky po přirozeném vysušení teplým vzduchem snímkovány pomocí tomografu Siemens Somatom 4 a snímky byly dále analyzovány.



Obr. 1 Zrnitostní čáry obou vzorků

Tabulka 1 Základní fyzikální charakteristiky obou vzorků

vzorek	průměr mm	výška mm	pórovitost	obj.hmotnost g/cm ³	objem cm ³	objem pórů cm ³
KH	200	250	0,446	1,24	7 013,80	3128,2
HB	103	120	0,398	1,25	999,8	397,9

K vizualizaci cest proudění byly vzorky v závěru experimentů prolity roztokem barvy Brilliant Blue a následně byly po odrénování roztoku po částech seříznuty ve vodorovných řezech kolmých na směr proudění. Byly pořízeny fotografické snímky každého řezu.

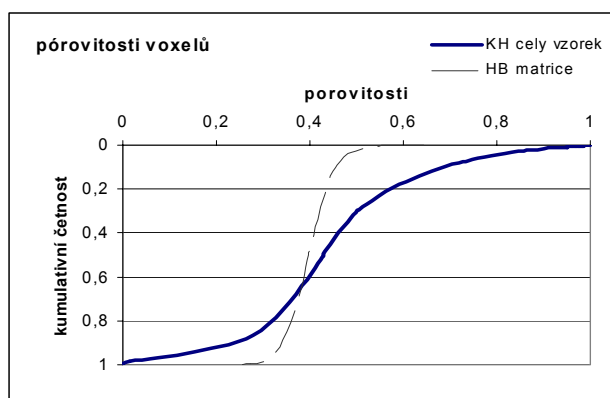
Výsledky a diskuse

Parametry 3D CT snímků obou vzorků jsou uvedeny v tab. 2. Numerické hodnoty Hounsfieldových jednotek (HU) jednotlivých voxelů získaných z CT snímků lze přímou lineární úměrou převést na objemové hmotnosti voxelů a na odpovídající pórovitosti jednotlivých voxelů. Kumulativní četnosti

pórovitostí voxelů vynesené na obr.2 mají pro jednotlivé půdy velmi podobný tvar jako zrnitostní čáry, v tomto případě však informace vychází z geometrie pórů přítomných ve vzorku (Císlarová et al., 2001) a je tedy relevantní z hlediska oblastí proudění. U jemného písku byly pórovitosti vyhodnoceny z krychle vyseknuté v hustší části vzorku, kde podle zachyceného barviva docházelo k proudění.

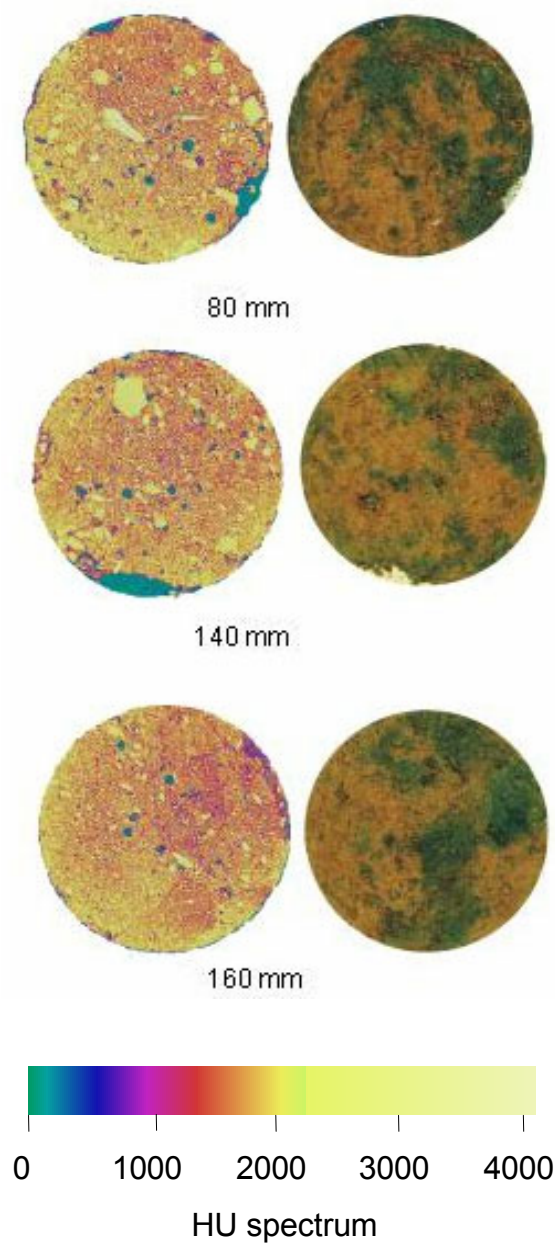
Tabulka 2 Parametry CT snímků obou vzorků

vzorek	velikost pixelu mm	tloušťka mm	krok mm	počet voxelů
KH	0.400 x 0.400	1	1	49 062 500
HB	0.234 x 0.234	1	1	5 985 800

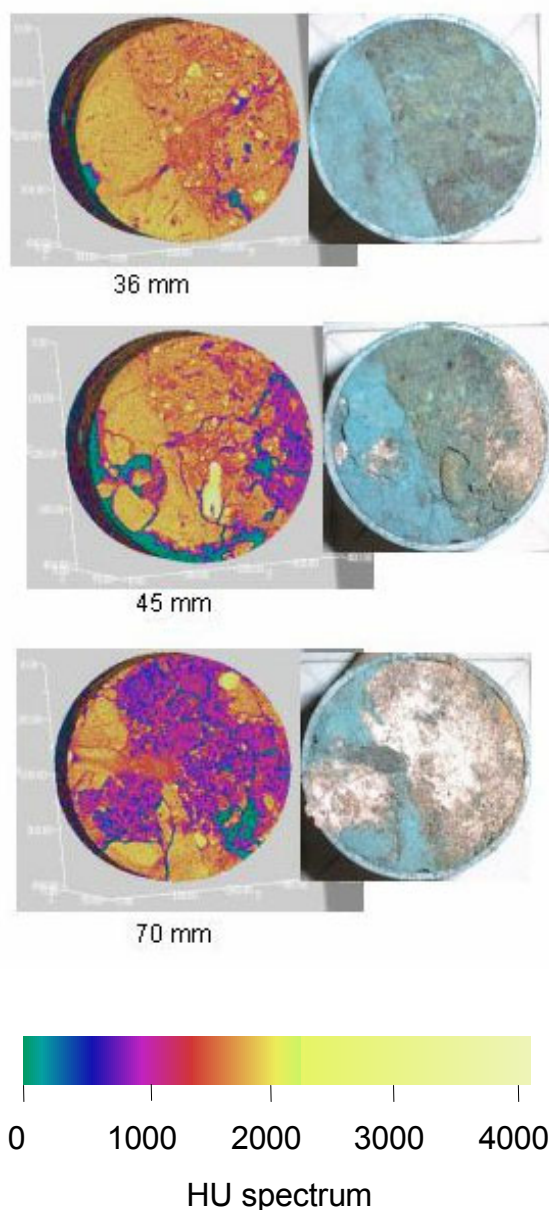


Obr. 2 Kumulativní četnosti pórovitostí jednotlivých voxelů

Na obr. 3 a 4 jsou pro jednotlivé půdní vzorky porovnány fotografie rozdělení barviva Brilliant Blue s odpovídajícími CT snímky. Zachycené barvivo v jednotlivých řezech označuje oblasti, ve kterých docházelo k proudění. Ani v jednom případě neproudilo barvivo celým profilem, režim proudění byl však v obou případech zcela odlišný. Ve vzorku KH písčité hlíny odpovídá rozložení barviva místům s menší hustotou HU, to znamená s větší voxelovou pórovitostí. Docházelo zde k preferenčnímu proudění většími póry. Ve vzorku HB jemného písku naopak proudila obarvená voda místy s menší voxelovou pórovitostí, charakterisující malé póry, a do oblastí s většími póry se barvivo nedostalo. Zatímco u KH vzorku bylo při infiltračně výtokových experimentech detekováno preferenční proudění, u HB vzorku přes nerovnoměrné rozložení barviva odpovídalo proudění klasickému popisu.



Obr. 3 CT snímky (vlevo) vodorovných řezů z 80, 140 a 160 mm pod povrchem válce, odpovídajících řezům s vyfotografovaným rozdělením Brilliant Blue barviva (vpravo) jsou porovnány pro vzorek KH (písčitá hlína). Barevné spektrum CT snímků, vyjadřující velikost Hounsfieldových jednotek změřených pro jednotlivé pixely, je ve všech případech stejné. Zachycené barvivo v jednotlivých řezech označuje oblasti, ve kterých docházelo proudění. U tohoto vzorku tyto oblasti odpovídají místům s menší hustotou HU, to znamená s větší voxelovou pórovitostí, charakterisující větší póry.



Obr. 4 Stejný obrázek jako obr. 3 vynesení pro vzorek HB jemného písku pro řezy 36, 45 a 70 mm pod povrchem válce. Ani u tohoto referenčního materiálu neproudilo barvivo celým profilem. V tomto případě však oblasti, ve kterých docházelo k proudění korespondují s místy s menší hustotou HU, to znamená s menší voxelovou pórovitostí, charakterisující malé póry. Do oblastí s většími póry se barvivo nedostalo.

Oba příklady jsou součástí rozsáhlejšího výzkumu, vodní režimy obou půd byly dále systematicky zkoumány pomocí infiltračně odtokových experimentů (Sněhota et al., 2002) a pomocí nukleární magnetické resonance (Císlarová et al., 2001, 2002). Ukazuje se, že u půdy s širokým zrnitostním rozdělením je v tomto případě důvodem nepravidelností převažující rychlé gravitační proudění většími póry, ostře kontrastující s pomalejším prouděním v malých pórech. Malé póry by se teoreticky měly plnit jako první, ale vzhledem k tomu, že rychlosti proudění v těchto pórech jsou o mnoho řádů nižší, v krátkém časovém měřítku nemají možnost se do proudění zapojit. Teprve po dlouhodobější redistribuci dochází k zapojení těchto pórů a k zpětnému ovlivnění množství (objemu) vody proudící velkými

póry (Císlarová et al., 2002). Tento efekt je jedním z důvodů zjištěné nestability proudění. U jemného písku naopak při proudění dominují síly kapilární. Gravitační drenážní proudění u tohoto vzorku nebylo vůbec zaznamenáno. Díky nízké smáčivosti zůstávají velké póry suché, i miniaturní trhlinkové plochy uvnitř vzorku mohou fungovat jako hranice s nulovou rychlostí toku. V homogenní části vzorku proudění splňuje klasické předpoklady.

Závěr

Charakter proudění v půdních materiálech úzce souvisí se zrnitostí, která je určující pro formování geometrie pórů. Zkoumání vlivu geometrie pórů na pohyb vody půdním vzorkem může poskytnout důležité informace ke stanovení realistických hydraulických charakteristik, případně k odhadu vlivu jednotlivých rychlých a pomalých domén proudění. Tyto údaje jsou nezbytné např. při stanovení hydraulických charakteristik pro simulační modely pracující na principu duální pórovitosti.

Poděkování

Výzkum je podporován z grantů GA AVČR A306 0001, VAV/510/1/99 a MSM 3402143. Účast na konferenci je hrazena z grantu Kontakt MŠMT AIP 99.

Literatura

- CÍSLEROVÁ M., J. ŠIMŮNEK, T. VOGEL, 1988: Changes of steady-state infiltration rates in recurrent ponding infiltration experiments. *Journal of Hydrology* 104, 1 – 16.
- CÍSLEROVÁ M., T. VOGEL, J. ŠIMŮNEK, 1990: The Infiltration-Outflow Experiment Used to Detect Flow Deviations. In: ROTH K., H. FLÜHLER, W.A. JURY, J.C. PARKER (Eds.). *Field-Scale Solute and Water Transport Through Soils*. Birkhauser Verlag, Basel, 109 – 117.
- CÍSLEROVÁ M., M. ŠANDA, T. VOGEL, 2000: Tvorba odtoku ze svahu v transektu Tomšovka, sborník *Hydrologické dny 2000*, Vol. II, pp. 265 – 272, CHMU Praha.
- CÍSLEROVÁ M., J. VOTRUBOVÁ, 2001: Visualisation of porosity distribution by CAT, specialní číslo *Journal of Hydrology*, přijato k publikaci.
- CÍSLEROVÁ M., T. VOGEL, J. VOTRUBOVÁ, A. ROBOVSKÁ, 2002: Searching Below Thresholds: Tracing the Origins of Preferential Flow Within Undisturbed Soil Samples, AGU, eds. D. SMILES, P. RAATS, A. WARRICK: *Heat and mass transfer in the natural environment: A tribute to J.R. PHILIP*, v tisku.
- SNĚHOTA M., M. CÍSLEROVÁ, A. ROBOVSKÁ, 2002: Automated set-up designed to measure hydraulic parameters in heterogeneous soil close to saturation, *J. Hydrol. Hydromech.*, v tisku.
- TESAŘ M., M. ŠÍR, O. SYROVÁTKA, J. PRAŽÁK, L. LICHNER, F. KUBÍK, 2001: Soil Water Regime in Head Water Regions – Observation, Assessment and Modelling, *J. Hydrol. Hydromech.*, 49 (6) 355 – 375.

Modelování pohybu kadmia ve strukturních půdách

Jaromír DUŠEK, Tomáš VOGEL

*České vysoké učení technické v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydrauliky a hydrologie,
Thákurova 6, 166 29, Praha 6, Česká republika*

Abstrakt

Modelem založeném na principu duální pórovitosti byl simulován rychlý přenos kadmia ve strukturní půdě po přívalové srážce. Model v sobě zahrnuje dvě domény: půdní matici (pomalá doména) a doménu preferenčních cest (rychlá doména). Adsorpce kadmia na pevnou fázi je uvažována lineární, avšak s odlišným distribučním koeficientem pro každou z obou domén. Tímto přístupem byl po skončení intenzivní srážky určen průnik kadmia až do hloubky 46 cm pod povrch, zatímco při použití klasického jednodoménového přístupu pouze do hloubky 3 cm.

Klíčové slova: preferenční proudění, pohyb kadmia, model duální pórovitosti

Úvod

V průběhu minulých let se zvýšil zájem o podpovrchovou migraci těžkých kovů, které se v důsledku lidské činnosti dostaly do půdy a následně pak ke zdrojům pitné vody. Proto se stává nenasycená zóna jedním z nejdůležitějších faktorů, který ovlivňuje budoucí vývoj pohybu těžkých kovů. Úspěšnost predikce pohybu znečištění kadmia, jednoho z představitelů skupiny těžkých kovů, závisí na adekvátním stanovení retence látky v pórovitém prostředí. Relativně vyšší distribuční koeficient adsorpce těžkých kovů může způsobit snadnější dosažitelnost polutantu rostlinami, které tak mohou extrahovat spolu s půdní vodou i v ní rozpuštěnou látku. Kovy se většinou vyskytují v nasycené či nenasycené zóně v nízkých koncentracích, mnohdy méně než 1 mg/l. To je však často více než maximální přípustná koncentrace (Šráček et al., 2000).

Dalším klíčovým úkolem je popis strukturovaného pórovitého prostředí. Tím je myšlena půda s existencí puklin, biopórů, makropórů nebo půdních agregátů. Průnik znečišťujících látek v tomto mediu bývá významně rychlejší než u půd s klasickým rovnoměrným pohybem znečištění, v důsledku čehož je zvýšena zranitelnost podzemní vody. Jedním z možných přístupů k predikci pohybu vody a v ní rozpuštěných látek je koncept duální pórovitosti, respektive duální permeability (Gerke, Van Genuchten, 1993). Tento přístup zahrnuje proudění vody a látek ve dvou navzájem komunikujících doménách: půdní matici a preferenční doméně a dovoluje tak lépe vystihnout měřené veličiny. Domény mají diametrálně odlišné hydraulické vlastnosti, takže proudění v jedné z nich (preferenční cesty) probíhá podstatně rychleji než ve druhé (půdní matrice). Předpokladem tohoto modelu je splnění podmínek pro richardsové proudění (např. obě domény jsou tvořeny výhradně kapilárami a režim proudění v pórech je laminární).

Model byl aplikován na experimentální plochu Macov v Podunajské nížině, intenzivně zemědělsky využívané oblasti s rozšířeným používáním umělých hnojiv s vysokým obsahem kadmia. Lichner (1998) detekoval během infiltračního experimentu přenos 40 % hmotnosti kadmia až do hloubky 25 cm v hlinitopísčité půdě a stopy kadmia byly objeveny až v hloubce 45 cm. Předpokládaný průnik kadmia však měl být podle klasické jednodoménové teorie pouze 0,06 cm. Autor se domnívá, že rychlý přenos

CdCl₂ byl způsoben prouděním v makropórech. Navíc zde mohlo dojít na nasorbování kadmia na jílové částice, které jsou v makropórech ve formě koloidů snadno mobilní.

Cílem tohoto příspěvku je: (1) modelování rychlého transportu kadmia strukturovanou půdou pomocí duální permeability, (2) analýza extrémní situace během přívalové srážky na průnik kadmia.

Materiál a metody

Řídící rovnice proudění vody

Použitý jednorozměrný model k řešení rychlého přenosu kadmia ve strukturované půdě je založen na přístupu publikovaném Gerkem a Van Genuchtenem (1993). S uvažáním svislé osy z , která směřuje vzhůru, můžeme pro každou doménu (preferenční cesty a půdní matrice) napsat Richardsovu rovnici:

$$\frac{\partial \theta_i}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K_i \left(\frac{\partial h_i}{\partial z} + 1 \right) \right) - \Gamma_{wi} \quad i = f, m \quad [1]$$

$$\Gamma_w = w_f \Gamma_{wf} = -w_m \Gamma_{wm} = \alpha_w (h_f - h_m) \quad [2]$$

kde index $i = m$ představuje doménu půdní matrice a $i = f$ označuje doménu preferenčních cest. K_i je nenasyčená hydraulická vodivost [L/T], která je závislá na tlakové výšce h_i [L]. Průběh funkcí $\theta(h)$ a $K(h)$ se liší v obou doménách. V rovnici (2) vystupuje přenosový člen, Γ_w , který zprostředkuje výměnu vody mezi doménami; ten je definován jako objem vody proudící z preferenční domény do domény matrice z celkového objemu za jednotku času [1/T]. w_m a w_f jsou objemové podíly půdní matrice a preferenční domény, s tím že platí $w_m + w_f = 1$. α_w je přenosový koeficient [L⁻¹T⁻¹]. Z rovnice (2) vyplývá, že intenzita výměny vody mezi doménami je úměrná rozdílu tlaků v obou systémech. Pro přenosový koeficient α_w Gerke a Van Genuchten (1993) odvodili:

$$\alpha_w = \gamma_w \frac{\beta}{a^2} K_a \quad [3]$$

kde a a β jsou charakteristická délka a bezrozměrný tvarový koeficient, charakterizující vnitřní strukturu pórovitého prostředí, K_a je hydraulická vodivost rozhraní mezi rychlou a pomalou doménou a γ_w je opravný faktor.

Pro vlhkosti jednotlivých domén platí:

$$\theta = w_f \theta_f + w_m \theta_m \quad [4]$$

kde θ je celková výsledná půdní vlhkost.

Získávání parametrů obou domén a určení přenosu mezi nimi zůstává stále podstatný problém (Durner, 1994; Zurmuhl, Durner, 1998). Nasycené vodivosti hlinité půdy v Macově obou domén byly určeny in-situ (Lichner et al., 2001).

Řídící rovnice pro transport látek

V prezentovaném modelu je použita advektivně disperzní rovnice pro obě domény:

$$\frac{\partial R_i \theta_i c_i}{\partial t} + \frac{\partial q_i c_i}{\partial z} - \frac{\partial}{\partial z} \left(\theta_i D_i \frac{\partial c_i}{\partial z} \right) = -\lambda_{wi} \theta_i c_i - \Gamma_{si} \quad i = f, m \quad [5]$$

kde c_i je koncentrace rozpuštěné látky [M/L³], ρ_i je objemová hmotnost pevné fáze [M/L³], D_i je koeficient hydrodynamické disperze [L²/T], q_i je objemový tok vody [L/T] a λ_{wi} je rozpadová konstanta prvního řádu [1/T]. Sorpce je v rovnici (5) uvažována pomocí retardačního faktoru R [-]:

$$R = 1 + \frac{\rho_i}{\theta_i} \frac{\partial S_i}{\partial c_i} \quad [6]$$

kde S_i je množství látky adsorbované na pórovité prostředí [M/M]. Při uvážení lineární izotermy lze psát:

$$S_i = K_{di} c_i \quad [7]$$

kde K_{di} je rozdělovací koeficient pro půdní matrici resp. preferenční doménu. Lineární izoterma má u predikce pohybu těžkých kovů pouze omezenou platnost, pro relativně větší koncentrace se používá izoterma Freundlichova.

Γ_s v rovnici (5) je přenosový člen zajišťující výměnu hmotnosti unášené látky mezi doménami. Ten je definován jako hmotnostní tok rozpuštěné látky, která je transportována z jedné domény do druhé z celkového jednotkového objemu:

$$\Gamma_s = w_f \Gamma_{sf} = -w_m \Gamma_{sm} = \Gamma_w c_i + \alpha_s (c_f - c_m) \quad [8]$$

kde c_i se rovná c_f nebo c_m podle toho, zda voda proudí z rychlé domény do pomalé nebo naopak. První člen na pravé straně rovnice (9) vyjadřuje advektivní složku výměny látky mezi doménami z důvodu rozdílných tlakových výšek, kdežto druhý člen pravé strany rovnice (9) zahrnuje difuzivní výměnu z důvodu rozdílných koncentrací v obou doménách. Pro α_s platí:

$$\alpha_s = \alpha_{ss} \frac{\theta_a}{\theta_{as}} \quad [9]$$

kde je α_{ss} přenosový koeficient při nasyceném rozhraní.

Koncentrace v obou doménách jsou spojeny vztahem:

$$\theta c = w_f \theta_f c_f + w_m \theta_m c_m \quad [10]$$

kde c je celková koncentrace.

Laboratorní stanovení adsorpce

Na půdu se lze dívat jako na směs různých částic, které dohromady tvoří chemicky heterogenní systém, který lze jen velmi těžko definovat. Proto je také popis adsorpce většinou založen na empirických nebo měřených vztazích. Sorpce těžkých kovů je složitý fyzikálně–chemický proces, který může být ovlivněn řadou dílčích procesů a faktorů jako např. vysrážení na uhlíčitým povrchu matrice (Dzombak, Morel, 1990), změna pH půdy (Kuo, 1990) nebo obsahu organických látek (Elliot et al., 1986). K predikci transportu těžkých kovů se všeobecně používá Freundlichova, Langmuirova nebo při nízkých koncentracích je oprávněné použití lineární izotermy.

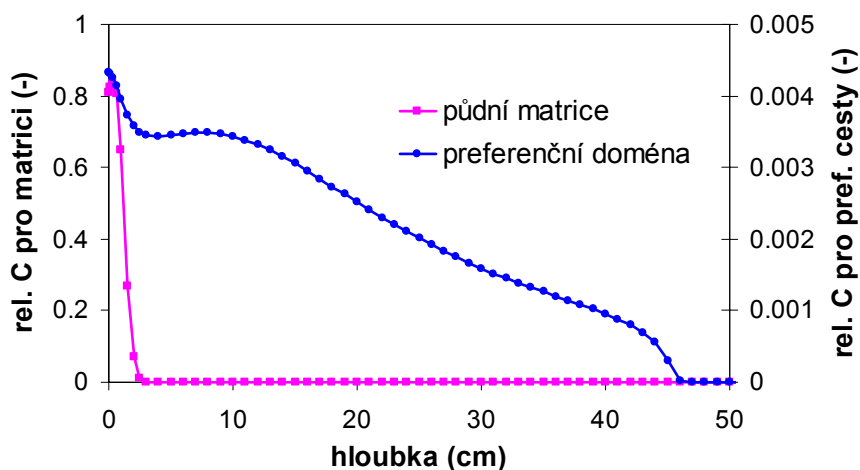
K určení distribučních koeficientů obou domén byla zvolena modifikovaná adsorpční zkouška (Lichner et al., 2002). V makropórech je vzájemné působení Cd a půdy velmi rychlé, v řádu několika minut; navíc lze zde očekávat zmenšený prostor sorpčních míst v porovnání s půdní matricí. Proto byl pro půdní matrici zvolen čas trvání adsorpce rovný 60 min a pro makropórovou doménu 1 min interakce. Distribuční koeficient K_d půdní matrice je tak 20-krát vyšší než u makropórů. Dalším možným scénářem šíření kontaminace je zvolit K_d makropórů roven nule, což znamená, že adsorpce probíhá pouze v půdní matrici a v preferenčních cestách tak dochází k rychlému přenosu kadmia bez adsorpce.

Výsledky a diskuse

Jednorozměrným dvoudoménoým modelem byl simulován přenos kadmia v hlinitoprachovém 1 m hlubokém půdním profilu (experimentální plocha Macov v Podunajské nížině). Okrajovou podmínku tvořila na povrchu podmínka toková, na spodním okraji je zavedena volná drenáž. Počáteční podmínka odpovídá téměř reziduálnímu rozložení vlhkosti v profilu. Takto zvolená podmínka reprezentuje delší bezdeštné období, po kterém následuje přívalová srážka, kdy během 4 hodin bylo zaznamenáno 138.6 mm srážkového úhrnu. Během této intenzivní srážky se iniciuje pohyb kadmia, které je o koncentraci 0.001 g/cm^3 umístěno do 1 cm svrchní vrstvy půdy.

Na obr. 1 je možno vidět výsledné relativní koncentrace v půdním profilu pro obě domény po přívalové srážce pro případ žádné sorpce v preferenční doméně. Kontaminant tak v rychlé doméně pronikl až do 46 cm, kdežto v doméně půdní matrice pouze do 3 cm pod povrch. Stopové koncentrace kadmia jsou hlouběji i v půdní matrici, což je způsobeno komunikací mezi oběma doménami.

Obr. 1 Výsledná relativní koncentrace v profilu po přívalové srážce



Závěr

Předběžné výsledky simulací představují nejméně příznovou situaci, která může při přenosu polutantu nastat: snadná dostupnost kadmia kořenovým systémem rostlin a na druhé straně relativně hluboký průnik těžkého kovu preferenčními cestami, který zvyšuje riziko kontaminace zdrojů pitné vody. Zajímavá je také shoda hloubky průniku kadmia s provedeným infiltračním experimentem (Lichner, 1998) na texturně podobné půdě. Z tohoto porovnání se lze domnívat na oprávněnost použití modelu, který zahrnuje preferenční složku proudění.

Uvedené výsledky představují první přípravnou fázi rozpracování studie. V letošním roce by měl být proveden infiltrační experiment v lokalitě Macov, který bude dále vyhodnocován a modelován dvoudoménovým přístupem.

Poděkování

Účast na konferenci je hrazena z grantu KONTAKT Ministerstva školství, mládeže a tělovýchovy # AIP 99. Tento výzkum je částečně podporován výzkumným záměrem ČVUT CEZ-J04/98 211100002.

Literatura

- DURNER W., 1994: Hydraulic conductivity estimation for soils with heterogeneous pore structure. *Water Resour. Res.*, 30: 211 – 223.
- DZOMBAK D.A., MOREL F.M.M., 1990: Surface complexation modeling. *Hydrous ferric oxide*. John Wiley & Sons, New York.
- ELLIOTT H.A., LIBERATI M.R., HUANG C.P., 1996: Competitive adsorption of heavy metals by soils. *J. Environ. Qual.*, 15: 214 – 219.
- GERKE H.H., M. T. van GENUCHTEN, 1993: A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resour. Res.*, 29: 305 – 319.
- KUO S., 1990: Cadmium Buffering Capacity and Accululation in Swiss Chard in Some Sludge-Amended Soils. *Soil Sci. Soc. Am J.*, 54: 86 – 91.
- LICHNER Ľ., 1998: Vplyv preferovaného prúdenia na prenos kadmia v hlinitej pôde. *J. Hydrol. Hydromech.*, 46: 207 – 217.
- LICHNER Ľ., HOUŠKOVÁ B., 2001: Časová variabilita hydraulickej vodivosti pôd s makropórmami. *Acta Hydrologica Slovaca*, 2: 1 – 8.
- LICHNER Ľ., ČIPÁKOVÁ A., 2002: Cadmium distribution coefficients for structured soil. *Rostl. Výr.*, 48: 96 – 100.
- ŠRÁČEK O., DATEL J., MLS J., 2000: Kontaminační hydrogeologie. Univerzita Karlova v Praze.
- ZURMUHL T., W. DURNER, 1998: Determination of parameters for bimodal hydraulic functions by inverse modeling. *Soil Sci. Soc. Am J.*, 62: 874 – 880.

Príspevok k odberom vzoriek pre mikrobiálne rozborý u lesných pôd

Erika GÖMÖRYOVÁ

*Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene,
T.G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen*

Abstrakt

V práci poukazujeme na niektoré problémy v súvislosti s odberom pôdných vzoriek pre stanovenie mikrobiologických charakteristík. Zároveň uvádzame výsledky zisťovania variability aktivity katalázy a respiračného efektu v 80-ročnom bukovom poraste. Odberalo sa 109 vzoriek zo zákopkov pravidelne rozmiestnených v štvorcovej sieti 10 x 10 m. Zistili sme vysoký variačný koeficient pri respiračnom efekte (39,99 %), podstatne nižší sa ukázal pri aktivite katalázy (19,1 %). V plošnom rozložení aktivity katalázy a respiračného efektu sa zatiaľ neodrazil vplyv rozmiestnenia stromov na ploche.

Kľúčové slová: odber pôdných vzoriek, priestorová variabilita, bukový porast, aktivita katalázy, respiračný efekt

Úvod

Význam mikroorganizmov z hľadiska pôdnej úrodnosti, ich úloha v rozklade organického materiálu, v kolobehu živín, a pod. je už dlhodobo známa, avšak v lesných porastoch ešte stále nie dostatočne preskúmaná. V čom spočíva tento nedostatok?

Jedným z problémov je zrejme aj odber vzoriek. Dosiaľ je veľmi málo literatúry o účelnom postupe pri odbere vzoriek pre mikrobiálne rozborý, najmä o potrebnom počte odobratých vzoriek, reprezentatívnych pre určitú plochu (Alef, 1991). Pokiaľ aj nejaké zmienky nájdeme, týkajú sa prevažne poľnohospodársky využívaných pôd. Lesné pôdy v porovnaní s pôdami poľnohospodárskymi sa však vyznačujú väčšou priestorovou variabilitou niektorých pôdných charakteristík. V lesných porastoch sa stromy nachádzajú na jednom mieste značnú dobu, veľkosť koruny stromov, jej tvar, druh dreviny, charakter kôry stromu a pod. podmieňujú rozdielny prísun zrážok, tepla, či svetla k povrchu pôdy a tým aj rozdiely niektorých pôdných vlastností už na pomerne malej ploche. Iná situácia je tiež v čistých porastoch, t.j. v porastoch jednej dreviny, s inou situáciou sa zase stretneme v zmiešaných porastoch. V poslednej dobe sa viac pozornosti začalo venovať najmä variabilite pôdných vlastností v bukových porastoch, pretože korunová stavba bukov usmerňuje časť zrážok tak, že stekajú po kmeni, pričom tento stok u buka predstavuje až 25 % zrážok voľnej plochy (Petrík, 1985). Voda, ktorá sa takýmto spôsobom dostane na povrch pôdy je obohatená o rozpustené i mechanicky strhnuté látky, ktoré boli na povrchu listov a na kôre a ovplyvňuje fyzikálno-chemické vlastnosti pôdy. V okolí kmeňa vo vzdialenosti niekoľko centimetrov až niekoľkých metrov začína pôsobiť erózia, pôda sa okysľuje, dochádza k morfológickým zmenám, mení sa objemová hmotnosť a distribúcia jednotlivých zrnitostných frakcií (Glatzel et al., 1985; Schulte et al., 1987).

Porovnávanie výsledkov u lesných pôd a ich interpretáciu sťažuje práve značná priestorová a časová variabilita niektorých charakteristík. Údaje o variabilite mikrobiálnych pomerov v lesných

pôdach však úplne absentujú. Pritom jej poznanie by v značnej miere prispelo aj k upresneniu metodiky odberu pôdných vzoriek pre analýzy, pretože poznaním variability konkrétnej charakteristiky môžeme odhadnúť potrebný počet odobraných vzoriek, reprezentatívnych pre určitú plochu.

Okrem priestorovej variability je pri mikrobiálnych populáciách potrebné uvažovať aj s ich dynamikou v čase. Aktivita mikroorganizmov a ich biomasa v priebehu roka podliehajú zmenám v dôsledku vývoja a rastu vegetácie, či vplyvom počasia. Preto sú jednotlivé výsledky porovnateľné len vtedy, keď boli vzorky odobraté za podobných podmienok a v rovnakom ročnom období. Aby sme si mohli charakterizovať pôdu po mikrobiálnej stránke a viaceré pôdy navzájom porovnávať, je podľa Alefa (1991) potrebné zachytiť ich dynamiku aj v priebehu roka, odobrať vzorky aspoň štyrikrát vo vegetačnom období, dvakrát v období vegetačného kľudu a k porovnávaniu použiť až priemer za daný rok. Ak však nie je možné robiť odbery v priebehu celého roka, doporučuje autor odber v skorom jarnom období, avšak pre stanovenie ATP až koniec leta, resp. začiatok jesene. Naproti tomu Müllebner (1984) uvádza, že variabilita enzýmov v priebehu roka v rámci jednej plochy je pomerne malá.

Jednotlivé mikrobiologické charakteristiky sa tiež nevyznačujú rovnakou dynamikou v priebehu roka, ani rovnakou priestorovou variabilitou – Fry (1993) uvádza, že aktivita enzýmov je v priebehu roka stabilnejšia ako počet či biomasa mikroorganizmov, a pokiaľ ide o priestorovú variabilitu – aktivita fosfatázy kolíše viac ako napr. aktivita proteázy, čiže v prvom prípade je potrebné odobrať viac vzoriek ako v prípade druhom.

Cieľom predkladanej práce bolo zistiť, ako kolíšu hodnoty aktivity katalázy a respiračného efektu v bukovom poraste a či existuje pri nich nejaká súvislosť s rozmiestnením stromov na ploche, prípadne, či je možné na základe získaných výsledkov stanoviť optimálny počet odobratých vzoriek.

Materiál a metódy

Variabilita niektorých mikrobiologických charakteristík sa zisťovala v 80-ročnom bukovom poraste č. 334. Tento porast organizačne patrí do LHC TU Zvolen, polesie Kováčová. Nadmorská výška je 530 m, expozícia JJZ, sklon svahu 5° (vrcholová plošina). Bukový porast má zakmenenie 0,8. Pôdu reprezentuje kambizem andozemná.

Odbery vzoriek sme uskutočnili začiatkom apríla 2002. Teplota pôdy v hĺbke 5 cm v čase odberu vzoriek bola 5,4 °C, bukový porast bol ešte neolistený a povrchový bylinný kryt, ktorý predstavovalo najmä zmladenie lipy, bol tiež bez olistenia (skorý jarný aspekt).

Pôdne vzorky sme odobrali z humusového horizontu (hĺbka 2 – 8 cm) zo zákopkov, rozmiestnených pravidelne vo vzdialenosti 1 m v štvorcovej sieti 10 × 10 m. Spolu sme odobrali 109 vzoriek. 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 kri-

gingu. Pre obe mikrobiologické charakteristiky bol použitý exponenciálny model semivariogramu. Pre konštrukciu semivariogramu a krigingový odhad bol použitý program GeoEAS.

Výsledky a diskusia

V tab. 1 uvádzame základné štatistické charakteristiky pre vlhkosť pôdy, aktivitu katalázy a respiračný efekt. Z tabuľky je zrejmé, že na skúmanej ploche najviac kolísali hodnoty respiračného efektu – variačný koeficient tu predstavuje až 40 %, čo je veľmi vysoká hodnota, zatiaľčo pri aktivite katalázy je tento koeficient predsa len nižší – 19 %, podobne aj pri vlhkosti pôdy. Z literatúry je známe (Alef, 1991), že aktivita katalázy je veľmi stabilná, zatiaľ čo respiračný efekt je silne ovplyvnený vlhkosťou pôdy, jej teplotou, konzistenciou, a veľmi silne stimulovaný prítomnosťou niektorých organických látok (glukózy, aminokyselín, celulózy). Napriek tomu tieto vysoké variačné koeficienty sú dosť prekvapujúce vzhľadom na to, že niektorí autori uvádzajú pre skoré jarné obdobie práve nižšiu variabilitu mikrobiologických charakteristík počas vegetačného obdobia (Fry, 1993).

Na základe variability výberového súboru môžeme určiť jednu z veľmi dôležitých úloh pri plánovaní výberového získavania údajov a to určenie minimálneho rozsahu výberu, ktorý s P % spoľahlivosťou zaručuje odhad hľadaného parametra základného súboru s požadovanou presnosťou. Ako vidieť z uvedených údajov, variabilita daných charakteristík je už na pomerne malej ploche (100 m²) značne vysoká. Odber 109 vzoriek znamená určenie aktivity katalázy s relatívnou chybou 3,6 % pri 95 % intervale spoľahlivosti (tab. 2), pri respiračnom efekte s chybou až 7,5 %. Pri zredukovaní počtu odberných miest na štvrtinu, by sa relatívne chyby zvýšili na 7,5 % a 15,7 %. Treba si však uvedomiť, že s rastúcim počtom vzoriek (N) síce klesá chyba odhadu (Δx %), avšak N rastie so štvorcom chyby odhadu. Preto prípustnú chybu (požadovanú presnosť) výberu treba zvažovať aj z hľadiska hospodár-

Tab. 1 Základné štatistické charakteristiky pre vlhkosť pôdy, aktivitu katalázy a respiračný efekt

	N	x	s _x	s _x %	x _{min}	x _{max}
Vm (% hmotn.)	109	44,29	7,61	17,20 %	31,59	70,30
Ak (mlO ₂ /10 min.)	109	101,82	19,45	19,10 %	37,83	153,53
Re (μgCO ₂ /24 hod.)	109	70,61	28,24	39,99 %	12,00	159,80

Vysvetlivky: N – počet vzoriek, x – aritmetický priemer, s_x – smerodajná odchýlka,
s_x % – variačný koeficient, x_{min}, x_{max} – minimálna a maximálna hodnota

Tab. 2 Prípustná relatívna chyba vo vzťahu k rozsahu výberu

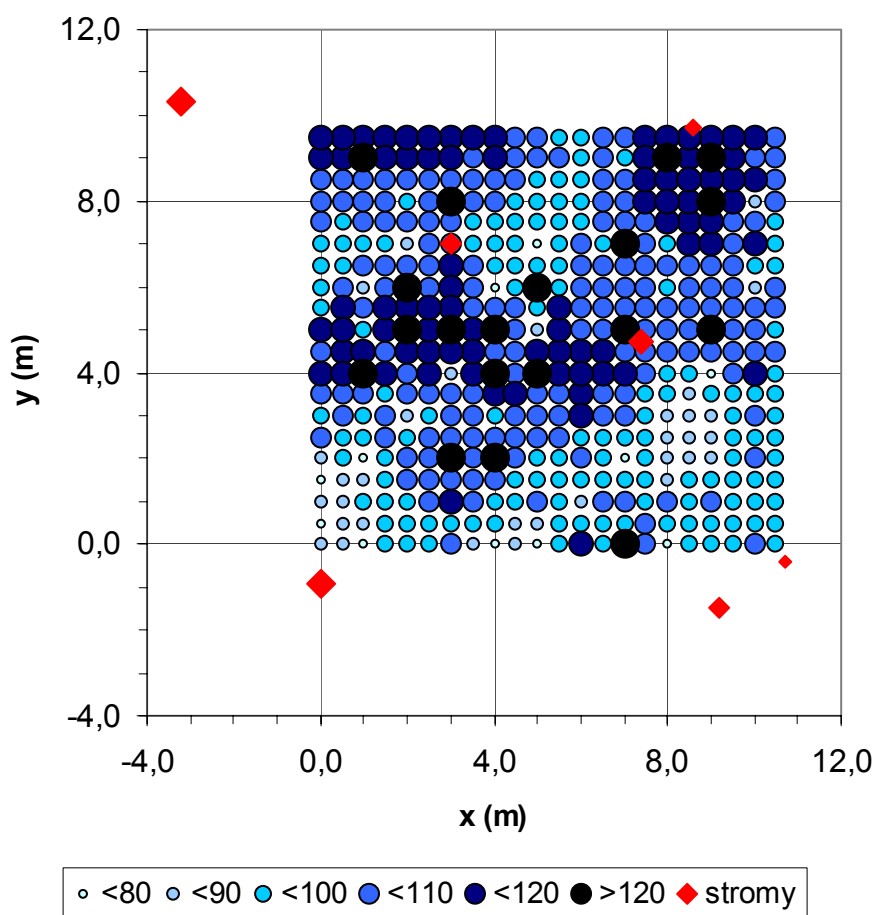
Aktivita katalázy					
s _x %	19,10				
N	10	25	50	109	150
Δx %	11,7	7,5	5,3	3,6	3,1
Respiračný efekt					
s _x %	39,99				
N	10	25	50	109	150
Δx %	24,5	15,6	11,0	7,5	6,4

Vysvetlivky: s_x % – variačný koeficient, N – počet vzoriek, Δx % – relatívna chyba

nosti výberového zisťovania. Aj z tabuľky je zrejmé, že pri kataláze by už väčší odber vzoriek ($N = 150$) nevedol k omnoho vyššej presnosti určenia danej charakteristiky.

Fjodorov (1953) doporučuje na ploche 1 ha odobrať asi 500 vzoriek z rôznych miest, rozložených v radách alebo v uhlopriečkach, celkove odobrať asi 5 – 10 kg vzorky a z nej vybrať 500 g priemernú reprezentatívnu vzorku. Kopčanová et al., (1983) uvádza iba všeobecne – podľa druhu substrátu a veľkosti plochy stanoviť systém odberu vzoriek tak, aby reprezentovali celú vyšetrovanú plochu a podľa rozsahu a cieľa rozboru stanoviť veľkosť odoberanej vzorky, hĺbku odberu a časové intervaly.

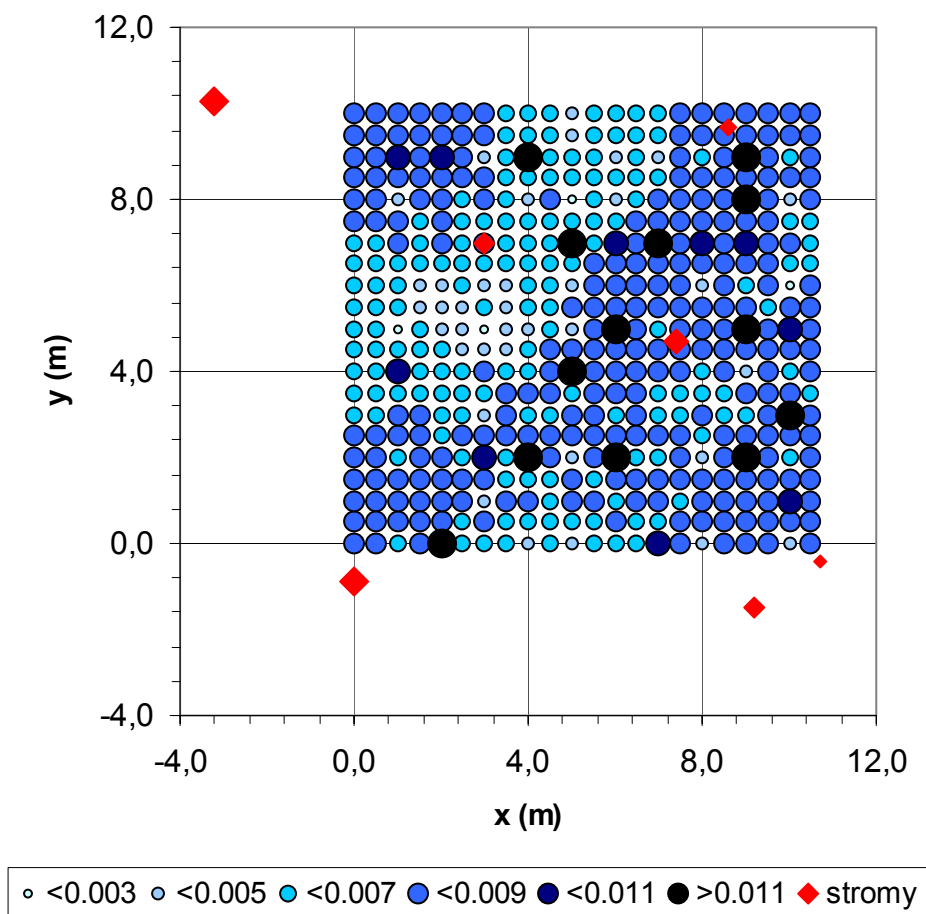
Öhlinger et al., (1986) zisťoval aktivitu proteázy a fosfatázy na poľnohospodárky využívannej pôde a na lúke (1 ha plochy). Podľa jeho zistení pri ornici odber 10 vzoriek na 1 ha s 2 opakovaniami dával výsledky pri aktivite proteázy s presnosťou $\pm 20\%$ od priemeru, pri lúkach vzorky z 5 odberných miest s 2 opakovaniami $\pm 10\%$ pri intervale spoľahlivosti 95 % (veľmi nízka variabilita).



Obr. 1 Krigingový odhad aktivity katalázy (ml O₂)

Naproti tomu variabilita pri aktivite fosfatázy bola značne vyššia – na lúkach odber z 25 miest znamenal kolísanie jej hodnôt v rozpätí $\pm 20\%$ od priemernej hodnoty. Autori však uvádzajú, že uvedené výsledky nie je možné vzťahovať na iné mikrobiologické charakteristiky ani na iné plochy, pretože výsledky môžu byť ovplyvnené iným umiestnením plochy, rozdielnou homogenitou, obhospodávaním a pod.

Informáciu o homogenite, resp. heterogenite mikrobiálnych vlastností poľnohospodárskych pôd poskytol aj pokus na 132 plochách v Bavorsku (Alef, 1991). Každá plocha bola rozdelená na 4 čiastkové plochy, na nich sa odobrali priemerné vzorky z 50 – 100 zákopkov a určila biomasa mikroorganizmov. Variačný koeficient sa pohyboval okolo 19,8 %. Pri 57 % plôch bol $s_x\% < 10\%$, a len pri počte plôch asi 10 % bol $s_x\% > 20\%$. Na plochách s vysokým variačným koeficientom sa zistili veľké rozdiely v hĺbke pôdy. Na základe získaných výsledkov sa autori domnievajú, že na základe predbežného odhadu variability skúmanej charakteristiky je možné urobiť reprezentatívny odber aj z väčších plôch.



Obr. 2 Krigingový odhad respiračného efektu (μg CO₂)

Alef (1991) uvádza, že počet odobraných vzoriek nebude nikdy dostatočne veľký na to, aby bola chyba určenia daného parametra nulová. Preto doporučuje, aby sa napr. pri ploche 500 m² odobralo aspoň 100 vzoriek a z nich aby sa pripravila vzorka priemerná.

Keďže pri niektorých fyzikálnych a fyzikálno-chemických vlastnostiach pôdy pozorovať ich zmeny v súvislosti s korunovými projekciami stromov a so vzdialenosťou od kmeňov buka, zaujímalo nás, či na danej ploche pozorovať aj pri mikrobiologických charakteristikách podobné trendy, resp. či existujú miesta s vyššou alebo nižšou premenlivosťou. K zisteniu priestorového rozdelenia mikrobiologických charakteristík bol použitý kriging, pomocou ktorého boli odhadované hodnoty aktivity katal-

lázy a respiračného efektu v štvorcovej sieti $0,5 \times 0,5$ m. Krigingový odhad hodnôt aktivity katalázy je znázornený na obr. 1, respiračného efektu na obr. 2. Môžeme konštatovať, že hodnoty pri oboch charakteristikách sú v priestore dosť rozrôznené a hoci by sme očakávali pri kmeni vzhľadom na nižšie pH, či vyšší prísun zrážok v súvislosti so stokom po kmeni iné pomery ako pod okrajmi korún, zatiaľ pri nich žiaden trend nepozorovať. Predpokladáme však, že po olistení stromov sa situácia zmení, rozdiely v prísune zrážok, svetla a tepla budú diferencovanejšie, čo by sa mohlo odraziť aj v populáciách mikroorganizmov a ich aktivite.

Záver

V predkladanej práci sme poukázali na niektoré problémy pri odberoch pôdných vzoriek pre mikrobiálne sledovania. Ide predovšetkým o počet odobratých vzoriek a čas odberu, ktoré súvisia s priestorovou variabilitou charakteristík a ich dynamikou v priebehu roka. Zároveň sme uviedli výsledky zisťovania variability aktivity katalázy a respiračného efektu na ploche 10×10 m v 80-ročnom bukovom poraste. Ako veľmi vysoká sa ukázala variabilita pri respiračnom efekte ($s_x\%$ 39,99 %), podstatne nižšia bola pri aktivite katalázy ($s_x\%$ 19,1 %). Rozmiestnenie ešte neolistených stromov na ploche sa neodrazilo v priestorovej diferenciácii sledovaných mikrobiologických charakteristík.

PodĎakovanie

Táto práca bola podporená Grantovou agentúrou VEGA, projekty G1/9207 02 a 1/9264/02.

Literatúra

- ALEF K., 1991: Methodenhandbuch Bodenmikrobiologie. Aktivitäten, Biomasse, Differenzierung. Ecomed, Landesberg, 284 s.
- FJODOROV M.V., 1953: Příručka praktické mikrobiologie. SZN Praha, 250 s.
- FRY P., 1993: Mikroorganismen (Schlussbericht). Itö Bodenschutz, ETH Zürich, 20 s.
- GLATZEL G., KAZDA M., 1985: Wachstum und Minerastoffernährung von Buche (*Fagus sylvatica* L.) und Spitzahorn (*Acer platanoides*) auf versauertem und schwermetallbelastetem Bodenmaterial aus dem Einsickerungsbereich von Stammabflusswasser in Buchenwälder. Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde, 148 (4): 429 – 438,
- KOPČANOVÁ Ľ., ŘEHOŘKOVÁ V., ŠTEVLÍKOVÁ T., 1983: Návod na cvičenia z mikrobiológie. Príroda, Bratislava, 100 s.
- MÜLLEBNER M., 1984: Enzymaktivitätsuntersuchungen im Wurzelbereich von Böden unter einigen Vegetationseinheiten mit verschiedenartiger Nutzung. Dissertation, Formal- und Naturwiss. Fakultät der Universität Wien, 103 s.
- OBR F., CIESARIK M., ŠÁLY R., 1986: Cvičenia z pedológie a mikrobiológie. ES VŠLD Zvolen, 156 s.
- ÖHLINGER R., EIBELHUBER A., FISCHERLEHNER J., 1986: Bodenprobenahme für Enzymaktivitätsbestimmungen. Veröff. Landwirtsch.-Chem. Bundesanstalt Linz/Donau 18: 255 – 283.
- 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.
- SCHULTE A., SPITELLER M., 1987: Veränderungen bodenchemischer Parameter im Stammabflussbereich von Buchen. Forst- und Holzwirt. 6: 150 – 154.

Vplyv obrábania pôdy na transportné funkcie pôdneho prostredia

Beata HOUŠKOVÁ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

Abstrakt

Článok pojednáva o vplyve rôznych technológií spracovania hlinitej hnedozeme kultizemnej z oblasti Kľáčian. Pôda sa nachádza na strednom svahu. Varianty pokusu, ktoré sú tu vyhodnocované sú tri: sekundárne zhutnená pôda, pôda oraná po vrstevnici a pôda kultivovaná bezorbovou technológiou. Sledovala sa nasýtená (K_s) a nenasýtená hydraulická vodivosť $K_{(h)}$ pôdy. $K_{(h)}$ sa merala pri podtlakoch -15, -6 a -3 cm. Podľa príslušnej rovnice sa z uvedených výsledkov vypočítalo zastúpenie pórov o veľkosti 0,02 cm, 0,05 cm a väčšie ako 0,1 cm. Nasýtená hydraulická vodivosť sekundárne zhutnenej pôdy a pôdy s bezorbovou technológiou má rovnaký priebeh, ale u druhej je rádo vyššia. U oranej pôdy je mierne znížená v podornici. Nenasýtená hydraulická vodivosť pôdy je pre všetky sledované podtlaky najvyššia u oranej pôdy, zhruba o polovicu je nižšia u zhutnenej pôdy a najnižšia je u pôdy s bezorbovou technológiou a to v dôsledku zvýšeného obsahu makropórov. V dôsledku toho je obtokový podiel najvyšší v pôde s bezorbovou technológiou. Toto vo všeobecnosti predstavuje potenciálne riziko možného náhleho prenosu hnojív, prípadne iných agrochemikálií do hlbších vrstiev pôdneho profilu, v prípade prítomnosti hladiny podzemnej vody jej možné rýchle znečistenie a celkové zníženie účinku závlah. Je preto potrebné aj pri používaní bezorbových technológií aspoň plytké skyprenie povrchu pôdy, aby sa prerušila priama spojitosť makropórov s povrchom pôdy.

Kľúčové slová: zhutňovanie pôd, agrotechnika, bezorbová technológia, pórovitosť pôdy, obtokový podiel

Abstract

This article deals with different types of soil cultivation and their influence on transport functions of soil connected with pore distribution. Saturated (K_s) and unsaturated $K_{(h)}$ hydraulic conductivity were studied. Pore space distribution was investigated in case of contour ploughing, compacted soil and no till technology. For optimal pore space distribution contour ploughing creates the best conditions. Soil compaction as well as no till technology leads to reduction of amount of pore lower than 0.1 cm. No till technology leads to increasing of macropores amount. Bypassing ratio increases in order: compacted soil, contour ploughing, and no till, respectively. It is necessary to apply shallow loosening of soil surface also in case of no till technology, just to prevent possible contamination of deeper horizons of soil due to macropore flow.

Key words: soil compaction, agrotechnics, no till, soil porosity, bypassing ratio

Úvod

Intenzívne obrábanie pôdy zvyšuje riziko degradácie pôdneho prostredia čo sa môže prejavovať ako sekundárne zhutňovanie. Ťažké pôdne druhy (ílovito-hlinité a ílovité) sú náchylné na primárne, tzv. prirodzené zhutňovanie. Často tu dochádza ku kombinovanému zhutňovaniu, t.j. primárnemu ako aj sekundárnemu, ktoré je spôsobené výlučne činnosťou človeka. Proces zhutňovania sa odráža v celom súbore pôdnych vlastností, pričom fyzikálne vlastnosti pôdy sú priamym zrkadlom jej stavu z tohto hľadiska. Objemová hmotnosť pôdy a pórovitosť sú najmarkantnejšími ukazovateľmi zhutňovania. Za účelom jeho vyhodnocovania bolo vypracovaných viacero klasifikácií (Lhotský, Zrubec). Tieto klasifikácie uvádzajú hodnoty celkovej pórovitosti pôdy vo vzťahu k zhutneniu. Uvedený príspevok sa zaoberá touto problematikou nie z hľadiska celkovej pórovitosti, ale vplyvu zhutňovania na kvalitatívne (kapilárne, nekapilárne) zastúpenie pórov v pôdnom prostredí. Dôležitou vlastnosťou pôdy je aj tzv. obtokový podiel (Lichner, Houšková), t.j. pomer rýchlosti prúdenia vody v pôdnom profile cez makropóry k infiltračnej rýchlosti (suma rýchlostí prúdenia vody makropórami a pôdnou matricou).

Materiál a metódy

Problematika zmeny zastúpenia pórov v pôde v závislosti od spôsobu obrábania ako aj zhutnenia sa sledovala na lokalite Kľačany, ktorá patrí PD Hlohovec. Na uvedenej lokalite sa nachádza hnedozem kultizemná na strednom svahu, ktorá je stredne ťažká. Sledovali sa tri pokusné plochy: pôda umelo zhutnená opakovanými pojazdami ťažkej mechanizácie, označenie: ZH, pôda, na ktorej sa aplikovala bezorbová technológia (2a) a pôda s orbou po vrstevnici (1a). Merala sa nasýtená a nenasýtená hydraulická vodivosť pôdy. Na meranie nasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy (K_s) sa použil Guelphský infiltrrometer, na meranie nenasýtenej hydraulickej vodivosti $K_{(h)}$ sa použil podtlakový infiltrrometer. Podtlaky, pri ktorých sa meralo boli: -15 cm, -6 cm a -3 cm. Merania sa robili aj pri tzv. nulovom podtlaku, t.j. 0 cm. K_s sa stanovila v ornici (do 30 cm) a v podornici v hĺbke 40 a 60 cm. $K_{(h)}$ sa merala v ornici. Obtokový podiel (OP) sa vypočítal podľa nasledujúcej rovnice (Lichner – Houšková):

$$OP = [K_s - K(-3 \text{ cm})] / K_s * 100 \quad [\%]$$

kde:

$K(-3 \text{ cm})$ – nenasýtená hydraulická vodivosť pôdy pri podtlaku 3 cm.

Nenasýtená hydraulická vodivosť pôdy sa vypočítala podľa vzťahu (Gardner):

$$K(h) = K_s \exp(\alpha h) \text{ pričom} \\ \alpha = \ln [Q(h_2)/Q(h_1)] / h_2 - h_1$$

Vysvetlivky:

α – parameter (bezrozmerné číslo)

Polomer pórov sa určil podľa nasledujúcej rovnice (Watson, Luxmoore):

$$r = 2\sigma \cos \alpha / \rho g h \sim 0,15/h$$

Vysvetlivky:

σ – povrchové napätie vody [MT^{-2}]

α – kontaktný uhol medzi vodou a stenou póru (predpokladá sa nula)

ρ – hustota vody [ML^{-3}]

g – gravitačné zrýchlenie [LT^{-2}]

h – tlaková výška v podtlakovom infiltrometri (cm H_2O)

Výsledky

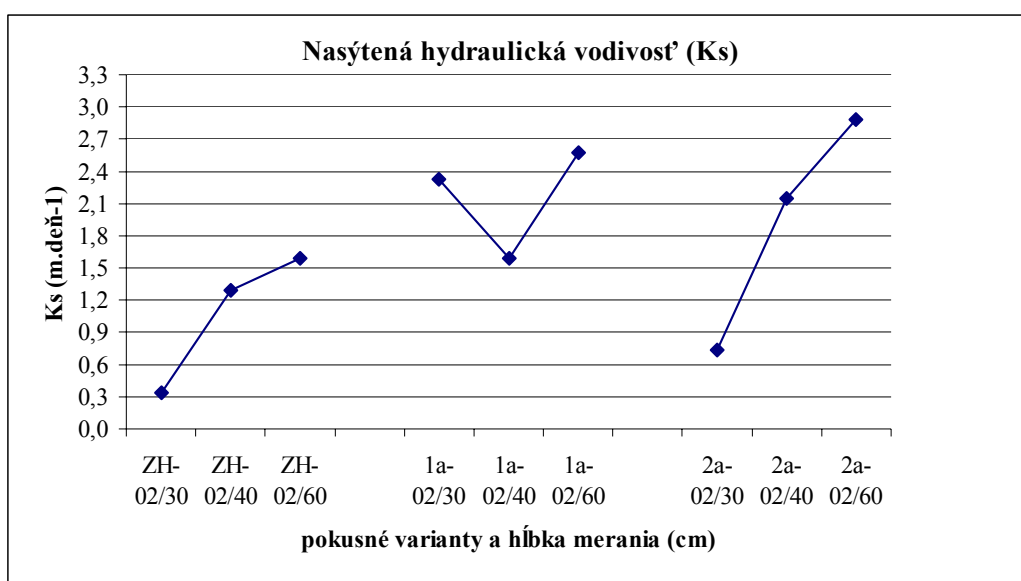
Hodnoty nasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy vykazovali rozdiely jednak čo sa týka spôsobu obrábania pôdy, jednak v závislosti od hĺbky merania.

Zhutnená pôda vykazovala miernu hydraulickú vodivosť do 30 cm od povrchu. Je to hĺbka, v ktorej sa prejavuje najviac sekundárne, tzv. technogénne zhutnenie. S hĺbkou hodnota K_s stúpala na stredne vysokú. V týchto hĺbkach sa už sekundárne zhutnenie sledovanej pôdy neprejavuje tak výrazne ako na povrchu.

U pôdy oranej po vrstevnici bola hydraulická vodivosť najvyššia v ornici, kde dosahovala hodnotu $2,33 \text{ m.deň}^{-1}$, čiže podľa klasifikácie Němca (cit. Kutílek) bola vysoká. V hĺbke 40 cm, teda v podornici jej hodnota klesla na $1,59 \text{ m.deň}^{-1}$, čo možno pripísať vplyvu orby a v hĺbke 60 cm opäť stúpala a to na hodnotu $2,58 \text{ m.deň}^{-1}$.

Priebeh nasýtenej hydraulickej vodivosti v pôde kultivovanej bezorbovou technológiou je podobný ako u zhutnenej pôdy, ale je rádovo vyšší. Najnižšia K_s je v ornici a smerom do hĺbky stúpa až na hodnotu $2,89 \text{ m.deň}^{-1}$. Táto hodnota pre sledované pôdy najvyššia. Zvýšenú nasýtenú hydraulickú vodivosť pôdy s bezorbovou technológiou možno vysvetliť tvorbou makropórov, ktoré sú pre daný spôsob kultivácie pôd typické. Uvedené skutočnosti sú zobrazené na grafe č. 1.

Graf č. 1

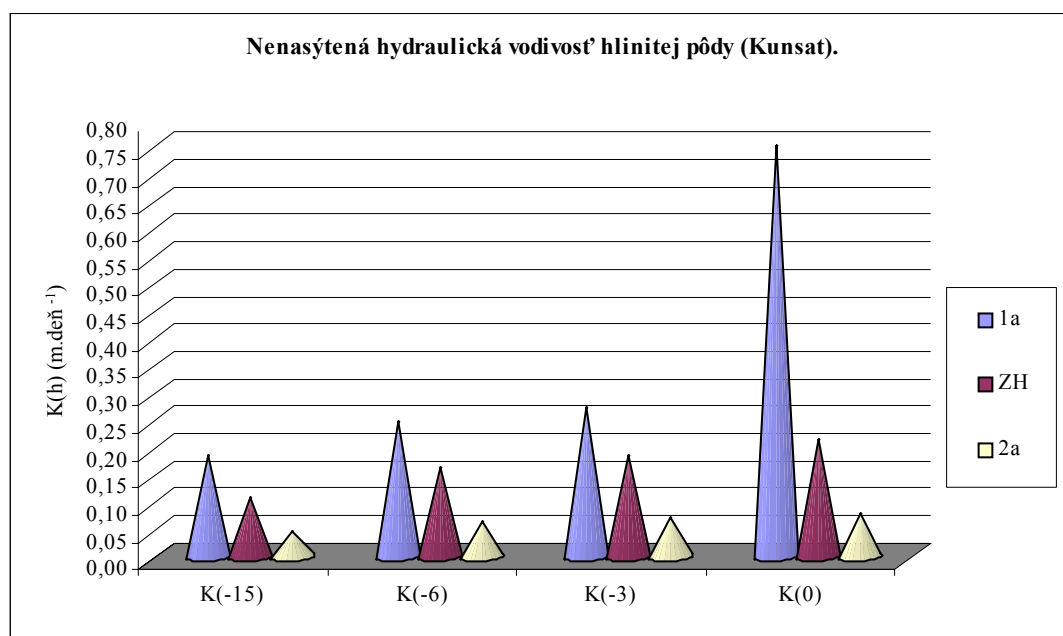


Nenasýtená hydraulická vodivosť $K_{(h)}$ sledovanej pôdy sa tak isto mení podľa spôsobu obrábania pôdy. Najvyššia je u pôdy s orbou po vrstevnici a to pre všetky sledované podtlaky. U zhutnenej pôdy dosahuje polovičné hodnoty ako má oraná pôda. Pôda kultivovaná bezorbovou technológiou dosahuje najnižšie hodnoty $K_{(h)}$ a síce zhruba polovičné v porovnaní so zhutnenou pôdou.

U ornej pôdy je to spôsobené rovnomerným zastúpením pórov a to nekapilárnych, ako aj kapilárnych. U zhutnenej pôdy jej nižšia hodnota v porovnaní s oranou pôdou je spôsobená znížením celkovej pórovitosti v dôsledku procesu zhutňovania. U pôdy kultivovanej bezorbovou technológiou je najnižšia v dôsledku zvýšeného zastúpenia makropórov, teda nekapilárnych pórov na úkor kapilárnych.

Uvedené je na grafe č. 2.

Graf č. 2



Obtokový podiel je najvyšší u pôdy s bezorbovou technológiou v dôsledku zvýšeného zastúpenia makropórov, potom nasleduje oraná pôda a najnižší je u zhutnenej pôdy, kde v dôsledku zhutnenia dochádza k dramatickému zníženiu makropórov. Vysoký obtokový podiel môže predstavovať pre pôdu potenciálne riziko. V makropóroch sa voda pohybuje niekoľko násobne vyššou rýchlosťou ako v kapilárnych póroch, je ovplyvnená priamo gravitačnými silami. Znamená to hneď niekoľko rizík:

- náhle znečistenie podzemnej vody napr. agrochemikáliami z pôdneho povrchu
- zníženie účinku závlah a hnojenia v dôsledku toho, že pôda rýchle pretečie pôdnym profilom bez toho, aby rastliny stčili prijať dostatočné množstvo pôdnej vlhky
- vysušnosť pôdy a to najmä v letnom období.

Tabuľka 1 uvádza hodnoty obtokového podielu ako aj veľkostné zastúpenie pórov v sledovaných variantoch pokusu.

Tabuľka č. 1 Zastúpenie pórov v ornici sledovaných variantov pokusu podľa veľkosti a obtokový podiel

póry (cm)	1a	$K_{(h)}$ (m.deň ⁻¹)	ZH	$K_{(h)}$ (m.deň ⁻¹)	2a	$K_{(h)}$ (m.deň ⁻¹)
0,01	100 %	0,19	50 %	0,11	1 %	0,05
0,03	100 %	0,25	50 %	0,16	1 %	0,06
> 0,05	100 %	0,27	50 %	0,19	1 %	0,07
OP [%]	88,31		45,29		90,56	

Záver

Nasýtená hydraulická vodivosť pôdy citlivo reaguje na spôsob obrábania. U sledovanej pôdy mala v zhutnenom variante rovnaký priebeh ako u pôdy s bezorbovou technológiou, ale u druhej spomínanej bola rádovo vyššia. U oranej pôdy sa prejavilo jej zníženie v podornici v dôsledku plužného telesa.

Typický priebeh nasýtenej hydraulickej vodivosti u sekundárne, čiže technogénne zhutnenej pôdy je, že K_s s hĺbkou stúpa v prípade, že ornica a podornica nejavia podstatné odlišnosti v zrnitostnom zložení. Je to spôsobené tzv. zoslabovaním zhutňovacieho procesu s rastúcou hĺbkou. U primárne zhutnených pôd často možno pozorovať opačný jav a síce, že K_s s hĺbkou stúpa.

Zistilo sa, že nenasýtená hydraulická vodivosť sledovanej pôdy lineárne klesá pri všetkých podtlakoch od oranej pôdy cez zhutnenú pôdu až k pôde s bezorbovou technológiou, kde je najnižšia.

Obtokový podiel je najvyšší u pôdy s bezorbovou technológiou. Vysoký obtokový podiel je pre pôdu veľmi nepriaznivý. Zo zisteného vyplýva, že aj keď je pôda kultivovaná bezorbovou technológiou, vždy je potrebné skypriť jej povrch a to na jar ako aj na jeseň, aby sa prerušila spojitosť makropórov hneď od povrchu pôdy a tým aby sa zabránilo všetkým negatívnym javom spojeným s vysokým obtokovým podielom.

Pod'akovanie

Autorka ďakuje za poskytnutie prostriedkov z VTS projektu MP č. 27 – 07: „Ochrana a efektívne využívanie prírodného zdroja pôdy a projektu slovensko-českej spolupráce č. 185“.

Literatúra

- GARDNER W.R., 1958: Some steady state solutions of unsaturated moisture flow equations with application to evaporation from a water table. Soil Sci. 85: 228 – 232.
- KUTÍLEK M., 1978: Vodohospodárska pedologie, SNTL/ALFA, Praha – Bratislava, 1978, 296 s.
- LHOTSKÝ J. et al., 1984: Metodika zúrodnění zhutnělých zemědělských půd. ÚVTIS, Praha.
- LICHNER L., HOUŠKOVÁ B., 2001: Bypassing ratio and its measurement in macropore soil. Rostl. Výr., 47, 6, 267 – 270.
- WATSON K.W., LUXMOORE R.J., 1986: Estimating Macroporosity in a Forest Watershed by use of a Tension Infiltrometer, In: Soil Sci. Soc. Am. J. 50, ss.: 578 – 582.
- ZRUBEC F., 1998: Metodika zúrodnenia zhutnených pôd, VÚPÚ, Bratislava, 40 s., ISBN 80-85361-39-6.

Komplexný monitoring pôd SR – súčasný stav

Jozef KOBZA

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôd, Bratislava – Regionálne pracovisko
974 04 Banská Bystrica, Mládežnícka 36*

Abstrakt

Základné výsledky dotýkajúce sa vývoja pôd na Slovensku od r. 1993 sú popísané v tomto príspevku. Boli sledované významné pôdne zmeny – hladina prístupných živín P a K, humusu, najmä na ornej pôde. Významné pôdne zmeny boli pozorované, čo do zhoršovania fyzikálnych pôdnych vlastností, uľahnutosti a erózie za posledných 10 rokov. Výsledná pôdna zmena vo veľkej miere závisí na miere reversibility. Toto môže byť spoľahlivo určené v rámci pokračujúceho systému pôdneho monitoringu. Nakoniec, nevratná pôdna zmena sa vzťahuje k degradácii pôdy.

Kľúčové slová: pôda, monitoring, okysľovanie, alkalizácia, P, K, humus, uľahnutosť, erózia

Abstract

The basic results concerning soil development in Slovakia are described in this contribution since 1993 year. On the basis of obtained results the most significant soil change has been determined in available nutrients P and K and content of humus decrease especially in arable land. Also significant soil change is running to deterioration of physical properties concerning soil compaction and erosion also in arable land during last decade. The final result of a soil change depends to a great extent on its degree of reversibility. It can be reliably determined during continuing process of national soil monitoring system. Finally, irreversible soil change is related to land degradation.

Key words: soil monitoring, acidification, alkalization, salinization, development of phosphorus and potassium and humus, soil compaction and erosion, soil contamination

Úvod

Zabezpečenie trvalo udržateľného rozvoja vyžaduje aby ekologicky orientované činnosti boli založené na objektívnych a porovnateľných ekologických informáciách. Tieto sú zvlášť významné najmä v súvislosti s intenzívnym vplyvom rizikových faktorov, ako sú napr. priemyselná a poľnohospodárska činnosť, diaľkový prenos emisií, kyslé dažde a pod., na jednotlivé zložky životného prostredia, a teda aj na pôdu.

Zmeny vlastností pôd a ich parametrov v negatívnom i pozitívnom zmysle prebiehajú už veľmi dlho, ale najintenzívnejšie od začiatku rozvoja priemyslu, intenzívneho spaľovania fosílnych palív a od začiatku moderného poľnohospodárstva používajúce agrochemikálie a mechanizáciu obrábania pôd. Zmeny v pôdnych vlastnostiach a ich parametroch prebiehajú v pôdach väčšinou pomalšie, majú však trvalejší charakter a veľmi ťažko sa naprávajú. O to zaujímavejšie je nazeranie na vývoj pôd v zmenených spoločensko – ekonomických podmienkach v priebehu poslednej dekády po roku 1990.

Materiál a metódy

Vlastná realizácia monitoringu pôd SR prebieha pri Výskumnom ústave pôdozvedectva a ochrany pôdy v Bratislave od roku 1993. Monitoring pôd SR prebieha v sieti 318 lokalít na poľnohospodárskych pôdach a pôdach nad hornou hranicou lesa a v sieti 111 lokalít na lesných pôdach. Pôdne

vzorky sa odoberajú v pravidelných 5 – ročných cykloch v hĺbke 0 – 10, 20 – 30 a 35 – 45 cm, na orných pôdach v hĺbke 0 – 10 a 35 – 45 cm. Analytické postupy sú uvedené v Záväzných metódach rozborov pôd pre monitoring (Fiala et al., 1999). Sledované parametre sú relevantné vo vzťahu k aktuálnym problémom ako sú acidifikácia, alkalizácia a salinizácia pôd, vývoj obsahu prístupných živín, kvantitatívneho a kvalitatívneho zloženia pôdneho humusu, kontaminácia pôd, zhutňovanie a erózia pôd.

Výsledky a diskusia

Acidifikácia pôd

Acidifikácia je prirodzený proces okysľovania pôd vplyvom vnútorných alebo vonkajších činiteľov. Na jednej strane je dôsledkom prirodzených procesov, ktoré prebiehajú v terestriálnom ekosystéme, na druhej strane acidifikáciu výrazne ovplyvňujú antropogénne vplyvy, predovšetkým fyziologicky kyslo pôsobiace hnojivá a kyslé atmosférické polutanty (SO_2 , NO_x), ktorých diaľkový prenos atmosférou transformuje problém acidifikácie z lokálnej na regionálnu až kontinentálnu úroveň. Odolnosť rôznych typov pôd voči acidifikácii závisí od kapacity a reakčnej rýchlosti pufrujúcich systémov. Bedrna (1994) rozčlenil pôdy na rezistentné, menej rezistentné a nerezistentné voči acidifikácii. Ako sa ukazuje na základe nami zistených výsledkov k najmenej rezistentným pôdam možno zaradiť kyslé pôdy, ako sú podzoly, kambizeme podzolové, rankre, litozeme, var. silikátové, kde hlavnou pufrujúcou substanciou je hliník. Kapacita ako je potenciál týchto pufrujúcich systémov sa odrážajú v hodnotách pôdnej reakcie, sorpčného komplexu a aktívneho hliníka, ktoré patria k hlavným indikátorom acidifikácie pôd (Kanianska, Makovníková, 2000).

Obsah aktívneho hliníka úzko koreluje s hodnotou pôdnej reakcie, čo len potvrdzuje výsledky niektorých predchádzajúcich prác Makovníkovej a Kanianskej (1996), ako aj Kozáka a Borůvky (1998). Rezistentné pôdy voči acidifikácii sa ukazujú karbonátové pôdy na karbonátových substrátoch (rendziny, ale aj karbonátové černozy a čierne).

Alkalizácia a salinizácia pôd

Szabolcs (1979) rozlišuje dve hlavné skupiny soľných pôd. Sú to:

- alkalické pôdy, alebo slance, ktoré obsahujú alkalicky hydrolyzovateľné soli, hlavne uhličitan, hydrogenuhličitan a kremičitan sodný (Na_2CO_3 , NaHCO_3 , Na_2SiO_3)
- zasolené pôdy, alebo slaniská, ktoré obsahujú neutrálne sodné soli, hlavne chlorid sodný a síran sodný (NaCl , Na_2SO_4)

Soľné pôdy na Slovensku sú rozšírené na Podunajskej a na Východoslovenskej nížine.

Proces alkalizácie – slancovania pôd je indikovaný obsahom sodíka v pôdnom koloidnom komplexe nad 5 %. Na našich monitorovacích lokalitách sa obsah sorbovaného sodíka pohybuje v intervale ESP 5 – 10 %, čím ich zaradíme do kategórie slabo slancových pôd (Fulajtár, ex. Kobza, et al., 1999).

Indikátorom zasolovania pôd podľa zaužívaných kritérií je jednak merná elektrická vodivosť nasýteného extraktu pôdnych pást (EC_e) vyššia ako 400 m S.m^{-1} , jednak váha odparku vodného výluhu

pôdy väčšia ako 0,2 – 0,3 %. Slabé zasolovanie prebieha už pri hodnotách EC_e 200 – 400 m S.m⁻¹ a pri obsahu solí nad 0,10 %.

Na základe doterajších výsledkov vývoja procesov alkalizácie a salinizácie možno konštatovať, že súčasná intenzita týchto procesov je slabá, pričom proces alkalizácie je výraznejší, a tým aj dominantný. Výsledkom uvedených procesov je rozšírenie slabo slaniskovaných a slabo slancovaných pôd s hodnotami mernej elektrickej vodivosti (EC_e) 200 – 400 m S.m⁻¹ a výmenného sodíka (ESP) 5 – 10 % (Fulajtár, 1997, 1998).

Vývoj obsahu prístupných živín – fosforu a draslíka

V priebehu poslednej dekády bolo zistené zníženie obsahu prístupného fosforu a draslíka v priemere o 10 – 30 % najmä na orných pôdach, ktoré sa v minulosti intenzívne hnojili. Na pôdach, ktoré sa aj v minulosti len extenzívne využívali (napr. vzdialené a menej prístupné pozemky s trvalými trávnyimi porastami) je obsah prístupných živín nízky až veľmi nízky a ich zmeny sú minimálne (nevybočujú z rámca priestorovej heterogenity). Vývoj obsahu prístupných živín v konkrétnych pôdach je podrobnejšie spracovaný v správach monitoringu pôd SR (Kobza et al., 1999, 2000, 2001).

Vývoj kvantitatívneho a kvalitatívneho zloženia humusu

V poslednom období zisťujeme mierny pokles obsahu humusu prakticky na všetkých orných pôdach, čo je dôsledok chýbajúceho pravidelného prísunu kvalitných organických hnojív. Zmeny v pomere C_{HK}/C_{FK} neboli také výrazné a jednoznačné ako v prípade obsahu humusu. Ďalším dôležitým kvalitatívnym parametrom je farebný kvocient Q_6^4 , na základe ktorého môžeme posudzovať stabilitu a rozmer humusových molekúl (Novák, 1984), pričom nižšie hodnoty Q_6^4 indikujú vyššiu stabilitu pôdneho humusu (Sotáková, 1982). Prakticky na všetkých pôdach s výnimkou černozeí zisťujeme nepatrné zvýšenie hodnôt Q_6^4 . Vyrovnanosť hodnôt Q_6^4 u černozeí charakterizuje určitý stabilizačný trend v týchto pôdach (Orlov a kol., 1987). Súčasne pri černozeiach bola zistená najvyššia hodnota aromatizácie humínových kyselín, ktorá sa vyznačuje vysokým stupňom humifikácie pôdnej organickej hmoty (Barančíková, ex. Kobza et al., 1999).

Kontaminácia pôd

V zmysle doteraz platných hygienických limitov (Vestník MPSR, 1994) bolo zistené v rámci celej výmery pôdneho fondu SR (poľnohospodárske a lesné pôdy) 1,4 % kontaminovaných pôd a 0,4 % výrazne kontaminovaných pôd. Tieto sa nachádzajú prevažne v horských oblastiach s výskytom pedogeochemických anomálií (Stredný Spiš, Slovenské Rudohorie, Štiavnické vrchy, ale i iné pohoria). V rámci doteraz zistených údajov monitoringu pôd neboli zistené signifikantné zmeny v obsahu ťažkých kovov po roku 1993, a to ani v kontaminovaných, ani v nekontaminovaných regiónoch (Matúšková, L., ex. Kobza J. et al., 1999, 2000, 2001). Zistené hodnoty obsahu ťažkých kovov v pôde (vo výluhu 2M HNO₃) neprekračujú rozpätia prirodzenej priestorovej heterogenity, ktorá je výraznejšia v lesných pôdach oproti orným pôdam.

Pôda na rozdiel od niektorých ostatných zložiek životného prostredia má určité špecifické postavenie v tom, že v prípade jej kontaminácie si pomerne dobre a dlho udržuje nadobudnutý nepriaznivý stav, čo dokumentuje skutočnosť, že i v kontaminovaných pôdach sú ich zmeny len minimálne.

Vo všeobecnosti však možno konštatovať, že na poľnohospodárskych pôdach prevažujú hodnoty obsahu rizikových prvkov výrazne pod platnými hygienickými limitmi.

Utláčanie a erózia pôd

Fyzikálne vlastnosti ako je objemová hmotnosť a pórovitosť patria medzi dôležité indikátory stavu uľahnutosti pôd. Tieto indikátory dosahujú v podorníči menej priaznivé hodnoty preto, lebo takmer u všetkých pôdnych typov okrem rendzín a regozemí je v tejto časti pôdneho profilu vyšší obsah ílovitých častíc. Najvypuklejšie sa to prejavuje pri textúrne diferencovaných pôdach (hnedozeme, luvizeme a pseudogleje), ktoré majú často už v podorníči výraznejší obsah ílovitých častíc. Keďže sa jedná prevažne o orné pôdy, prejavuje sa tu aj vplyv prejazdov ťažkých mechanizmov.

Erózia pôd je v rámci monitoringu pôd SR sledovaná na 8-mich vybraných transektoch. Najviac sú ohrozené pôdy s nízkym obsahom pôdnej organickej hmoty a vysokým obsahom prachových častíc, navyše ak sa nachádzajú na svahovitejších pozemkoch a pri nesprávnom spôsobe obhospodarovania pôd (orba po spádnici, neuplatňovanie protieróznych oševných postupov a pod.). Intenzita erózie je značne variabilná, avšak je to proces, ktorý neustále prebieha, a preto ho treba i naďalej monitorovať.

Záver

I keď o konkrétnej prognóze ďalšieho vývoja vlastností našich pôd je v súčasnosti ešte predčasne hovoriť, určité indície už poznáme (tab. 1).

Mnohé z uvedených indikátorov sú reverzibilného charakteru, to znamená, že optimálnym využívaním pôd sa nepriaznivé hodnoty môžu zlepšovať (napr. prísun živín hnojením, obmedzenie prejazdov a obrábanie pôd pri vhodnej vlhkosti pôdy okolo 25 % zabráni zhoršeniu fyzikálnych parametrov pôdy). Na druhej strane iné indikátory môžu byť ireverzibilné (napr. erózia pôd, silne kontaminované pôdy), dochádza teda k trvalému poškodeniu pôd. To už súvisí do určitej miery s degradáciou pôd. Akým smerom sa bude uberať ďalší vývoj našich pôd, ukáže ich ďalšie nepretržité sledovanie prostredníctvom už zabehnutého systému monitorovania pôd SR pri Výskumnom ústave pôdoznalctva a ochrany pôdy v Bratislave.

Tabuľka 1 Vývojový trend pôd SR od roku 1993

HLAVNÉ OKRUHY SLEDOVANIA	
Vývojový trend pôd SR od začiatku realizácie ČMS-P, t.j. od roku 1993	
Kontaminácia pôd	bez výraznejších zmien, max. výmera výrazne kontaminovaných pôd do 20 000 ha
Acidifikácia pôd	mierny trend acidifikácie pôd najmä na kyslých pôdach a substrátoch
Salinizácia a alkalizácia pôd	bez výraznejších zmien, väčší význam v našich podmienkach má sekundárna salinizácia a alkalizácia v oblasti výskytu alkalických depónií (napr. na alúviu hlinikárne v Žiari nad Hronom v blízkosti červených kalov)
Desertifikácia	veľmi mierny a sporadicky sa vyskytujúci fenomén v najteplejších oblastiach SR (zvýšenie mineralizácie spodných vôd, prípadne i zvýšenie ich hladín)
Obsah prístupných živín P a K	úbytok prístupných živín P a K v priemere 10-30%
Obsah a kvalita humusu	mierny úbytok humusu hlavne na orných pôdach, kvalitatívne zloženie humusu bez výraznejších zmien
Zhutnenie pôd	bol zistený trend zhoršovania fyzikálnych vlastností a zhutnenia pôd, najmä na intenzívne obhospodarovovaných pôdach (černozeme, hnedozeme). V SR je reálne zhutnených asi 200 000 ha poľnohospodárskych pôd
Erózia pôd	zatiaľ bez výraznejšieho trendu, i keď s týmto javom treba stále počítať, napr. mierne znižovanie obsahu humusu na orných pôdach, ktorý je pomerne dobrým indikátorom erózie pôd

Literatúra

- BEDRNA Z., 1994: Resistibility of Landscape to acidification. *Ekológia*, 13, s. 77 – 86
- FULAJTÁR E., 1997: Potential of the rise and formation of salt – affected soils in Danubian Plane. In: Ved. Práce, VÚPÚ Bratislava, s. 87 – 116.
- FULAJTÁR E. a kol., 1998: Monitoring vplyvu VD Gabčíkovo na pôdy a poľnohospodárstvo. Záv. správa VÚPÚ Bratislava.
- KANIANSKA R., MAKOVNÍKOVÁ J., 2000: Acidifikácia pôd vplyvom kyslých atmosferických polutantov, Bratislava, 96 s.
- KOBZA J. et al., 1999: Monitoring pôd SR. Priebež. správa VÚPOP Bratislava, 168 s.
- KOBZA J. et al., 2000: Monitoring pôd SR. Priebež. správa VÚPOP Bratislava, 146 s.
- KOBZA J. et al., 2001: Monitoring pôd SR. Priebež. správa VÚPOP Bratislava, 163 s.
- KOZÁK J., BORŮVKA L., 1998: Species of Al ions as related to some characteristics of both agricultural and forest soils of the Šumava region. *Rostl. výroba* 44, 419 – 426.
- MAKOVNÍKOVÁ J., KANIANSKA R., 1996: Aktivný hliník a jeho súčasný stav v pôdach SR. *Rostl. výroba* 42/7, s. 289 – 292.
- NOVÁK B., 1984: Metódy zjišťování množství a kvality půdného humusu. *Úroda*, č. 6, s. 268 – 269.
- ORLOV D.S., BARANOVSKAJA V.A. a OKOLELOVA A.A., 1987: Organičeskoje večestvo stepnyh počv Povolžija i procesy jevo transformaciji pri orošeniji. *Počvovedeniye*, č. 10, s. 65 – 79.
- SOTÁKOVÁ S., 1982: Organická hmota a úrodnosť pôdy. Bratislava, *Príroda*, 234 s.
- SZABOLCS I., 1979: Salinization and Alkalization Processes. *Agrokémia és Talajtan.* Tom 28, s. 5 – 32.

Variabilita a dynamika infiltrace „A“ horizontu půdy

Tomáš KVÍTEK, Jana PETERKOVÁ, Renata DUFFKOVÁ

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250
Praha 5 – Zbraslav, 156 27, Česká Republika*

Abstrakt

Na lokalitě Zhůří (Hutská hora) byl zjišťován vliv různých způsobů extenzivního využití trvalých travních porostů na dynamiku infiltrace povrchového A horizontu půdy zalučného stanoviště během vegetačního období. Z hodnot kumulativní infiltrace naměřených dvouválcovou metodou byly pomocí Nestěrovovy metody spočteny nasycené hydraulické vodivosti, které byly statisticky posouzeny. Bylo ověřeno, že u každé varianty existuje alespoň jeden válec, u kterého nedocházelo k influkci, t.j. neexistuje u něj preferenční cesta. Sezónní dynamika koeficientu hydraulické vodivosti nemá v jednotlivých sledovaných letech shodný trend (v roce 2000 je trend opačný) a celkový trend období 1999 – 2001 je vyrovnaný. Statisticky významné rozdíly (test podle Scheffeho, na hladině významnosti $\alpha = 0,05$) byly prokázány mezi jednotlivými roky (rozdíl mezi rokem 2001 s nižšími hodnotami a roky 1999 a 2000) a termíny měření (září 2001 < ostatní měření < červenec 1999). Tyto rozdíly korespondují s klimatickými podmínkami sledovaného období. Vliv způsobu využití trvalých travních porostů na dynamiku infiltrace je překryt vlivem ročníku.

Klíčová slova: nasycená hydraulická vodivost K, infiltrace, Nestěrovova metoda, způsoby využití trvalého travního porostu (sečení, ponechání ladem, mulčování)

Úvod

Při infiltraci, t.j. průtoku vody přes topografický povrch do půdy a následném pohybu vody půdními póry vlivem gravitace a kapilárních sil, není hydraulická vodivost půdního prostředí konstantní, ale závisí na mnoha faktorech. Je ovlivněna vlastnostmi půdy – matričním potenciálem – zrnitostním a mineralogickým složením jednotlivých vrstev, jejich sledem a mocností (Štekauerová, 1997), zhutněním a strukturou půdy (Bouma et al., 1979), objemovou hmotností, pórovitostí (Kasprzak, 1989), vlhkostí, obsahem a složením humusu (Kutílek et al., 2000, Babejová et al., 2000), teplotou (Giakoumakis, 1991; Constanz et al., 1991) a půdní viskozitou, koncentrací půdního roztoku a složením rozpustných iontů, počátečním obsahem vody v půdě, vegetačním krytem půdy i aktivitou některých živočichů (Hrubý et al., 2001), tedy mění se jak v čase (Cerde 1999; Jaynes et al., 1988), tak i v prostoru (Kutílek 1993; Chan et al., 1993).

Suchá půda přijímá velké množství vody a vykazuje vysokou rychlost infiltrace, ale má nízkou hydraulickou vodivost, takže čelo ovlhčení půdy postupuje pomaleji. Po určité době, po nasycení, kdy všechny vzájemně propojené póry jsou zaplněny vodou a uplatní se při transportu, se rychlost infiltrace ustálí a hydraulická vodivost nabývá největších hodnot. K jejímu stanovení in situ se používá infiltrometrů různých typů (Angulo-Jaramillo et al., 2000).

Tok vody v homogenní půdě, který je popsán Richardsovou rovnicí, je uvažován pouze mikropóry (matričními, intrapedálními, vnitroagregátovými póry), avšak v polních podmínkách půda obsahuje meziagregátové (interpedální) póry, makropóry i preferované cesty (trhlínky a chodbičky po zoofauně a odumřelých kořenech), a tak naměřená hodnota nasycené hydraulické vodivosti K reprezen-

tuje spíše vodivost makropórů a preferenčních cest než vodivost matrice. Přechod mezi nasyceným a nenasyčeným prouděním je charakterizován velmi strmým poklesem hydraulické vodivosti.

Materiál a metody

Pokusná plocha se nachází v oblasti Kvildských plání v lokalitě Zhůří (bývalá obec, později vojenská základna), v těsné blízkosti hřebenové partie bezlesí na náhorní planině, v nadmořské výšce 1 150 až 1 180 metrů na mírně svažitém svahu (do 10°) s jihozápadní expozicí. Lokalita se nachází v chladné oblasti, okrsek C1 – mírně chladný, dle klasifikace BPEJ – v klimatickém regionu č. 9 – chladný, vlhký. Půdní pokryv lokality tvoří hnědá půda kyselá (kambizem) na pararule, hlinitopísčité, slabě kamenitá, středně hluboká s nevýraznou strukturou, vlahou vlhkostí, spíše sypkou, nesoudržnou s nízkým biologickým oživením a relativně hlubokým a hustým prokořeněním (Mazín, 1997). Hydrogeologická mapa z roku 1980 uvádí jako geologický podklad migmatit s puklinovou propustností (Český geologický ústav). Na lokalitě se vyskytují mezofilní luční společenstva, zařazená do třídy: *Molinio-Arrhenatheretea*, řádu *Arrhenatheretalia*, svazu: *Polygono-Trisetion*, asociace: *Cardaminopsidi-Agrostietum* (Zelený et al., 1999).

Měření na experimentální ploše probíhalo od roku 1999 na 6 stabilně zabudovaných infiltrometrech na třech variantách využití trvalého travního porostu (jednosečné, nesečené a jedenkrát ročně mulčované) ve dvou opakováních na každé variantě čtyřikrát v každém roce sledování v termínech odpovídajících začátku vegetačního období (polovina května), období rychlého nárůstu biomasy (konec června), období po zásahu, po seči a mulčování – (konec července) a konci vegetačního období (polovina září).

Dynamika infiltrace (koeficientu hydraulické vodivosti K) byla sledována až v okamžiku jejího ustálení, t.j. v nasyceném prostředí. Byla zvolena dvouválcová metoda terénního měření z důvodu zajištění infiltrace ve svislém směru, neboť voda prosakující z vnějšího mezikruží brání roztékání vody infiltrující ze středního válce do stran. Při vlastním měření z výtopy povrchu (Dirichletova okrajová podmínka) byla měřena doba zasáknutí deseti měrných dávek o objemu 0,25; 0,5 nebo 1 l (množství odpovídající 2,5 až 10 mm ve vnitřním válci). Objem měrné dávky byl volen jako optimální v daném prostředí, jak z hlediska přesnosti (odměření dávky, odečtení okamžiku protržení hladiny), tak času (možnost zanedbání výparu, celková doba trvání pokusu, čas mezi jednotlivými dávkami potřebný k přípravě, náročnost na počet osob). Aby vždy (bez ohledu na původní stav prosycení prostředí) stačilo přibližně deset dávek, bylo nutné před vlastním měřením prostředí předvlhčit. Jako dostatečné předvlhčení se osvědčila dávka 100 mm minimálně dvě hodiny před pokusem. Hroty umístěné ve válci i v mezikruží ve stejné výšce zajišťovaly stejnou výšku hladiny, t.j. srovnatelné podmínky vsaku. K tomuto omezení bylo nutno přistoupit na základě výsledků z prvního měření (v květnu 1999), kdy doba zasáknutí byla ovlivňována výškou hladiny v mezikruží, a proto výsledky z tohoto měření nebyly použity pro další zpracování.

V roce 1999 bylo k vyhodnocení použito tří různých metod výpočtu infiltrace (Nestěrovova, Philipova a Peltierova metoda). Získané výsledky byly mezi sebou porovnány (hodnoty vypočtené

metodou Peltiera jsou v průměru o 2 – 10 % nižší než hodnoty vypočtené metodou Nestěrova) a bylo prokázáno, že jde o srovnatelné výsledky (podrobněji Kvítek et al., 2000). Pro vyjádření naměřených hodnot v dalších letech byla již použita pouze metoda dle Nestěrova (SG Geotechnika, 1999). Předpoklady použití metody jsou: rostlá a propustná zemina, měření ve svislém směru. Při dostatečně dlouhém počátečním syčení je dráha vodní částice „L“ prakticky totožná s rozdílem výšky hladin „H“, z toho vyplývá, že hydraulický gradient „I“ je roven jedné ($I = \Delta H / \Delta L = 1$). Z Darcyho zákona pro průsak plochou odvozeno: $K = q / I \cdot F$, z předpokladu svislého průsaku: $F_1 = F_2$ a $H = L + h$, pak

$$\text{platí: } K = \frac{q}{I \cdot F} = \frac{\Delta h \cdot F_1}{I \cdot F_2 \Delta t} = \frac{\Delta h}{\Delta t}, \text{ kde:}$$

K ... koeficient hydraulické vodivosti ($\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$),
q ... průsak ($\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$),
I ... hydraulický gradient (-),
 F_1 .. plocha vnitřního válce (m^2),
 F_2 .. plocha průsaku vody do zeminy v hloubce H (m^2),
 Δh .. rozdíl hladin ve vnitřním válci za čas Δt (m),
 Δt .. čas zasáknutí měrné dávky (s).

Výsledky a diskuse

V Tab. 1 jsou hodnoty koeficientů nasycené hydraulické vodivosti K z let 1999 – 2001 vypočtené pro jednotlivé válce metodou Nestěrova (66 hodnot) s vyznačením odlehlých hodnot. Tukeyho testem byly prokázány extrémně odlehlé hodnoty hydraulické vodivosti u válce 5 v roce 1999 ($3,75 - 26,99 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$ – již dříve označené jako preferenční cesta, proto byl válec 5 před sezónou 2000 nově osazen), u válce č. 1 v červenci 1999 ($2,91 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$) a u válce č.4 v září 1999 ($2,47 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$). I další odlehlé hodnoty se nacházely pouze u válců č. 1 a 4, a tak jsme prokázali, že u válců 2, 3, 6 a nově osazeného 5 (od roku 2000) nedochází k influkci, t.j. neexistuje preferenční cesta. Hodnoty hydraulické vodivosti „po vyloučení odlehlých hodnot“ (41 hodnot) se u těchto válců pohybují v rozmezí $0,13$ až $1,00 \text{ mm} \cdot \text{min}^{-1}$. Průběh sezónní dynamiky infiltrace v letech 1999 – 2001 s proložením trendových křivek hodnotami infiltračního koeficientu K před a po vyloučení všech válců obsahujících odlehlé hodnoty je na obr. 1. Sezónní dynamika koeficientu hydraulické vodivosti nemá v jednotlivých sledovaných letech shodný trend (v roce 2000 je trend opačný) a celkový trend období 1999 – 2001 je před vyloučením odlehlých hodnot klesající, po vyloučení již vyrovnaný.

Základní statistické ukazatele pro jednotlivé válce, varianty, termíny měření, roky, měsíce i celkové ukazatele jsou uvedeny v tabulce č. 2.

Statisticky významné rozdíly (test podle Scheffeho, na hladině významnosti $\alpha = 0,05$) byly prokázány (u hodnot po vyloučení odlehlých) pouze mezi jednotlivými roky (rozdíl mezi rokem 2001 s nižšími hodnotami a roky 1999 a 2000) a termíny měření (září 2001 < ostatní měření < červenec 1999). Tyto rozdíly korespondují s klimatickými podmínkami sledovaného období, kdy byl červenec 1999 nejteplejším měsícem s průměrnou měsíční teplotou $14,6^\circ\text{C}$ a září 2001 nejchladnějším měsícem ($6,9^\circ\text{C}$) a při celkovém hodnocení vegetačních období (podle Klabzuba et al., 1999) byl rok 2001

teplotně normální, zatímco rok 1999 silně nadnormální (při horní hranici) a rok 2000 mimořádně nadnormální. I srážkově si bylo vegetační období roku 1999 a 2000 podobnější než roku 2001. Statisticky významné rozdíly (před vyloučením odlehlých hodnot) mezi roky (2000 a 2001 < 1999) a variantami v určitém roce (2001 < 2000 + kosená a lada 1999 < mulč 1999) byly způsobené extrémními hodnotami válce 5 v roce 1999. Varianty, termíny měření bez ohledu na rok a jednotlivé válce mezi sebou nevykazovaly statisticky významné rozdíly. Byly ověřeny hypotézy o závislosti infiltrace na teplotě půdy, počáteční vlhkosti půdy, objemové hmotnosti a množství organické hmoty. Podařilo se statisticky prokázat vliv teploty půdy a nezávislost na počáteční vlhkosti půdy po dostatečném předvlhčení před měřením (Kvítek et al., 2001).

Závěr

Změřené hodnoty koeficientu nasycené hydraulické vodivosti před vyloučením odlehlých hodnot dosahovaly i 26,99 mm.min⁻¹. Minimální zjištěná hodnota byla 0,12 mm.min⁻¹ a jedná se o více než 200 násobně menší hodnotu. Maximální hodnoty byly dosahovány u makropórového proudění a preferovaných cest. Po vyloučení odlehlých hodnot se hodnoty pohybovaly v rozpětí 0,13 – 1,00 mm.min⁻¹. Sezónní dynamika koeficientu hydraulické vodivosti nemá v jednotlivých sledovaných letech shodný trend a celkový trend je vyrovnaný. Nepodařilo se statisticky prokázat vliv způsobu využití trvalých travních porostů na dynamiku infiltrace. Tento vliv je překryt vlivem ročníku.

Poděkování

Zpracování této studie bylo umožněno díky finanční podpoře projektu GAČR 206/99/1410 „Funkce horských luk při různých způsobech jejich obhospodařování“.

Literatura

- ANGULO-JARAMILLO R., VANDERVAERE J.P., ROULIER S., THONY J.L., GAUDET J.P., VAUCLIN M., 2000: Field measurement of soil surface hydraulic properties by disc and ring infiltrometers A review and recent developments. *Soil & Tillage Research* 55: 1 – 29.
- BABEJOVÁ N., DLAPA P., LICHNER L., ŠTEKAUEROVÁ V., NAGY V., 2000: Vplyv zmeny obsahu humínových kyselín na vodoodpudivosť a nasýtenú hydraulickú vodivosť pôdy. *Acta Hydrologica Slovaca* 2 (1): 235 – 246.
- BOUMA J., WOSTEMN J.H.M., 1979: Flow patterns during extended saturated flow in two undisturbed swelling clay soils with different macropores. *Soil Science Society of America Journal*, 43: 16 – 22.
- CERDA A., 1999: Seasonal and spatial variations in infiltration rates in badland surfaces under Mediterranean climatic conditions. *Water resources research*, 35: 1, 319 – 328.
- CONSTANZ J., MURPHY F., 1991: The temperature dependence of ponded infiltration under isothermal conditions. *Journal of Hydrology*, 122: 119 – 128.
- GIAKOUMAKIS S.G., TSAKIRIS G.P., 1991: Eliminating the effect of temperature from unsaturated soil hydraulic functions. *Journal of Hydrology*, 129: 109 – 125.
- HRUBÝ D., BAJLA J., MINÁRIK J., 2001: The measurement and computer processing of soil infiltration data using the ultrasound sensor unit. *Poľnohospodárstvo* 47, 7: 489 – 496.
- CHAN K.Y., HEENAN D.P., 1993: Surface hydraulic properties of a red earth under continuous cropping with different management practices. *Australian Journal of Soil Research*, 31: 13 – 24.
- JAYNES D.B., RICE R.S., BOWMAN R.C., 1988. Transport of a conservative tracer in the field under continuous flood irrigation. *Soil Sci. Soc. American Journal*, 52: 618 – 624.

- KASPRZAK, K., 1989: Infiltrace a povrchový odtok na holé půdě při dešti s konstantní intenzitou. Vodohospodářský časopis, 37, 2: 137 – 153.
- KLABZUBA J., KOŽNAROVÁ V., VOBORNÍKOVÁ J., 1999: Hodnocení počasí v zemědělství. ČZU Praha, 125 str., ISBN 80-213-0584-3.
- KUTÍLEK M., KURÁŽ V., CÍSLEROVÁ M., 2000: Hydropedologie 10. Vydavatelství ČVUT, Praha, 2. přeprac. vydání, 176 str., ISBN 80-01-02237-4.
- KUTÍLEK M., KURÁŽ V., KREJCA M., 1993: Measurement time and spatial variability of field infiltration. International Agrophysics: 133 – 140.
- KVÍTEK T., PETERKOVÁ J., DUFFKOVÁ R., HRDINA S., KOŠATKOVÁ K., 2000: Zpráva za rok 1999 části řešení „Fyzikální a chemické poměry v půdách pod hustými travinnými porosty s různým způsobem obhospodařování“ projektu GAČR č. 206/99/1410 „Funkce horských luk při různých způsobech jejich obhospodařování“. VÚMOP Praha.
- KVÍTEK T., PETERKOVÁ J., DUFFKOVÁ R., 2001: Seasonal dynamics of infiltration in soil horizon A in Zhůří enclave. SNP Šumava Vimperk, Silva Gabreta 7: 119 – 130. ISSN: 1211-7420.
- ZELENÝ B., ŠRAITOVÁ D., MAŠKOVÁ Z., KVĚT J., 2001: Management effects on a mountain meadow plant community. SNP Šumava Vimperk, Silva Gabreta 7: 45 – 54. ISSN:1211-7420
- MAZÍN V., 1997: Morfologie půdního profilu podle znaků a metody Komplexního průzkumu zemědělských půd na lokalitě Zhůří, okres Klatovy. KPZP – polní půdní záznam z 13. 5. 1997.
- SG Geotechnika, 1999: Modelový příklad výpočtu infiltrace dle Nestěrova. Praha, 2 pp.
- ŠTEKAUEROVÁ V., 1998: The estimating of the saturated hydraulic conductivity values in different horizons of the structural soil. Acta hydrologica Slovaca 1 (Zborník přednášek z vědeckých seminářů ÚH SAV Bratislava): 123 – 129.

Tabulka 1 Hodnoty koeficientu nasycené hydraulické vodivosti K ($\text{mm} \cdot \text{min}^{-1}$)

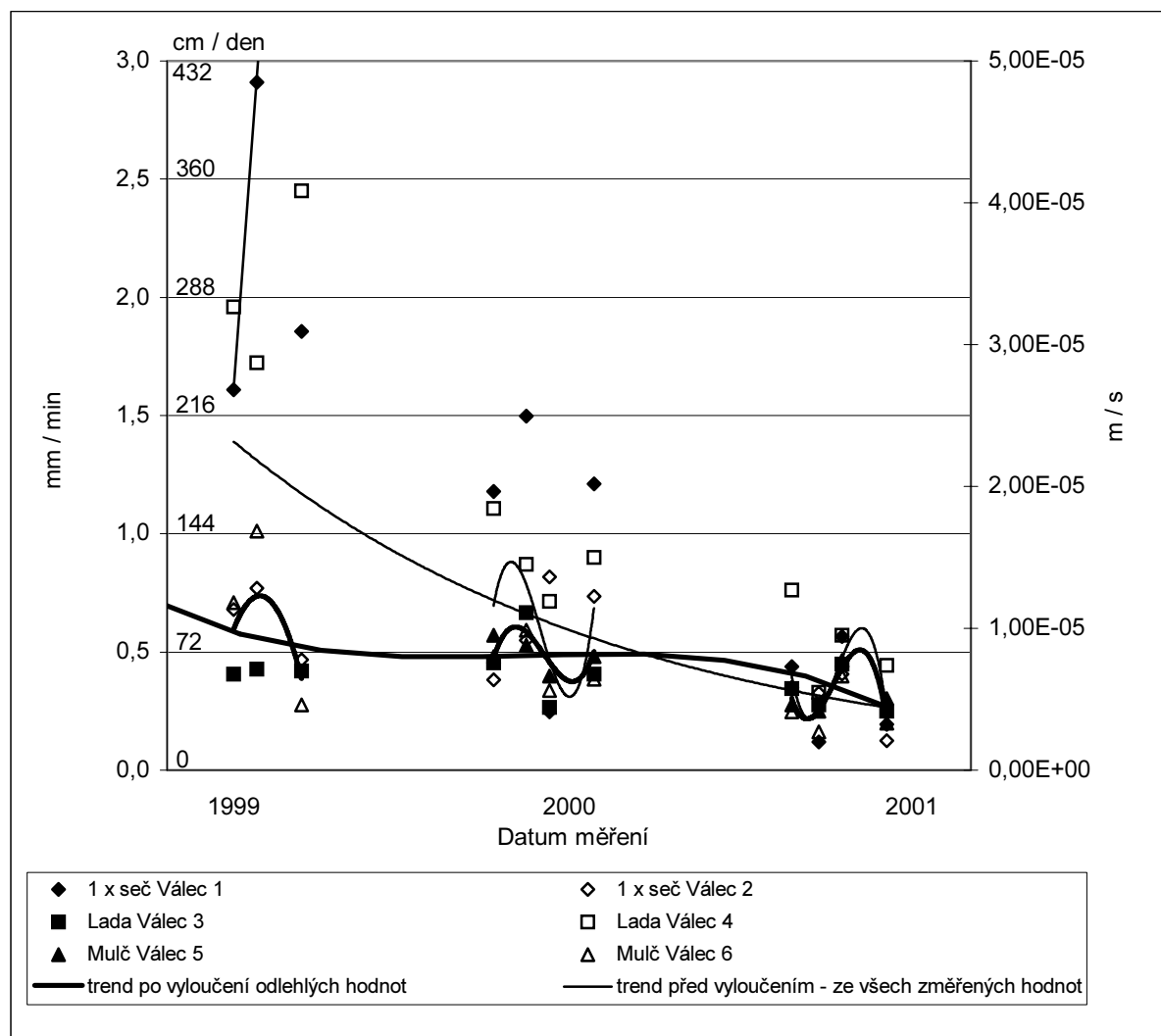
Varianta		1 x seč		Lada		Mulč	
Válec	Rok	V1	V2	V3	V4	V5	V6
1999	VI	1,54	0,68	0,41	1,93 ^{*o-}	3,75^{*o-}	0,71
	VII	2,91^{*o-}	0,77	0,43	1,72 ^{*o-}	11,87^{*+o-}	1,00
	IX	1,86 ^{*-}	0,47	0,42	2,47^{*o-}	26,99^{*+o-}	0,28
2000	V	1,18 ⁻	0,38	0,45	1,11	0,57	0,48
	VI	1,50	0,55	0,67	0,87	0,53	0,59
	VII	0,25	0,82	0,27	0,71	0,40	0,34
	IX	1,21	0,74	0,41	0,90	0,48	0,38
2001	V	0,44	0,35	0,34	0,76 ⁺	0,28	0,25
	VI	0,12	0,33	0,28	0,33	0,25	0,16
	VII	0,57	0,41	0,45	0,57	0,47	0,40
	IX	0,19	0,13	0,25	0,44	0,30	0,20

Vysvětlivky: tučně označené hodnoty byly alespoň jednou extrémně odlehle

Odlehle hodnoty dle Tukeyho testu:

* ze všech hodnot, ° v jednotlivých letech, - z jednotlivých variant, + z jednotlivých termínů měření,

Obr. 1 Hodnoty koeficientu nasycené hydraulické vodivosti K v letech 1999 – 2001 a proložení trendových křivek hodnotami (hodnoty válce 5 z roku 1999 nezobrazeny)



Tabulka 2 Statistické ukazatele koeficientu hydraulické vodivosti K (mm.min⁻¹)

	Platná pozorování	Průměr	Medián	Rozptyl	Směrodatná odchylka	Směrodatná chyba	Variační koeficient	Minimum	Maximum	Variační rozpětí
Válec 1 – V1	11 0	1,07 -	1,18 -	0,74 -	0,86 -	0,26 -	0,81 -	0,12 -	2,91 -	2,79 -
Válec 2 – V2	11	0,51	0,47	0,05	0,22	0,07	0,43	0,13	0,82	0,69
Válec 3 – V3	11	0,40	0,41	0,01	0,12	0,04	0,29	0,25	0,67	0,42
Válec 4 – V4	11 0	1,07 -	0,87 -	0,46 -	0,68 -	0,20 -	0,63 -	0,33 -	2,47 -	2,14 -
Válec 5 – V5	11 8	4,17 0,41	0,48 0,44	69,34 0,01	8,33 0,12	2,51 0,04	2,00 0,30	0,25 0,25	26,99 0,57	26,74 0,32
Válec 6 – V6	11	0,44	0,38	0,06	0,25	0,08	0,57	0,16	1,00	0,84
I x seč (V1+V2)	22 11	0,79 0,51	0,56 0,47	0,46 0,05	0,68 0,22	0,14 0,07	0,86 0,43	0,12 0,13	2,91 0,82	2,79 0,69
Lada (V3+V4)	22 11	0,74 0,40	0,45 0,41	0,35 0,01	0,59 0,12	0,13 0,04	0,80 0,29	0,25 0,25	2,47 0,67	2,22 0,42
Mulč (V5+V6)	22 19	2,30 0,42	0,44 0,40	36,71 0,04	6,06 0,20	1,29 0,05	2,63 0,47	0,16 0,16	26,99 1,00	26,83 0,84
VI / 1999	6 3	1,50 0,60	1,13 0,68	1,55 0,03	1,24 0,17	0,51 0,10	0,83 0,28	0,41 0,41	3,75 0,71	3,34 0,30
VII / 1999	6 3	3,12 0,73	1,36 0,77	19,16 0,08	4,38 0,29	1,79 0,17	1,40 0,39	0,43 0,43	11,87 1,00	11,44 0,57
IX / 1999	6 3	5,42 0,39	1,17 0,42	112,51 0,01	10,61 0,10	4,33 0,06	1,96 0,25	0,28 0,28	26,99 0,47	26,71 0,19
V / 2000	6 4	0,70 0,47	0,53 0,47	0,13 0,01	0,35 0,08	0,14 0,04	0,51 0,17	0,38 0,38	1,18 0,57	0,80 0,19
VI / 2000	6 4	0,79 0,59	0,63 0,57	0,14 0,00	0,37 0,06	0,15 0,03	0,47 0,11	0,53 0,53	1,50 0,67	0,97 0,14
VII / 2000	6 4	0,47 0,46	0,37 0,37	0,06 0,06	0,24 0,25	0,10 0,12	0,52 0,54	0,25 0,27	0,82 0,82	0,57 0,55
IX / 2000	6 4	0,69 0,50	0,61 0,45	0,11 0,03	0,33 0,16	0,13 0,08	0,48 0,33	0,38 0,38	1,21 0,74	0,83 0,36
V / 2001	6 4	0,40 0,31	0,35 0,31	0,03 0,00	0,19 0,05	0,08 0,02	0,46 0,16	0,25 0,25	0,76 0,35	0,51 0,10
VI / 2001	6 4	0,25 0,26	0,27 0,27	0,01 0,01	0,09 0,07	0,04 0,04	0,36 0,28	0,12 0,16	0,33 0,33	0,21 0,17
VII / 2001	6 4	0,48 0,43	0,46 0,43	0,01 0,00	0,08 0,03	0,03 0,02	0,16 0,08	0,40 0,40	0,57 0,47	0,17 0,07
IX / 2001	6 4	0,25 0,22	0,23 0,23	0,01 0,01	0,11 0,07	0,04 0,04	0,43 0,33	0,13 0,13	0,44 0,30	0,31 0,17
Rok 1999	18 9	3,35 0,57	1,27 0,47	41,91 0,05	6,47 0,23	1,53 0,08	1,94 0,40	0,28 0,28	26,99 1,00	26,71 0,72
Rok 2000	24 16	0,66 0,50	0,56 0,48	0,11 0,02	0,33 0,15	0,07 0,04	0,50 0,30	0,25 0,27	1,50 0,82	1,25 0,55
Rok 2001	24 16	0,34 0,30	0,33 0,29	0,02 0,01	0,15 0,10	0,03 0,02	0,44 0,32	0,12 0,13	0,76 0,47	0,64 0,34
Měsíc V	12 8	0,55 0,39	0,45 0,37	0,10 0,01	0,31 0,11	0,09 0,04	0,56 0,28	0,25 0,25	1,18 0,57	0,93 0,32
Měsíc VI	18 11	0,84 0,47	0,57 0,53	0,78 0,04	0,88 0,19	0,21 0,06	1,05 0,41	0,12 0,16	3,75 0,71	3,63 0,55
Měsíc VII	18 11	1,35 0,52	0,52 0,43	7,30 0,05	2,70 0,23	0,64 0,07	2,00 0,44	0,25 0,27	11,87 1,00	11,62 0,73
Měsíc IX	18 11	2,12 0,37	0,43 0,38	38,92 0,03	6,24 0,17	1,47 0,05	2,95 0,45	0,13 0,13	26,99 0,74	26,86 0,61
Všechna měření	66 41	1,28 0,44	0,47 0,41	12,65 0,04	3,56 0,19	0,44 0,03	2,79 0,43	0,12 0,13	26,99 1,00	26,87 0,87

Vysvětlivky: Horní údaj v buňce je ze všech změřených hodnot, spodní tučný je z hodnot po vyloučení odlehklých.

Priemyselné imisie síry a dusíka v podmienkach poľnohospodárskej krajiny vo vzťahu k acidifikácii pôd

P. LAZOR, T. TÓTH, J. TOMÁŠ, A. VOLLMANNOVÁ, M. HALÁSOVÁ

*Katedra chémie, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre
Tr. A. Hlinku 2, 949 01 Nitra*

Abstrakt

Antropogénne emisie znečisťujúcich látok do atmosféry spôsobujú súčasné a potenciálne problémy. Emisie základných znečisťujúcich látok v rámci územia SR sú pravidelne monitorované a výsledky sú doplňované do databázy „Register emisií zdrojov znečisťovania ovzdušia“ (REZZO); tieto údaje boli zaznamenané v časovom úseku od roku 1985 SHMÚ Bratislava. Negatívne sprievodné úkazy priemyselných aktivít a spaľovania uhlia sú exhalácie veľkých množstiev pevných a plyných emisií SO_2 do atmosféry s toxickým vplyvom.

Imisné zložky síry boli absorbované z atmosférického SO_2 na alkalický povrch filtra obsahujúceho uhličitan sodný a oxidy N – NO_x – za vzniku trietanolaminu na kovovej mriežke v regiónoch PD Močenok (1998 – 2000). Sírany boli určované titračne s etanolovým roztokom $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$. Výsledky z 1. januára 1998 – 31. decembra 2000 ukazujú, že priemerná koncentrácia SO_2 bola na PD Močenok $19,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ SO_2 a $15,1 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 . Výsledky za časový úsek rokov ukazujú, že priemerná koncentrácia NO_x bola v Močenku $20,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ NO_x .

Kľúčové slová: síra, imisie, dusík, acidifikácia, pôda

Abstract

Anthropogenic emissions of pollutants into the atmosphere do cause many present and potential problems. Emissions of basic polluting substances within the territory of the Slovak Republic are regularly monitored and the results are updated in a database called “The Register of Emissions on Air Pollution Sources (REZZO); this data has been recorded since 1985 by SHMÚ in Bratislava. Negative accompanying phenomenon of industrial activities and burning coal is exhalation of large amount of solid and gas emissions SO_2 into the atmosphere with toxic effect.

Imission compounds of sulphur were absorbed from the atmosphere SO_2 to an alkaline surface of a filter containing sodium carbonate and nitrogen oxides – NO_x – to trietanolamine on a metal grid, in regions PD Močenok (1998 – 2000). Sulphates were determined by titration with ethanolic solution of $\text{Ba}(\text{ClO}_4)_2$. Results from the January 1st 1998 – December 31st 2000 show, that mean SO_2 concentration were at PD Močenok $19,6 \mu\text{g.m}^{-3}$ SO_2 and $15,1 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 . Results on the years show, that mean NO_x concentration were at Močenok $20,2 \mu\text{g.m}^{-3}$ NO_x .

Key words: sulphur imissions, nitrogen, acidification, soil

Úvod

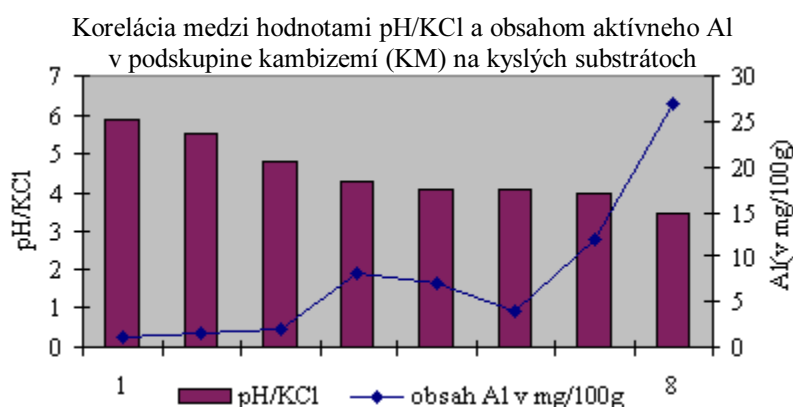
Zmena prírodných podmienok (znečistenie ovzdušia, acidifikácia pôd, klimatické zmeny) nutne vedie k zmenám vo vývoji a ekologickej stabilite poľnohospodárskej krajiny. Očakávaná zmena klímy predstavuje závažnú úlohu, ktorá si vzhľadom na dlhodobú produkciu poľnohospodársky obrábaných a využívaných pôd vyžaduje prijať adekvátne opatrenia v ich oblasti s cieľom zmiernenia negatívnych rizík. Pôdna reakcia je dôležitou vlastnosťou pôdy, pretože priamo alebo nepriamo určuje ekologické podmienky pre rastliny a pôdne mikroorganizmy. Do značnej miery podmieňuje aj pohyblivosť rizikových stopových prvkov v pôdach a ich príjem rastlinami, a ďalej množstvo prijateľného fosforu (Tóth, Lazor, 2000).

Rozpätie pôdnej reakcie v poľnohospodárskych pôdach je veľmi široké a variabilné aj v rámci jednotlivých typov a subtypov pôd. Priemerne, ale hlavne niektoré extrémne hodnoty v kyslej oblasti

(najmä minimálne) aj u pôd, ktoré sú intenzívne využívané v poľnohospodárstve svedčia o tom, že kyslosť pôd je u nás nezanedbateľným limitujúcim činiteľom a jej stav a vývoj sú veľmi nepriaznivé. Na väčšine územia SR prevláda kyslá až neutrálna pôdna reakcia (od pH 4,5 do 7,7), i keď sa kyslosť pôdy vplyvom znečisťovania prostredia (najmä SO_2 a NO_x) na mnohých miestach značne zvýšila. Nepriaznivý vývoj v acidifikácii pôd ma za následok, že asi 700 tis. ha poľnohospodárskych pôd vykazuje reakciu pod pH 5,5. Okrem toho sa silno kyslá reakcia zaznamenáva v najvyšších polohách (vplyvom substrátu, nadmorskej výšky i znečisteného ovzdušia) do pH 4,5. Silno kyslú reakciu vykazujú aj mačínové pôdy na pieskoch Záhorskej nížiny. Tieto pôdy majú aj úplne nedostatočný obsah draslíka a fosforu. V Podunajskej nížine prevláda zásaditá až silno zásaditá pôdna reakcia – nad pH 7,2.

Používanie fyziologicky kyslo pôsobiacich hnojív ako aj kyslé atmosferické polutanty prispievajú k zvýšenému okysľovaniu pôd. Hodnota pH pôdy je jedným z hlavných parametrov, ktoré ovplyvňujú priebeh väčšiny chemických reakcií v pôde. Významným negatívnym dopadom zmien pôdnej reakcie smerom ku kyslej oblasti pH je zvyšovanie mobility rizikových látok – aktívneho hliníka a ťažkých kovov. V pôdach SR boli zistené určité acidifikačné trendy len na kyslých pôdach a kyslých substrátoch (kyslé kambizeme, podzoly, rankre podzolové). Na ostatných pôdach neboli zistené výraznejšie zmeny pôdnej reakcie, okrem pôd v okolí cementární a magnezitiek, kde stále prevláda alkalická pôdna reakcia (pH v KCl prevažne v rozpätí 8 – 9).

Vývoj pôdnej reakcie smeruje k zakysleniu v prípade pôd s hodnotou pôdnej reakcie v slabokyslej a kyslej oblasti a môže sa perspektívne odraziť v zvýšení prístupnosti hliníka čo názorne dokumentuje i nasledovný graf:



Vplyv voľných katiónov hliníka je jedným z najvýznamnejších faktorov obmedzujúcich výživu a rast poľnohospodárskych plodín. Akumulácia hliníka v ľudskom organizme prebieha v mozgu a negatívne ovplyvňuje centrálny nervový systém.

V pôdach s kyslou až veľmi kyslou reakciou sa stáva veľmi negatívnym faktorom aj aktívny (výmenný) hliník. Vyskytuje sa len v kyslých pôdach (najmä po pH/KCl 6). Aktívny hliník pôsobí priamo i nepriamo toxicky na rastliny (MŽP SR, 2001).

Vzhľadom na to, že zdrojom kontaminácie sú priemyselne imisie, možno ich podľa účinku na pôdu deliť ako acidifikujúce, alkalizujúce a metalizujúce.

Imisné oblasti možno rozdeliť na dve základne skupiny:

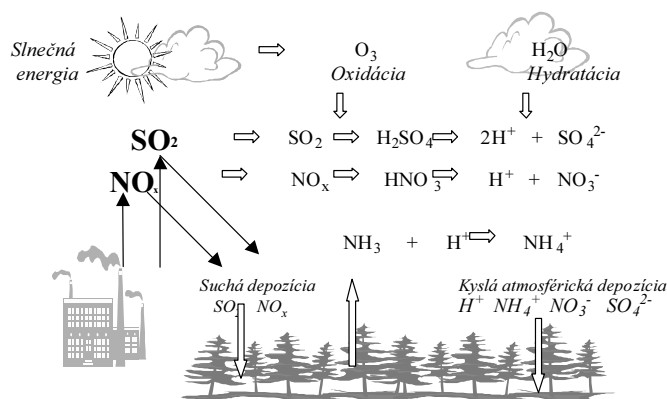
- imisné oblasti všeobecného typu,
- imisné oblasti špecifického typu.

Hlavným znakom imisných oblastí všeobecného typu je acidifikácia pôdneho fondu, čo je charakteristické pre všetky plynné imisie s takýmto účinkom. Do skupiny imisných oblastí špecifického typu možno zaradiť oblasti s účinkom na pôdy *alkalizujúcim* (ako dôsledok prašných technológií vápeniek, cementární a magnezitiek), *metalizujúcim* (prevažne pevná forma všetkých druhov exhalátov s najväčšou intenzitou v okolí prevádzok špeciálnej hutníckej výroby), ako aj veľké celky ovplyvňované zmesnými exhalátmi (hlavne mestské aglomerácie).

Slovenský emisný inventarizačný systém predstavuje Register emisií a zdrojov znečisťovania ovzdušia (REZZO). Register emisií je členený podľa výkonu, veľkosti a druhu zdrojov na 4 časti. V súčasnosti sa prehľad o podnikoch a množstve základných znečisťujúcich látok uvádza v "Správe o kvalite ovzdušia a podiele jednotlivých zdrojov na jeho znečisťovaní" (SHMÚ, MŽP SR, 2001). Podľa tejto správy boli vývojové trendy emisií na území SR (1995 – 2000) v tis. tonách nasledovné:

	Množstvo					
Emisie	1995	1996	1997	1998	1999	2000
SO₂	238,733	226,509	201,621	179,111	170,862	134,376
NO_x	181,322	130,068	124,205	129,697	117,432	113,877
CO	400,816	346,492	335,946	313,245	304,667	305,268
Tuhé znečisťujúce látky	92,722	69,509	62,986	57,730	61,150	58,408

Výrazne negatívny vplyv na kvalitu podma imisná situácia v SR (Lazor, Tomáš, Tóth, 2000). Pôdny fond najviac ohrozený diaľkovým prenosom exhalátov je sústredený v okresoch Dolný Kubín (22 %), Liptovský Mikuláš (18 %), Poprad (18 %), Banská Bystrica (12 %), Spišská Nová Ves (6 %) a Stará Ľubovňa (5 %). Najškodlivejšími kontaminantmi poľnohospodárskej pôdy a vegetácie sú zlúčeniny SO₂, NO_x, CS₂, F, Pb, Cd, As, popolčeky, Ti, Ni a organické látky. Mechanizmus acidifikácie pôd i prírodných ekosystémov nám čiastočne približuje obrázok 1.



O tom, že emisno-imisná situácia Hornej Nitry je znepokojujúca svedčí i fakt, že emisie znečisťujúcich látok (REZZO 1) na tomto zaťaženom území predstavovali v 1999 takmer 45 tisíc ton SO₂ a približne 5 tisíc ton NO_x, čo potvrdzuje nasledujúca tabuľka:

Tabuľka Vývojové trendy emisií základných znečisťujúcich látok 1997 – 1999 (tony)

Oblasť	Rok	Tuhé látky	SO ₂	NO _x	CO
Horná Nitra	1997	1 612	45 079	4 244	1 134
	1998	1 581	41 942	5 232	1 020
	1999	1 455	45 173	5 325	1 112

Cieľom práce bolo vzhľadom na uvedené skutočnosti kvantifikovať kyslú atmosférickú depozíciu zlúčenín síry a dusíka v priemyselných oblastiach (imisný areál Duslo a. s. Šaľa) s poľnohospodárskou výrobou (PD Močenok) v období 1998 – 2000. Nakoľko doterajšie merania sú zamerané na aspekty hygienické (regionálne znečistenie ovzdušia), pracovné metódy sme aplikovali tak, aby zohľadňovali dlhodobý vplyv na pôdu, vegetáciu a prostredie.

Materiál a metódy

Krátkodobé sledovanie koncentrácií zlúčenín síry a ich konečné využitie pre vypočítavanie priemerných dlhodobých (ročných) koncentrácií v ovzduší je nepresné a spojené s relatívne veľkými chybami stanovenia. Metódy sú založené na redukčných schopnostiach SO₂, pričom nezohľadňujú skutočnosť, že SO₂ po exhalovaní do atmosféry podlieha zákonitým oxidačným premenám. Nevystihujú celkový plošný spad zlúčenín síry na pôdu, lesné porasty a pestované plodiny. K naplneniu cieľa práce, získať poznatok o zaťažení vybraných území poľnohospodárskych sústav plynnými imisiami SO₂ a NO_x sme nenáročné metódy dlhodobého sledovania zmien koncentrácií zlúčenín síry a dusíka. Sú dostatočne presné a aplikovateľné v katastroch PD, lesných podnikoch a ekologicky zaťažených územiach s poľnohospodárskou výrobou.

Na meranie sme použili sorpčno-kumulatívnu metódu. Ide o ich sorbovanie na silne alkalicom povrchu poréznych filtračných doštičiek o rozmeroch 0,15 x 0,1 x 0,003 m nasýtených Na₂CO₃. Absorbčné filtre boli umiestnené v špeciálne upravených meteorologických búdkach vo výške 2 m nad zemou, chránené pred poveternostnými vplyvmi, pozdĺžne v smere prevládajúcich vetrov. Veľmi slabý anión CO₃²⁻ je pritom nahradzovaný SO₂ a SO₃, prípadne aniónmi SO₄²⁻. Po 40 – 50 dňovej expozícii v teréne sa nasorbované zlúčeniny z filtra nechajú po mechanickej úprave 24 hodín vylúhovať do destilovanej vody. Pridaním H₂O₂ sa zlúčeniny síry zoxiduujú na SO₄²⁻. Anióny SO₄²⁻ sa stanovujú odmernou analýzou použitím etanolového roztoku Ba(ClO₄)₂. Výsledná hodnota sorbovaného množstva zlúčenín síry sa vyjadruje ako plošný spad (mg.m⁻².d⁻¹ SO₂). Prepočet plošného spadu na objemovú koncentráciu (µg.m⁻³ SO₂) možno robiť pomocou regresných rovníc alebo grafov.

Na meranie koncentrácií NO_x (µg.m⁻³) sme využili poznatok o vhodnej sorpcii oxidov dusíka do trietanolamínu. Trietanolamín bol nanosený na oceľovej sieťke. Sieťka bola umiestnená na uzavretom konci PE trubice umiestnenej ako filtre na absorpciu SO₂ v tých istých meteorologických búdkach. Nasorbované zlúčeniny dusíka sa po 45 dňovej expozícii vylúhujú do vody, pridá sa roztok H₂O₂ kvôli eliminácii interferencie SO₂. Roztok sa diazotuje sulfanylamidom a kopuluje činidlom NEDA [N-(1-naftyl)-etylén-diamín-dihydrochlorid]. Vzniknuté červené zafarbenie komplexu NO₂ – NEDA je úmerné koncentrácii NO₂ a stanovuje sa fotometricky pri vlnovej dĺžke 540 nm. Transport imisii NO₂

k sorbentu sa riadi difúziou a pomocou difúzných zákonov sa vypočítava priemerná obsahová koncentrácia NO_x v ovzduší.

Výsledky a diskusia

Stanovište sa nachádza v imisnom areáli Duslo, a.s. Šaľa 7,5 km severovýchodným smerom. Výsledky sme spracovali do tabuľky 1 a 2. Počas sledovaného obdobia 1998 bola priemerná plošná depozícia $20,9 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 , to v prepočítaní znamená 76 kg.ha^{-1} SO_2 , resp. 66 kg.ha^{-1} H_2SO_4 . Najnižší spad bol od 15.8. – 30.9.98 v priemere $14,2 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 . Najvyšší spad sme zaznamenali v období 16.5. – 30.6. s priemernou hodnotou $31,4 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 . Priemerná obsahová koncentrácia zlúčenín SO_x v prízemnej atmosfére bola počas roku 1998 v priemere $20,9 \text{ }\mu\text{g.m}^{-3}$ SO_2 .

Je zaujímavé, že oproti minulému roku (Lazor, Tóth, Tomáš, 2000) došlo k zvýšeniu priemernej depozície síry ako i obsahových koncentrácií zlúčenín SO_2 v spodných vrstvách atmosféry. Vysvetlenie môžeme hľadať jednak v množstve produkcie emisií ale i v meteorologickej situácii daného regiónu. V 1997 aj 1998 podnik Duslo Šaľa vyprodukoval rovnaké množstvo emisií síry, takmer 2 294 ton SO_2 (MŽP SR, SA ŽP, 1999).

Plošný spad zlúčenín síry v období 1.1. – 31.12. 1999 bol na stanovišti v priemere $12,3 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 , to v prepočítaní znamená 45 kg.ha^{-1} SO_2 , resp. 67 kg.ha^{-1} H_2SO_4 . Najvyššiu hodnotu spadu – $24,4 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 sme namerali od 1.1. – 15.2. 99. Najnižší spad zlúčenín síry bol od 1.7. – 14.8. s hodnotou $7,2 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 . Spriemerovaním hodnôt obsahových koncentrácií zlúčenín SO_2 odčítaných z grafu a vypočítaných z regresnej rovnice podľa normy, dostaneme hodnotu $16,4 \text{ }\mu\text{g.m}^{-3}$ SO_2 .

Plošný spad zlúčenín síry v období 1.1. – 31.12. 2000 bol na stanovišti PD Močenok v priemere $12,2 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 , to v prepočítaní znamená 47 kg.ha^{-1} SO_2 , resp. 71 kg.ha^{-1} H_2SO_4 . Najvyššiu hodnotu spadu – $17,6 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 sme namerali od 16.11. – 31.12. 2000. Najnižší spad zlúčenín síry bol od 1.7. – 14.8. s hodnotou $8,7 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$ SO_2 . Spriemerovaním hodnôt obsahových koncentrácií, dostaneme $12,2 \text{ }\mu\text{g.m}^{-3}$ SO_2 .

Tabuľka 1 Prízemné koncentrácie zlúčenín SO_2 namerané 1998 – 2000 na PD Močenok

Obdobie	SO_2	1.1. – 15.2.	16.2 – 31.3.	1.4. – 15.5.	16.5. – 30.6.	1.7. – 14.8.	15.8. – 30.9.	1.10. – 15.11.	16.11. – 31.12.
1998	$\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	20,2	15,4	17,8	31,4	16,0	14,2	21,5	30,8
	$\mu\text{g.m}^{-3}$	25,4	18,3	21,8	42,2	19,6	19,0	27,4	41,4
1999	$\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	24,4	14,6	11,3	13,6	7,2	5,7	5,6	16,2
	$\mu\text{g.m}^{-3}$	31,7	19,4	15,0	18,2	9,6	7,6	7,5	19,4
2000	$\text{mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}$	14,4	10,2	9,5	13,6	8,7	10,2	13,1	17,6
	$\mu\text{g.m}^{-3}$	18,7	13,6	12,5	18,2	11,6	13,5	18,0	21,5

Experimentálne výsledky nameraných koncentrácií oxidov dusíka sme spracovali do tabuľky 2. Priemerná obsahová koncentrácia v roku 1998 bola $18,1 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$. Veľkosť koncentrácií NO_2 sa pohybovala v rozmedzí $10,4 - 24,6 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$. Spriemerovaním ročných obsahových koncentrácií zlúčenín dusíka sme získali hodnotu $19,9 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_x$. Ak porovnáme zmeny v jednotlivých obdobiach zistíme, že ročný chod koncentrácií NO_x je vyrovnaný a zmeny minimálne. I táto skutočnosť nasvedčuje o nepretržitom a kontinuálnom vplyve exhaláčného zdroja.

Koncentrácia NO_2 počas roka 1999 bola $19,6 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$. Koncentrácie NO_2 sa na stanovišti pohybovali v intervale $11,9 - 30,8 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$. Z nameraných a zhodnotených výsledkov vyplýva, že v sledovanom roku bola priemerná obsahová koncentrácia na stanovišti PD Močenok $21,6 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_x$.

Obsahová koncentrácia NO_2 (tabuľka 2) v období roka 2000 predstavovala na stanovišti v katastri PD Močenok v priemere $23,0 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$. Koncentrácie NO_2 sa menili v rozsahu $17,4 - 31,2 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$. Hodnoty obsahovej koncentrácie NO_2 sme prepočítali na NO_x . Počas sledovaného obdobia bola lokalita zaťažená priemernou obsahovou koncentráciou $25,3 \mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_x$.

Tabuľka 2 Prízemné koncentrácie zlúčenín NO_2 a NO_x namerané 1998 – 2000 na PD Močenok

Obdobie	NO_x	1.1. – 15.2.	16.2 – 31.3.	1.4. – 15.5.	16.5. – 30.6.	1.7. – 14.8.	15.8. – 30.9.	1.10. – 15.11.	16.11. – 31.12.
1998	$\mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$	28,7	24,6	19,8	10,4	11,5	12,4	22,1	15,2
	$\mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_x$	31,6	27,1	21,8	11,4	12,7	13,6	24,3	16,7
1999	$\mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$	30,8	27,5	14,6	13,2	11,9	13,7	18,6	26,4
	$\mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_x$	33,9	30,3	16,1	14,5	13,1	15,1	20,5	29,0
2000	$\mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_2$	27,1	23,7	18,7	17,8	21,2	17,4	26,9	31,2
	$\mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_x$	29,8	26,1	20,6	19,6	23,3	19,1	29,6	34,3

Pri porovnaní priemerných obsahových koncentrácií zlúčenín dusíka počas jednotlivých rokov zistíme, že mali stúpajúci trend. Jedná sa o vplyv dominantného zdroja emisií a.s. Duslo šaľa s výrobou kyseliny dusičnej a dusíkatých hnojív. Pri porovnaní s autormi (Škulec, 1996; Hesek, Mitošinková, 1991), je tento stav i naďalej vážny. Jedná sa predovšetkým na vplyv na poľnohospodársku a lesnú produkciu.

Záver

Používanie fyziologicky kyslo pôsobiacich hnojív ako aj kyslé atmosferické polutanty prispievajú k zvýšenému okysľovaniu pôd. Hodnota pH pôdy je jedným z hlavných parametrov, ktoré ovplyvňujú priebeh väčšiny chemických reakcií v pôde. Meranie koncentrácií zlúčenín SO_2 a NO_x v okolí Duslo a.s. Šaľa sme realizovali sorpčno – kumulatívnu a difúznou metódou v katastri poľnohospodárskeho podniku PD Močenok v období 1998 – 2000.

Výsledky sme vyjadrili ako plošný spad SO_2 ktorý predstavoval za obdobie 1.1.1998 – 31.12. 2000 v priemere $15,1 \text{ mg.m}^{-2}.\text{d}^{-1}\text{SO}_2$. Vo vegetačnom období sme namerali v priemere 2,5 – 3 krát nižší spad SO_2 ako v mimovegetačnom období. Hodnoty spadu zlúčenín SO_2 sme prepočítali na obsahovú koncentráciu, ktorá bola v priebehu troch rokov $19,6 \text{ }\mu\text{g.m}^{-3} \text{SO}_2$.

Priemerné obsahové koncentrácie zlúčenín dusíka počas celého sledovaného obdobia predstavovali na PD Močenok $20,2 \text{ }\mu\text{g.m}^{-3} \text{NO}_x$. Vzhľadom na synergický acidifikačný účinok imisií síry a dusíka v ekosystémoch, sledovaná lokalita počas celého obdobia bola kontaminovaná $41,8 \text{ }\mu\text{g.m}^{-3} \text{SO}_2 + \text{NO}_x$. Výsledky práce potvrdili opodstatnenosť merania zlúčenín SO_2 a NO_x v kontaminovaných poľnohospodárskych oblastiach SR.

Literatúra

- HESEK F., MITOŠINKOVÁ M., 2000: Výpočet znečistenia ovzdušia oxidmi dusíka na Slovensku. 1991. LAZOR P., TOMÁŠ J., TÓTH T.: Trvalo udržateľný rozvoj a ochrana ovzdušia v podmienkach SR. Nitra: SPU v Nitre, s. 432 – 435. ISBN 80-7137-718-X.
- LAZOR P., TÓTH T., TOMÁŠ J., 2000: Trendy znečisťovania ovzdušia hornonitrianskeho regiónu. In: Cudzorodé látky v životnom prostredí. Nitra: SPU v Nitre, s. 142 – 148. ISBN 80-7137-745-7.
- Správa o kvalite ovzdušia a podiele jednotlivých zdrojov na jeho znečisťovaní v SR 2000. I. vyd. Bratislava, 2001: MŽP SR, SHMÚ. 150 s. ISBN 80-88907-15-2.
- Správa o kvalite ovzdušia a podiele jednotlivých zdrojov na jeho znečisťovaní v SR 1998. I. vyd. Bratislava, 1999: MŽP SR, SHMÚ. 176 s.
- Správa o stave životného prostredia Slovenskej republiky v roku 2000. I vyd. Bratislava, 2001: MŽP SR, SAŽP. 200 s. ISBN 80-88833-29-9.
- TÓTH J., LAZOR P., 2000: Problematika vyčísl'ovania škôd v poľnohospodárstve znížením produkcie vo vzťahu k intenzifikačným faktorom a kyslým dažďom. In: Medzinárodné vedecké dni 2000. Nitra: SPU v Nitre, s. 289 – 293. ISBN 80-7137-718-X.

Prenos kadmia v poľnohospodárskych pôdach

¹⁾ Ľubomír LICHNER, ²⁾ Beata HOUŠKOVÁ, ³⁾ Andrea ČIPÁKOVÁ

¹⁾ Ústav hydrológie SAV, Račianska 75, P.O. Box 94, 83811 Bratislava

²⁾ Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 82713 Bratislava

³⁾ Štátny zdravotný ústav, Ipeľská 1, 04220 Košice

Abstrakt

Pri štúdiu prenosu kadmia v neobrábannej pôde s trávnaťm porastom v Bodíkoch sme zistili hlboký prienik kadmia až do hĺbky 60 cm (Lichner, 1998). V rozpore s predpoveďou pomocou konvektívno-disperznej rovnice, že kadmium by malo zostať v 10 cm hrubej povrchovej vrstve pôdy, sme zistili, že viac ako 40 % kadmia bolo prítomného v hĺbke väčšej ako 10 cm. Tento rozpor možno vysvetliť prenosom kadmia, adsorbovaného na častice pôdy $<10^{-5}$ m, cez pôdne makropóry, ktorý konvektívno-disperzná rovnica neberie do úvahy. Pri štúdiu interakcie Cd s pôdou sme zistili, že na častice pôdy $<10^{-5}$ m sa za 1 minútu adsorbovalo viac ako 35 % Cd v prípade hlinito-piesočnatej pôdy z Kalinkova, viac ako 32 % Cd v prípade hlinitej pôdy z Macova a viac ako 48 % Cd v prípade ílovitej pôdy z Jurovej. Z meraní obtokového podielu vo vegetačnej sezóne v roku 2000 sme zistili, že cez pôdne makropóry prúdilo 89,2 – 99,8 % vody aplikovanej vo forme výtopy v Jurovej, 53,6 – 98,2 % v Macove a 76,8 – 98,2 % v Kalinkove. Z toho vyplýva, že dážď s intenzitou vyššou ako je stredná hodnota nasýtenej hydraulikej vodivosti pôdnej matrice, ktorý sa v oblasti juhozápadného Slovenska môže vyskytnúť priemerne 24-krát v priebehu vegetačnej sezóny (Faško et al., 2000), môže spôsobiť rýchly prenos povrchovo aplikovaných agrochemikálií a kadmia do väčších hĺbok pôdy.

Kľúčové slová: kadmium, pôda, ílové minerály, adsorpcia

Úvod

Kadmium je jedným z najtoxickejších kovov s preukázanými karcinogénnymi a teratogénnymi účinkami. Hlavným zdrojom znečistenia poľnohospodárskych pôd kadmiumom je aplikácia minerálnych fosforečných hnojív, fungicídov a kalov z čistiarní odpadových vôd (Kováčová, 2000; Nováková et al., 2000). Difúzne znečistenie kadmiumom pre pôdy v SR spracovali Čurlík a Šefčík (1999).

Poznanie celkového množstva kadmia v pôde poskytuje len obmedzenú informáciu, keď sa zaujímate o jeho toxické účinky, preto sú potrebné nejaké miery „prístupnosti“ a „pohyblivosti“. Rozdelenie, založené na stupni asociácie kadmia s pôdnymi zložkami, sa robí pomocou rôznych modifikácií sekvenčnej selektívnej extrakčnej procedúry (napr. Almas et al., 2000). Najnižší stupeň asociácie majú vodorozpusťné a výmenné formy, ktoré môžu byť pohyblivé a bioprístupné. Bioprístupný (mobilný a ľahko mobilizovateľný) obsah kadmia v pôde závisí napr. od pôdnej genézy (Dlapa et al., 2000). Vysoký podiel Cd v mobilnej frakcii majú podzoly a kambizeme kyslé, nízky podiel je charakteristický pre čierne, rendziny a černozeme (Makovníková, 2000). Mobilitu Cd zvyšuje pokles pH v dôsledku kyslých dažďov (Piš et al., 1999) a minimalizácia orby (Bielek et al., 1998). Zníženie množstva kadmia v prístupnej forme (imobilizácia kadmia) sa naopak dosiahne aplikáciou vysokých dávok ($100 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$) hydroxidu vápenatého (Bielek et al., 1998), humínových kyselín (Barančíková et al., 1997; Babejová et al., 2000), zeolitu (Torma a Chimič, 1992), Al-montmorilonitu a štrkového kalu, čo je odpad pri ťažbe štrku (Lothenbach et al., 1998).

Pôdne makropóry umožňujú rýchly prenos vody a v nej rozpustených chemických látok do podkoreňovej zóny pôdy príp. plytko položenej podzemnej vody (Alaoui et al., 1997; Gomboš et al., 2001). Prenos kadmia v poľnohospodárskych pôdach je ovplyvňovaný viacerými faktormi, napr. interakciou kadmia s pôdnymi zložkami, rozdelením vody a rozpustených látok medzi makropórovú a matricovú doménu, prenosom častíc v pôdných makropóroch, intenzitou závlahy/zrážky, hodnotou pH pôdneho roztoku. Pri štúdiu prenosu kadmia v neobrábannej pôde s trávnatým porastom v Bodíkoch sme zistili hlboký prienik kadmia až do hĺbky 60 cm (Lichner, 1998). V rozpore s predpoveďou pomocou konvektívno-disperznej rovnice, že kadmium by malo zostať v 10 cm hrubej povrchovej vrstve pôdy, sme zistili, že viac ako 40 % kadmia bolo prítomného v hĺbke väčšej ako 10 cm. Cieľom nášej štúdie bolo vysvetliť tento rozpor.

Materiál a metódy

Prenos kadmia v pôde sme študovali na troch lokalitách, na ktorých sa vo vegetačnej sezóne r. 2000 pestovala ozimná pšenica. Ľahká hlinito-piesčitá pôda na lokalite Kalinkovo je podľa pôdneho typu (MKSPS, 2000) fluvizem kultizemná karbonátová (FMa^c). Pôda sa nachádza na ľahkých karbonátových nívnych uloženiach. Stredne ťažká hlinitá pôda na lokalite Macov je podľa pôdneho typu (MKSPS, 2000) čiernica kultizemná černoziemná karbonátová (ČAab^c). Pôda sa nachádza na stredne ťažkých karbonátových nívnych uloženiach. Ťažká ílovitá pôda na lokalite v Jurovej je podľa pôdneho typu (MKSPS, 2000) čiernica kultizemná černoziemná karbonátová (ČAab^c). Pôda sa nachádza na aluviálnej rovine tvorenej vrstvou preplavenej spraše na karbonátových nívnych uloženiach. Rozdelenie veľkosti častíc, minerálne zloženie ílovej frakcie a vybrané chemické vlastnosti študovaných pôd uvedené v tabuľke 1. Kvalita humusu je hodnotená podielom obsahu humínových kyselín a fulvokyselín (HA/FA).

Tabuľka 1 Rozdelenie veľkosti častíc, minerálne zloženie ílovej frakcie a vybrané chemické vlastnosti študovaných pôd (Fulajtár et al., 1998)

Študovaná pôda	Kalinkovo	Macov	Jurová
≥ 0,25 mm (%)	6,04	0,86	1,54
0,25 – 0,05 mm (%)	55,77	36,14	11,35
0,05 – 0,01 mm (%)	22,48	28,84	27,84
0,01 – 0,001 mm (%)	10,22	19,94	37,32
≤ 0,001 mm (%)	5,49	14,22	21,92
≤ 0,01 mm (%)	15,71	34,16	59,27
Illit (%)	60 – 80	60 – 80	50 – 70
Chlorit (%)	10 – 20	10 – 20	10 – 20
Smektit (%)	5 – 10	10 – 20	10 – 20
Kalcit (%)	2 – 5	2 – 5	2 – 5
Dolomit (%)	1 – 3	1 – 3	1 – 2
Kremeň (%)	2 – 5	1 – 3	1 – 3
pH (H ₂ O)	7,8	8,0	8,6
pH (KCl)	7,4	7,7	7,4
CaCO ₃ (%)	27	26	16
C _{ox} (%)	0,78	1,38	2,20
Humus (%)	1,35	2,38	3,79
HA/FA	0,62	1,58	1,77

Obtokový podiel BR sme vypočítali z nasýtenej hydraulickej vodivosti pôdy K_s , nameranej dvojvalcovým infiltrmetrom a hydraulickej vodivosti $k(-3 \text{ cm})$ pôdnej matrice, nameranej podtlakovým infiltrmetrom pri aplikovanom vlhkosťnom potenciále $h = -3 \text{ cm}$ (Štekauerová et al., 2000), z rovnice (Lichner, Houšková, 2001):

$$BR = K_s - k(-3 \text{ cm})/K_s. \quad [1]$$

Adsorpciu S kadmia na všetky pôdne častice sme určovali konvenčnou batch metódou (Čipáková, Mitro, 1997) s použitím rádioaktívneho kadmia ^{109}Cd . V každom adsorpčnom experimente sme použili 10 g suchej pôdy, preosiatej cez sito s veľkosťou ôk 2 mm, 40 ml destilovanej vody a kadmium ^{109}Cd (vo forme CdCl_2) s koncentráciou $50,9 \text{ mg.l}^{-1}$ a špecifickou aktivitou a_0 . Pôda, voda a kadmium sa umiestnili do polyetylénovej fľašky s objemom 100 ml a trepali 5 s. Jednu minútu po trepaní sa odobrala vzorka výluhu s objemom 5 ml a po centrifugovaní sa multikanálovým gamaspektrometrom s Ge/Li detektorom zmerala merná aktivita a kadmia ^{109}Cd v kvapalnej fáze. Merania trvali 10 – 60 minút v závislosti od meranej mernej aktivity. Adsorpcia S sa vypočítala z rovnice:

$$S = (a_0 - a)/a_0. \quad [2]$$

Adsorpcia S' kadmia na častice pôdy $<10^{-5} \text{ m}$, ktoré sa neusadili na dne fľašky do jednej minúty po trepaní vzorky, sa určovala modifikovanou batch metódou. V každom adsorpčnom experimente sme použili 10 g suchej pôdy, preosiatej cez sito s veľkosťou ôk 2 mm, 40 ml destilovanej vody a kadmium ^{109}Cd (vo forme CdCl_2) s koncentráciou $50,9 \text{ mg.l}^{-1}$ a špecifickou aktivitou a_0 . Pôda, voda a kadmium sa opäť umiestnili do polyetylénovej fľašky s objemom 100 ml a trepali 5 s. Po ukončení trepania sa zmes vo fľaške nechala jednu minútu v kľude a potom sa odobrala vzorka výluhu s objemom 5 ml (v ktorej sa vyskytovalo ^{109}Cd nielen v kvapalnej fáze, ale aj adsorbované na častice pôdy $<10^{-5} \text{ m}$) a multikanálovým gamaspektrometrom s Ge/Li detektorom sa 90 sekúnd merala merná aktivita a' . Adsorpcia S' kadmia sa vypočítala z rovnice (Lichner, Čipáková, 2002):

$$S' = (a' - a)/a_0 \quad [3]$$

Zo Stokesovho zákona:

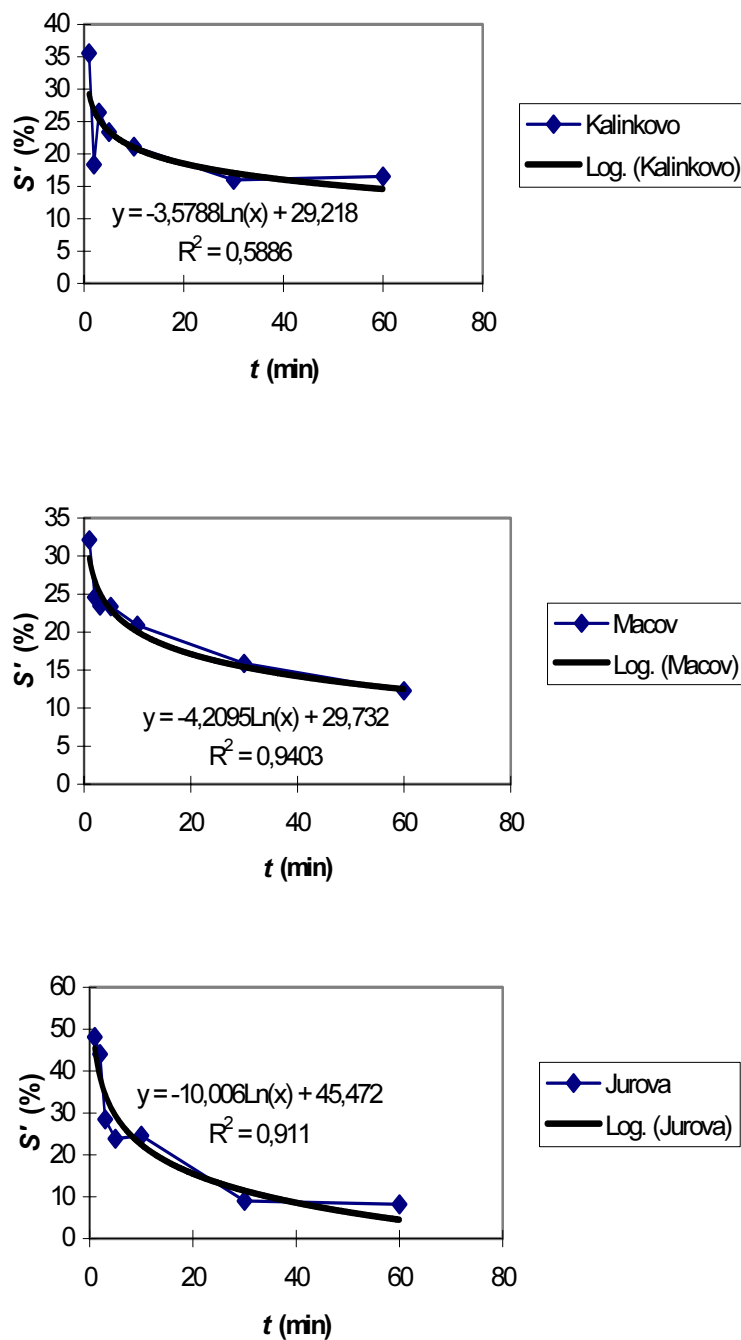
$$v = l/t_u = 2 g r^2 (\rho_s - \rho_w)/9 \eta \quad [4]$$

(kde: v – rýchlosť častice pôdy vo vode, l – dráha, t_u – čas usadzovania častíc, g – gravitačné zrýchlenie, r – polomer častice pôdy, ρ_s – hustota zmesi pôdy s vodou, ρ_w – hustota vody, η – dynamická viskozita vody) možno vypočítať, že všetky častice pôdy $>10^{-5} \text{ m}$ sa usadia na dne nádoby za 1 minútu. Treba poznamenať, že všetky sorpčné experimenty sme robili s jedným opakovaním a prezentujeme aritmetické priemery S a S' .

Výsledky a diskusia

Z meraní batch metódou sme zistili, že počas kontaktu kadmia s pôdou, trvajúceho 1 minútu, sa na častice pôdy z Kalinkova adsorbovalo 96,61 % kadmia, na častice pôdy z Macova 95,78 % Cd

a na častice pôdy z Jurovej 97,83 % Cd. Výsledky meraní modifikovanou batch metódou však ukázali, že počas tohto jednu minútu trvajúceho kontaktu sa na častice pôdy $<10^{-5}$ m, ktoré sa neusadili na dne fľašky do jednej minúty po trepaní vzorky, adsorbovalo 35,55 % kadmia v prípade hlinito-piesočnatej pôdy z Kalinkova, 32,12 % Cd v prípade hlinitej pôdy z Macova a viac ako 48,12 % Cd v prípade ílovitej pôdy z Jurovej. Tieto častice sú pohyblivé v pôdnych makropóroch (Jacobsen et al., 1997). Je treba poznamenať, že sorpcia kadmia na častice $<10^{-5}$ m klesala s dĺžkou trvania kontaktu kadmia s pôdou (obr. 1).



Obr. 1 Závislosť sorpcie S' kadmia na ílové častice $<10^{-5}$ m, ktoré sa neusadili na dne nádoby 1 minútu po premiešaní vzorky, od času t kontaktu kadmia s pôdou.

To znamená, že prvý dážď alebo závlaha po aplikácii fosfátu spôsobí adsorpciu skoro celého kadmia rozpusteného vo vode. Kadmium, adsorbované na pôdne častice $<10^{-5}$ m, mobilizované eróznym vplyvom dažďa alebo závlahy, však môže byť transportované cez pôdne makropóry, čo môže byť príčinou hlbokého prieniku kadmia do pôdneho profilu, ktorý pozoroval Lichner (1998). Treba poznamenať, že rádioindikátorová metóda je jedinou metódou vhodnou na opakované merania prieniku kadmia do pôdy.

Z meraní obtokového podielu vo vegetačnej sezóne v roku 2000 sme zistili, že cez pôdne makropóry prúdilo 89,2 – 99,8 % vody aplikovanej vo forme výtopy v Jurovej, 53,6 – 98,2 % v Macove a 76,8 – 98,2 % v Kalinkove. Z výsledkov meraní nasýtenej hydraulikkej vodivosti (Šútor, 1986) a hodinových zrážkových úhrnov Faško vypočítal, že makropórové prúdenie sa v oblasti juhozápadného Slovenska môže vyskytnúť priemerne 24-krát v priebehu vegetačnej sezóny (Lichner et al., 1999; Faško et al., 2000). Toto prúdenie môže spôsobiť rýchly prenos kadmia z povrchu pôdy až do podkoreňovej oblasti pôdy, s čím treba uvažovať pri aplikácii afrických fosfátov s vysokým obsahom kadmia.

Záver

Hlboký prienik kadmia možno vysvetliť prenosom kadmia, adsorbovaného na častice pôdy $<10^{-5}$ m, cez pôdne makropóry, ktorý konvektívno-disperzná rovnica neberie do úvahy. Reálnejšie výsledky by mala priniesť predpoveď prenosu kadmia v makropórovej pôde dvojdoménovým modelom (napr. Jarvis, 1994; Vogel et al., 2000).

PodĎakovanie

Autori ďakujú za finančnú podporu z projektu VEGA č. 2/7065/20 a z projektu česko-slovenskej vedeckotechnickej spolupráce č. 185.

Literatúra

- ALAOUI A.M., GERMAN P., LICHNER E., NOVÁK V., 1997: Preferential transport of water and ^{131}I iodide in a clay loam assessed with TDR-technique and boundary layer flow theory. *Hydrol. Earth System Sci.*, 1, 4, 813 – 822.
- ALMAS A.R., SALBU B., SINGH B.R., 2000: Changes in partitioning of cadmium-109 and zinc-65 in soil as affected by organic matter addition and temperature. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 1951 – 1958.
- BABEJOVÁ N., DLAPA P., PÍŠ V.: The influence of soil organic matter content on soil surface charge and cadmium mobility in soil. In: GEHRELS H. et al. (eds.): *Proc. Int. Symp. Impact of human activity on groundwater dynamics*. Maastricht, 2001. IAHS Publ. No. 269, Wallingford 2001, s. 287 – 290.
- BARANČIKOVÁ G., BREČKOVÁ V., DLUGOŠ J., 1997: Retencia kadmia pôdami a humínovými kyselinami. *Rostl. Výr.*, 43, 107 – 112.
- BIELEK P., BUJNOVSKÝ R., MATÚŠKOVÁ L., MIKLOVIČ D., ZRUBEC F., 1998: Potentials and barriers of heavy metals transport from soil to plant production. In: VÉDY J.C., ROBERT M. (eds.): *CD Proc. 16th World Congress of Soil Science, Symp. no. 25: Soil pollution: diagnosis, assessment techniques and support for policy development*, Montpellier, 3 s.
- ČIPÁKOVÁ A., MITRO A., 1997: Influence of agrochemical characteristics on ^{85}Sr and ^{137}Cs sorption in soil samples from the localities around nuclear power plants in Slovak Republic. *J. Radioecology*, 5, 2, 3 – 8.

- ČURLÍK J., ŠEFČÍK P., 1999: Diffuse soil contamination problems in Slovak Republic. In: JURÁNI B., JAMBOR P. (eds.): Vedecké práce č. 22. VÚPOP, Bratislava, s. 33 – 46.
- DLAPA P., KUBOVÁ J., MEDVEĎ J., JURÁNI B., STREŠKO V., 2000: Heavy metal fractionation in soils of different genesis. Slovak Geological Magazine, 6, 27 – 32.
- FAŠKO P., LAPIN M., ŠŤASTNÝ P., VIVODA J., 2000: Daily precipitation extremes in Slovakia based on data from 607 stations and 50-year period. In: MAJERČÁK J., HURTALOVÁ T. (eds): VIII. posterový deň Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra. Zborník plných textov na CD. ÚH SAV, Bratislava, 7 s.
- FULAJTÁR E., BARANČÍKOVÁ G., ČURLÍK J., SEDLÁKOVÁ B., ŠURINA B., 1998: Vplyv vodného diela Gabčíkovo na poľnohospodárske pôdy. VÚPÚ, Bratislava, 204 s.
- GOMBOŠ M., ŠÚTOR J., IVANČO J., 2001: Charakteristiky ílovito-hlinitých pôd Východoslovenskej nížiny. I. Charakteristiky puklinovej siete. Acta Hydrologica Slovaca, 2, 206 – 214.
- JACOBSEN O.H., MOLDRUP P., LARSEN C., KONNERUP L., PETERSEN L.W., 1997: Particle transport in macropores of undisturbed soil columns. J. Hydrol., 196, 185 – 203.
- JARVIS N., 1994: The MACRO Model (Version 3.1). Technical description and sample simulations. Reports and Dissertations No. 19. Uppsala, 51 pp.
- KOVÁČOVÁ V., 2000: Stanovenie adsorpčných parametrov kadmia pre vybrané typy pôd. J. Hydrol. Hydromech., 48, 5, 367 – 377.
- LICHNER Ľ., 1998: Vplyv preferovaného prúdenia na prenos kadmia v hlinitej pôde. J. Hydrol. Hydromech., 46, 3, 207 – 217.
- LICHNER Ľ., ČIPÁKOVÁ A., 2002: Cadmium distribution coefficients and Cd transport structured soil. Rostl. Výr., 48, 3, 96 – 100.
- LICHNER Ľ., HOUŠKOVÁ B., 2001: Bypassing ratio and its measurement in macropore soil. Rostl. Výr., 47, 6, 267 – 270.
- LICHNER Ľ., MÉSZÁROŠ I., GERMANN P., ALAOUI A.M., ŠÍR M., FAŠKO P., 1999: Impact of land-use change on nutrient fluxes in structured soils. In: HEATHWAITE L. (ed): Proc. Int. Symp. Impact of land-use change on nutrient loads from diffuse sources, Birmingham 1999. IAHS Publication No. 257, Wallingford, s. 171 – 177.
- LOTHENBACH B., KREBS R., FURRER G., GUPTA S.K., SCHULIN R., 1998: Immobilization of cadmium and zinc in soil by Al-montmorillonite and gravel sludge. Eur. J. Soil Sci., 49, 141 – 148.
- MAKOVNÍKOVÁ J., 2000: Závislosti medzi vybranými pôdnymi parametrami a prístupným obsahom kadmia, olova, medi a zinku. Rostl. Výr., 46, 289 – 296.
- MKSPS, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP, Bratislava, 76 s.
- NOVÁKOVÁ K., PÍŠ V., KAZDA R., 2000: Prenos iónov kadmia v zóne aerácie pôdy. In: MAJERČÁK J., HURTALOVÁ T. (eds): VIII. posterový deň Transport vody, chemikálií a energie v systéme pôda – rastlina – atmosféra. Zborník plných textov na CD. ÚH SAV, Bratislava, 5 s.
- PEKÁROVÁ P., VELÍSKOVÁ Y., 1998: Modelovanie kvality vody v povodí Ondavy. Veda, Bratislava, 256 s.
- PÍŠ V., NOVÁKOVÁ K., KLINČEKOVÁ M., 1999: Sorpcia iónov kadmia, olova a ortuti v poľnohospodárskych pôdach. In: Vedecké práce VÚVH č. 24, Bratislava, s. 163 – 177.
- ŠTEKAUEROVÁ V., NAGY V., ŠEMBERA T., 2000: Porovnanie hodnôt nasýtených hydraulických vodivosti nameraných rôznymi metódami. Acta Hydrologica Slovaca, 1, 135 – 142.
- ŠÚTOR J., 1986: Spracovanie priestorovej variability hydrofyzikálnych charakteristík pôd. – Hydraulické vlastnosti pôd. Vodohosp. Čas., 34, 3, 284 – 313.
- TORMA S., CHIMIČ J., 1992: Úprava pôdných vlastností vnesením prírodného zeolitu, Vedecké práce č. 17, VÚPÚ, Bratislava, s. 147 – 164.
- VOGEL T., GERKE H.H., ZHANG R., Van GENUCHTEN, M.Th., 2000: Modelling flow and transport in a two-dimensional dual-permeability system with spatially variable hydraulic properties. J. Hydrol., 238, 78 – 89.

NO₃⁻N Leaching with Subsurface Drainage Water in Central Croatia

Milan MESIC, Ferdo BASIC, Ivica KISIC, Andjelko BUTORAC, Drazen BLASKOVIC

Faculty of Agriculture, University of Zagreb, Svetosimunska 25, Croatia, Europe

Abstract

Effect of nitrogen fertilization upon the concentration of nitrate nitrogen in subsurface drainage water was studied in field experiment with different mineral nitrogen rates. The trial was set up so that the area of each fertilizing treatment embedded two drainpipes, in their full length. One pipe was installed with and the other without gravel backfill. Trial treatments were: 1. Check–unfertilized, 2. N₀ PK, 3. N₁₀₀ PK, 4. N₁₅₀ PK, 5. N₂₀₀ PK, 6. N₂₅₀ PK, 7. N₂₅₀ PK + Phosphogypsum, 8. N₂₅₀ PK + Zeolite tuff + CaCO₃, 9. N₃₀₀ PK and 10. Black fallow. The first discharge used to take water samples from drainpipes occurred in mid November 1997 and the last one at the end of December 2000. Average nitrogen leaching of 8.3 kg.ha⁻¹ NO₃⁻N was recorded in the check treatment, and 8.7 kg.ha⁻¹ in treatment No. 2 with phosphorus and potassium. This was followed by treatment No. 3, in which 8.9 kg.ha⁻¹ N was leached by drainpipes. In the treatment No. 4 with 150 kg N ha⁻¹, 18.4 kg.ha⁻¹ was leached through drainpipes. Out of 200 kg nitrogen added in treatment No. 5, 24.3 kg was leached, while the leaching in treatments 6, 7 and 8 amounted to 32.9, 23.4 and 28.4 kg, respectively. Out of the maximum 300 kg nitrogen applied for grown crops in treatment No. 9, an average amount of 33.6 kg nitrogen was leached through drainpipes. With its 11.2 kg.ha⁻¹ of leached nitrogen, the last treatment – black fallow – ranks rather high, between treatment 3, in which 100 kg nitrogen was applied, and treatment 4, with 150 kg nitrogen.

Key words: Subsurface drainage, Nitrogen, Leaching

Abstract

Vplyv N-hnojenia na koncentraciu nitrátového N v podpovrchovej drenážnej vode bol študovaný v poľnom pokuse s rôznymi dávkami minerálneho N. Pokus bol navrhnutý tak, aby plocha každého variantu hnojenia kryla dva drenážne zberače v ich plnej dĺžke. Jeden drén bol inštalovaný so štrkovým obsypom, druhý bez. Varianty pokusu: 1. nehnojená kontrola, 2. N₀ PK, 3. N₁₀₀ PK, 4. N₁₅₀ PK, 5. N₂₀₀ PK, 6. N₂₅₀ PK, 7. N₂₅₀ PK + fosfosádra, 8. N₂₅₀ PK + zeolitický tuf + CaCO₃, 9. N₃₀₀ PK a 10. čierny úhor.

Prvý výtok bol použitý na vodné vzorky z drenážnych trubiek v novembri 1997 a posledný koncom decembra 2000. Priemerné vyplavovanie N – 8,3 kg NO₃⁻ ha⁻¹ bolo zaznamenané na kontrole a 8,7 kg. ha⁻¹ na var. č. 2 s fosforom a draslíkom. Nasledoval var. č. 3 – 8,9 kg.ha⁻¹ vyplavených cez drenážne rúrky. Na var. č. 4 s dávkou 150 kg N.ha⁻¹ vyplavených cez drenáž. Z 200 kg N aplikovaného vo var. 6, 7 a 8 to bolo 32,9, 23,4 a 28,4 kg. Z max. dávky 300 N aplikovaného vo var. č. 9 priemerné množstvo 33,6 kg N bolo vyplavené drenážnymi trúbkami. So svojimi 11,2 kg.ha⁻¹ vyplaveného N, posledný variant – čierny úhor – oscilloval medzi var. 3 (s 100 kg N) a var. 4 s dávkou 150 kg N.

Kľúčové slová: podpovrchová drenáž, dusík, vyplavovanie

Introduction and investigation goal

Leaching of nitrates is influenced by the crop, duration of the period between two crops (highest leaching occurs on areas without crops), weather conditions, soil tillage, and above all by the quantity and type of fertilizers applied. The highest nitrate leaching in Croatia occurs during the autumn and winter period when precipitation exceeds evaporation and the plant intake is reduced to the minimum.

Nitrogen losses (Logan et al., 1994) by drainage discharge (0.1 to 86 kg.ha⁻¹ per year) are generally higher than those by surface runoff (0.01 to 2.3 kg.ha⁻¹ per year). Dowdell et al. (1987) studied the effect of mole drainage on the loss of nitrate nitrogen in surface water and drainage discharge. Nitrogen

losses varied from 3 to 75 kg.ha⁻¹ per year, on average 34 kg.ha⁻¹ per year. In Croatia, Simunic et al. (1997) studied the NO₃ and NH₄ concentrations in drainage water. The lowest values of leached NO₃ were recorded just before the seeding and fertilization, viz. 11.7 to 27 mg.L⁻¹ of drainage water. The highest values were recorded in September primarily owing to extremely high precipitation in that month. Concentrations of leached NO₃⁻ were much above the tolerated 50 mg.L⁻¹: 57 to 107.8 mg.L⁻¹ NO₃. Klacic et al. (1998) studied the effect of different pipe drainage distances upon the concentration and quantity of nitrogen leached in winter wheat production on hydromorphic soils of Sava River valley. Depending on the pipe drainage distance, leached nitrogen ranged from 11.0 to 21.7 kg.ha⁻¹. About 56 % of total leached nitrogen originated from fertilizers added in basic and pre-seeding soil preparation. Results of these investigations substantiate the importance of investigating the influence of different mineral nitrogen rates upon its leaching in the agroecological conditions of Croatia, notably in regions where intensive agricultural production is practised. Investigation goal of our research was to determine the influence of different mineral nitrogen rates on NO₃-N concentration in drainpipe water and on quantities of nitrogen leached.

Materials and methods

A stationary field trial was set up in 1996 on drained Stagnosols in the vicinity of Popovaca (Central Croatia). The trial included 10 treatments with 4 replications, as follows:

1. Check, 2. N₀ PK, 3. N₁₀₀ PK, 4. N₁₅₀ PK, 5. N₂₀₀ PK, 6. N₂₅₀ PK, 7. N₂₅₀ PK + Phosphogypsum, 8. N₂₅₀ PK + Zeolite + CaCO₃, 9. N₃₀₀ PK and 10. Black fallow.

In the treatment involving black fallow, all tillage practices were the same as in other trial treatments, including also supplementary tillage practices. On experimental plots, crops were grown in the following crop sequence: 1995/96 and 1998/99 – maize (*Zea mays*), 1996/97 and 1999/2000 – winter wheat (*Triticum aestivum*) and 1997/98 oilseed rape (*Brassica napus* var. *oleifera*). The trial plot size was 30 x 130 m (3 900 m²) for each treatment, as conditioned by the drainpipe spacing and their length (130 m). Water samples were taken on a daily basis, and an average sample was prepared every 5 – 7 days to be used for chemical analysis of water.

Results and discussion

Properties of climate

Major long-term (1965 – 1990) indicators of climatic properties in the course of investigation are shown in Table 1. It is noticeable that the long-term precipitation mean amounts to 865 mm per year. Average air temperature is 10.7 °C.

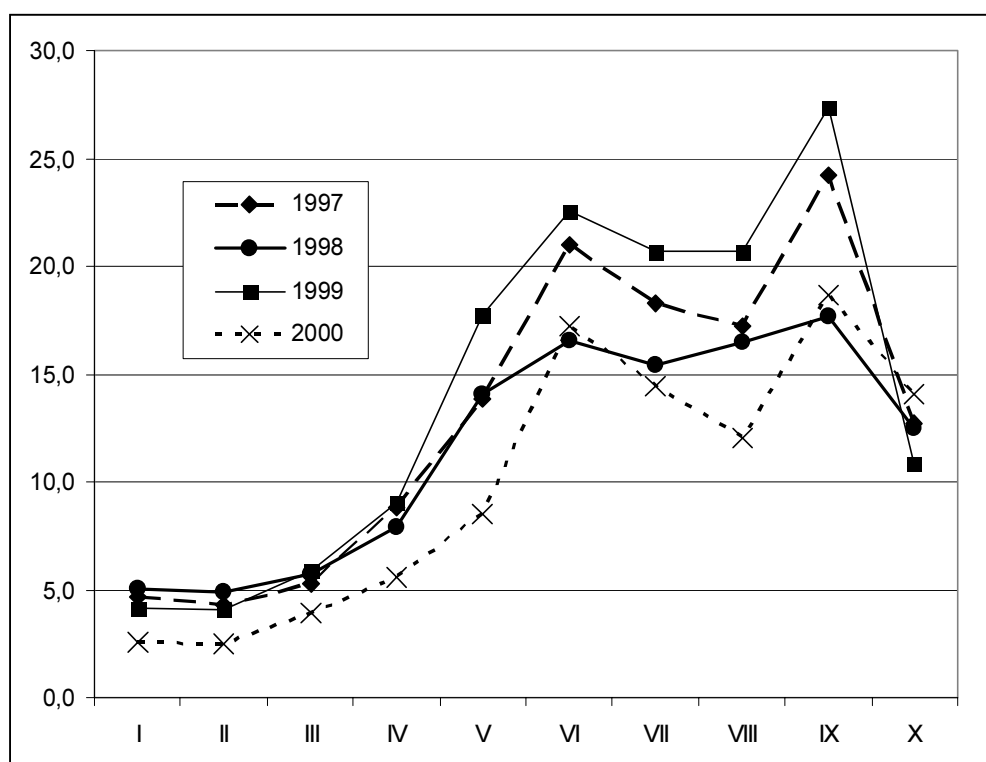
Table 1 Mean precipitation and average air temperature

Year		Mean precipitation (mm) and average air temperature (°C)												Sum/ Average
		I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	IX	X	XI	XII	
1965- 1990	mm	53	51	59	73	80	90	77	85	80	63	87	65	865
	°C	-0.2	2.0	6.6	11.0	15.9	19.0	20.8	19.8	16.1	10.8	5.3	1.4	10.7

NO₃⁻ N concentration in drainage water

NO₃⁻ N concentration in drainage water varied in dependence on the quantity of mineral nitrogen applied, on the quantity and intensity of precipitation, and on the drainage volume. In treatments without mineral nitrogen application, viz. in the check treatment and in the treatment fertilized with phosphorus and potassium, the average NO₃⁻ N concentration was relatively low (Figure 1). Increased rates of applied mineral nitrogen led to higher average values of NO₃⁻ N concentration in drainage water. At the treatments with 100 and 150 kg.ha⁻¹ N, average nitrate nitrogen concentration was lower

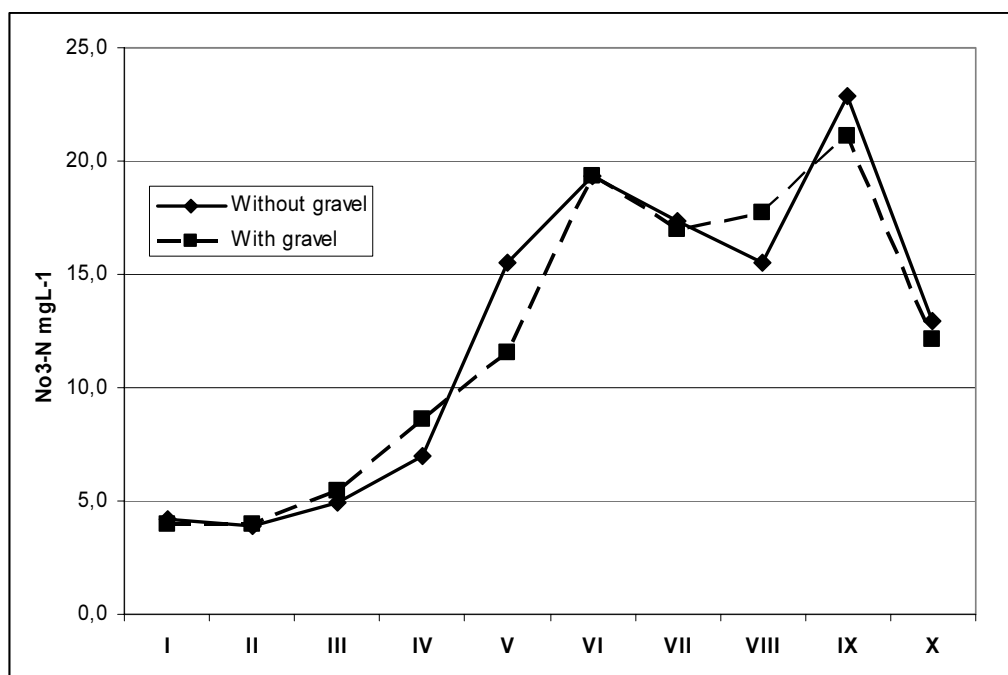
Figure 1. Average NO₃⁻ N concentrations in drainage water



than 10 mg.L⁻¹ for all years. At the treatments with higher doses of nitrogen concentration of NO₃⁻ N in drainage water was also higher, and they were in relation with quantities of applied nitrogen. Maximum average concentrations went up to 30 mg.L⁻¹ NO₃⁻ N at treatment with 300 kg.ha⁻¹ N. Similar results were attained by Klacic et al. (1998) and Simunic et al. (1998). During months when discharge volume was bigger, average nitrate nitrogen concentration decreased, but differences between trial treatments remain similar.

According to the data presented in Figure 2, gravel backfill didn't influence the NO₃⁻ N concentrations significantly. Due to higher drainage volume of drainpipes with gravel backfill total nitrogen loss was higher than that recorded at drainpipes installed without gravel backfill.

Fig. 2 Average NO_3N concentrations in water from drainpipes installed with and without gravel backfill (1997 – 2000)



Values of the NO_3N concentration in drainpipe water and the drainage volume were used for the calculation of the total nitrate nitrogen loss (Figure 3).

Average nitrogen leaching of $8.3 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ NO_3N was recorded in the check treatment, and $8.7 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ in treatment No. 2 with phosphorus and potassium (tab. 5). This was followed by treatment No. 3, in which $8.9 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ N was leached by drainpipes. In the treatment No. 4 with 150 kg N ha^{-1} , $18.4 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ was leached through drainpipes. Out of 200 kg nitrogen added in treatment No. 5, 24.3 kg was leached, while the leaching in treatments 6, 7 and 8 amounted to 32.9, 23.4 and 28.4 kg, respectively. Out of the maximum 300 kg nitrogen applied for grown crops in treatment No. 9, an average amount of 33.6 kg nitrogen was leached through drainpipes. With its $11.2 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ of leached nitrogen, the last treatment – black fallow – ranks rather high, between treatment 3, in which 100 kg nitrogen was applied, and treatment 4, with 150 kg nitrogen.

Fig. 3 $\text{NO}_3\text{-N}$ (kg ha^{-1}) leached with drainpipe water at the investigated period (1997 – 2000)

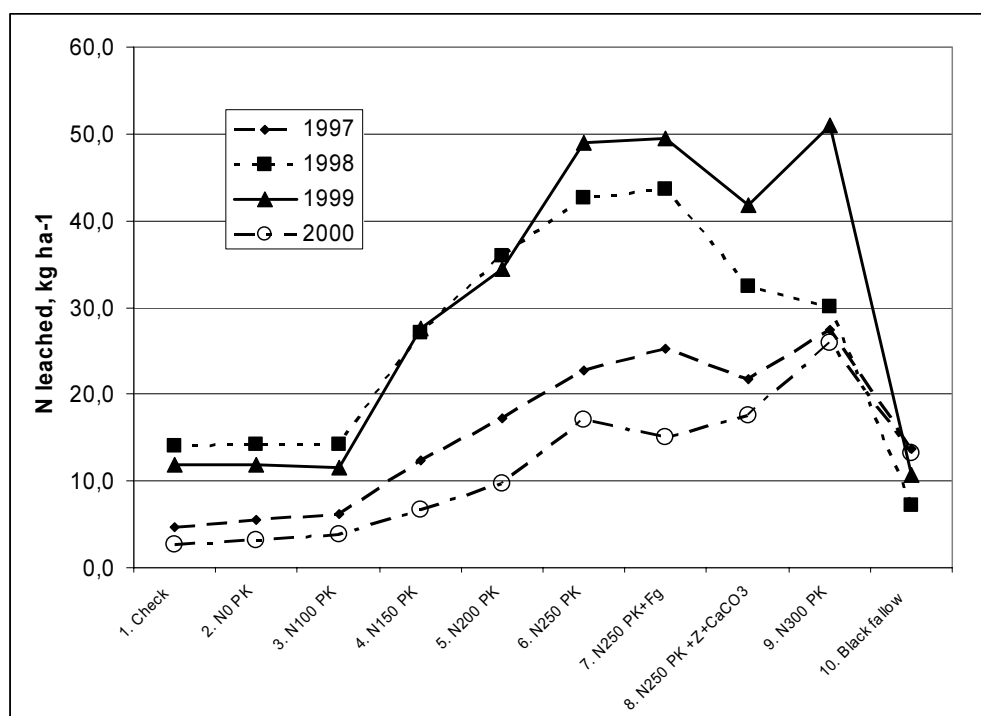


Table 5 Average leaching of $\text{NO}_3\text{-N}$ with subsurface drainage water

Treatment	Average leaching (1997 – 2000), Kg N ha^{-1}
1. Check	8.3
2. N ₀ PK	8.7
3. N ₁₀₀ PK	8.9
4. N ₁₅₀ PK	18.4
5. N ₂₀₀ PK	24.3
6. N ₂₅₀ PK	32.9
7. N ₂₅₀ PK+Fg	33.4
8. N ₂₅₀ PK +Z+CaCO ₃	28.4
9. N ₃₀₀ PK	33.6
10. Black fallow	11.2

Conclusions

Trial results point to the following conclusions:

1. Average nitrate nitrogen leaching in drainpipe water from treatments 1 and 2 where crops were grown without mineral nitrogen fertilization varied from 8.3 to 8.7 kg per hectare. Compared to that, average nitrate nitrogen leaching at black fallow treatment was higher – 11.2 kg.ha^{-1} .
2. Nitrate nitrogen leaching in drainpipe water from treatments with mineral nitrogen fertilization varied from 8.9 kg.ha^{-1} at the treatment with 100 kg.ha^{-1} N up to the 33.6 kg.ha^{-1} at the treatment with 300 kg.ha^{-1} N.
3. Compared to the quantity of nitrogen applied, quantity of $\text{NO}_3\text{-N}$ leached in drainpipe water from different trial treatments varied from 0 to 13.3 % of applied mineral nitrogen.

References

- ADDISCOTT T.M., WHITMORE A.P., POWLSON D.S., 1991: Farming, Fertilizers and the Nitrate Problem, C.A.B International, Wallingford, UK.
- BASIC F., TOMIC F., 1996: Classification of soil damages in Croatia. Second Inter. Conference – Soil Monitoring in Czech Republic, Brno. 134 – 143.
- BIELEK P., 1988: Nitrate in nature: Products of soil cover. Proceedings of the First International Nitrogen Conference, 23 – 27 March 1998. Noordwijkerhout, The Netherlands. (Edits.) van der HOEK et al. Elsevier science. 527 – 530.
- BUTORAC A., 1994: Conservation Tillage in Eastern Europe. In: Conservation Tillage in Temperate Agroecosystems. Edited by M.R. Carter, Lewis Publishers, Boca Raton, USA, p. 354 – 374.
- KLACIC Z., PETOSIC D., COGA L., 1999: Nitrate leaching in different pipe drainage distances, Agriculturae Conspectus Scientificus, Supplement No. 4 Vol. 63: 331 – 338.
- SIMUNIC I., TOMIC F., KLACIC Z., 1998: Djelovanje drenazi na koncentraciju dusika u drenaznoj vodi. Hrvatske vode, 1: 107 – 110.
- ZAVADIL J., KVITEK T., 1997: The effect of soil management on washing-off nitrates and risk elements. Rostlinna Vyroba. 43(8): 371 – 377.
- LOGAN et al., 1994: World Reference Base for Soil Resources, Draft. ISSS, ISRIC, FAO, Wageningen/Rome.

Produkčný potenciál pôd Slovenska

Božena PECHOVÁ, Dušan MIKLOVIČ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 823 17 Bratislava

Abstrakt

V rokoch 1999 – 2001 sme vyhodnocovali úrodnostný potenciál pôd Slovenska v rámci čiastkovej úlohy “Potenciál pôdných živín vo vzťahu k tvorbe úrod a stratégii hnojenia”.

Zistili sme, že väčšina našich najúrodnejších stredne ťažkých černoziem (čiernicové-karbonátové, modálne-karbonátové) a stredne ťažkých až ťažkých čierníc (modálne-karbonátové) si stále udržuje vyšší úrodnostný potenciál z hľadiska pôdnej reakcie, množstva a kvality humusu a živinovej ponuky.

K úrodným pôdam možno zaradiť aj niektoré stredne ťažké a ťažké fluvizeme (modálne, modálne-karbonátové) a hnedozeme (modálne). Menej zastúpené ľahké pôdy mali nízky obsah humusu, nižšiu a nevyváženú ponuku živín.

Výskyt pozitívnych (negatívnych) vlastností pôd z hľadiska ich úrodnostného potenciálu

(%)	LP	SŤP												ŤP								
	RM	ČA		ČM			FM		HM		KM		PG		ČA		FM		HM		PG	
	a	m-c	m	č-c	m-c	h	m	m-c	g	m	m-n	l-n	m-n	m-c	G	m-c	m	l-n	m-r			
Pozitíva Ø	50	85	58	86	86	62	53	51	25	49	25	11	33	74	50	69	75	20	21			
Negatíva Ø	50	15	42	14	14	38	47	49	75	51	75	89	67	26	50	31	25	80	79			
Prevaha pozitív Ø	0	70	17	72	72	24	7	3	-50	-2	-50	-78	-33	48	0	39	50	-60	-58			

Štatisticky významné korelácie medzi pôdnymi parametrami objektivizujú hodnotenie úrodnostného potenciálu.

Kľúčové slová: pôdna reakcia, humus, kvalita humusu, dusík, fosfor, draslík

ÚVOD

Živinový potenciál ornej pôdy je dynamický, prírodou nepretržite transformovaný a človekom ovplyvňovaný stav pôdy.

Pôdna reakcia má podstatný vplyv na vývin rastlín, pôdných mikroorganizmov a na chemické a biologické procesy prebiehajúce v pôde. V kyslejšej pôde sa výrazne znižuje obsah prístupného dusíka, fosforu, draslíka, horčíka a mikroelementov. Aplikovaný fosfor sa v kyslejšom prostredí viaže na zlúčeniny železa a hliníka, v alkalickom, pri nadbytku vápnika vytvára ťažko rozpustné fosfáty vápnika.

Rôznorodé podmienky pôdotvorných procesov v jednotlivých prírodných oblastiach ovplyvňujú tvorbu humusu. Obsah a kvalita pôdnej organickej hmoty závisí hlavne na pôdnom type, zrnitostnom zložení pôdy a jej poľnohospodárskom využití. Zloženie a chemická štruktúra jednej z najdôležitejších frakcií pôdnej organickej hmoty, humínových kyselín (HK) závisí predovšetkým na pôdnom type. Chemická štruktúra HK umožňuje pomerne presne indikovať stav zrelosti pôdnej organickej hmoty a niektoré jej fyzikálno-chemické parametre môžu zohrávať dôležitú úlohu pri klasifikácii pôdných typov (Barančíková, 1997).

Charakteristiku a produkčný potenciál pôdnych typov hodnotili u nás Bielek, Šurina, Ilavská a Vilček (1998). Z ich práce vyplýva, že najproduktnejšie orné pôdy sú černozeme a čiernice. Medzi vysoko produkčné orné pôdy zaraďujú hnedozeme a fluvizeme a medzi produkčné ornice kambizeme, pseudogleje a rendziny. Málo produkčnými ornými pôdami sú regozeme.

Produkčný potenciál ľahkých pôd možno zlepšiť hlavne intenzívnym hnojením maštalným hnojom, priemyslovými hnojivami a závlahami po celé vegetačné obdobie. Stredne ťažké pôdy majú síce najpriaznivejšie vlastnosti fyzikálne, chemické a biologické, ale aj ich úrodnosť je treba udržiavať vhodnou agrotechnikou. Ťažké pôdy treba správne obrábať aby sa zlepšila ich štruktúra a dostatočne zásobovať organickou hmotou pre zvýšenie biologickej činnosti (Hroško, 1958).

Materiál a metóda

Metodický postup vychádzal z výsledkov monitoringu pôd Slovenska. Z neho sa vybrali odberové miesta na ornej ľahkej, stredne ťažkej a ťažkej pôde.

Pôdna vzorka sa odoberala z hĺbky 0 – 0,30 m (priemer piatich vrtov). Počet sledovaných pôdnych vzoriek bol 184 (početnosť a výber určovala pestovaná plodina, tu nehodnotená).

Analýzy vzoriek pôdy: prístupný fosfor a celkový dusík (Anonym⁽¹⁾, 1994), draslík, pH/KCl, (Fiala, 1999). Údaje obsahu humusu, humínových kyselín (HK) a fulvokyselín (FK) sme získali z ústavnej databázy (Kobza a kol., 1997).

Výsledky a diskusia

V rokoch 1999 – 2001 sme sledovali úrodnostný potenciál ľahkých, stredne ťažkých a ťažkých pôd typu černozeme, čiernice, fluvizeme, hnedozeme, kambizeme, pseudogleje a regozeme.

Pôdne typy sa líšili svojimi vlastnosťami, a to nielen medzi sebou, ale aj v rámci rovnakej pôdnej kategórie subtypu a variety. Hodnotili sme ich Agronomickými kritériami (Anonym⁽²⁾, 1995; Bielek, Kudličková, 1990).

Zo súborných obrázkov 1₍₁₋₇₎ vyplýva početnosť pôdnych typov, variabilnosť sledovaných vlastností v uvedenom koncentračnom rozsahu. Prerušovanou čiarou je v obrázkoch vyznačené významné rozhranie, ktoré sprehľadňuje zastúpenie negatívnych (pod čiarou) a pozitívnych vlastností pôd (nad čiarou) z hľadiska úrodutvorného potenciálu.

Hodnotené negatíva v pôde:

Ľahké pôdy potrebujú vápnenie pod pH/KCl 5,7, stredne ťažké pôdy pod 6,5, ťažké pod 6,7 (obr. 1₍₁₎). Extrémne nízka až nízka zásoba humusu je v rozsahu 0,5 do 2,0 % (obr. 1₍₂₎). Fulvátový až fulvato-humátový typ humusu je pri pomere HK:FK < 1 (obr. 1₍₃₎). Za priemerný sa považuje pomer C:N = 10:1 (10) (obr. 1₍₄₎). Veľmi nízky až nízky obsah celkového dusíka je do 1 600 mg N.kg⁻¹ (obr. 1₍₅₎). Veľmi nízky až stredný obsah prístupného fosforu (Mehlich 2) vyznačený v obrázku 1₍₆₎ je viazaný na pôdnu reakciu a pôdny druh. Veľmi nízky až stredný obsah prístupného draslíka (Mehlich 2) sa pohybuje do 150 v ľahkej, do 200 v stredne ťažkej a do 260 mg K.kg⁻¹ v ťažkej pôde (obr. 1₍₇₎).

Percentuálne zastúpenie pôd vyžadujúcich vápnenie, aplikáciu fosforu, draslíka a pôd s nižším obsahom humusu vyplýva z tabuľky 1. Uprednostnili sme stanovenie obsahu celkového dusíka v pôde, ktorý je potenciálnym zdrojom anorganického a organického dusíka.

Z tabuľky 1 (z rozdielu pozitív a negatív) vyplýva, že v ľahkých pôdach boli pozitíva a negatíva hodnotených pôdných parametrov v rovnováhe, po 50 %. V stredne ťažkých čierniciach a černoze-
miach bolo o 50 % viac pozitív ako negatív. V ostatných pôdných typoch pozitíva výrazne klesajú. V kambizemiach a pseudoglejoch bolo nad 50 % negatív.

V ťažkých čierniciach a fluvizemiach prevládajú pozitíva nad negatívami (o cca 30 %), v ďalších pôdných typoch pozvoľne klesajú, a v pseudoglejoch bolo už o 58 % viac negatív.

Väčšina sledovaných pôd Slovenska mala pomer C:N < 10, čo svedčí o výraznom poklese organickej hmoty, v dôsledku intenzívnej mineralizácie (obr. 1₍₄₎). Mineralizácia síce zvyšuje obsah dusíka v pôde, ale treba dopĺňať jeho zdroje. Takéto pôdy potrebujú pravidelnú aplikáciu organickej hmoty. Vysokou intenzitou mineralizácie organickej hmoty sa vyznačujú čierne, černozeme, fluvizeme a hnedozeme, ale aj regozeme a pseudogleje. Podobné poznatky publikujú Fecenko a Ložek (2000). Mineralizáciu ovplyvňujú najmä teplota a vlhkosť režim. V teplejších nížinných oblastiach je nebezpečenstvo strát humusu väčšie ako v chladnejších horských pásmach (Bedrna, 1998).

Bielek (1998) uvádza pomer C:N v jednotlivých pôdných typoch v tomto rozpätí: v čiernici a čiernici glejovej 9,8 – 9,9, fluvizemi 4,6 – 11,0, černoze 6,1 – 7,1, hnedozemi 5,3 – 6,2, luvizemi 4,0 – 8,1 a v kambizemi 6,8 – 14,3. V sledovaných pôdných typoch sme zistili väčšinou širšie rozpätie C:N, čo vyplýva z výberu stanovišť (obr. 1₍₄₎).

Hodnoty celkového dusíka v ľahkých regozemiach, stredne ťažkých kambizemiach a pseudoglejoch a v ťažkých pseudoglejoch sú prevažne pod 1 600 mg N.kg⁻¹. Odpovedajú veľmi nízkemu až nízkemu obsahu dusíka (obr. 1₍₅₎, tab. 1).

Obsah prístupného fosforu mal v sledovaných pôdach veľkú variabilitu. Nízky obsah prístupného fosforu prevládala najmä v stredne ťažkých a ťažkých fluvizemiach, kambizemiach a v pseudoglejoch, ale aj v ťažkých čierniciach (obr. 1₍₆₎, tab. 1).

Pôdna reakcia je podmienená chemickými vlastnosťami pôdy. Rozhoduje o nej hlavne obsah vápnika a horčíka. Z obrázku 1₍₁₎, tabuľky 1. vyplýva značná variabilita pôdnej reakcie v sledovaných pôdných druhoch a ich typoch. Kyslejšiu pôdnú reakciu mali najmä stredne ťažké kambizeme, pseudogleje, ťažké hnedozeme, kambizeme a pseudogleje. Pôdy s alkalickou pôdnou reakciou nezahŕňame do vyčíslenia negatív pôdnej reakcie. Negatívne ich možno hodnotiť ak by bola alkalická reakcia podmienená prítomnosťou kationov sodíka v sorpčnom komplexe a uhličitanu sodného v pôdnom roztoku.

V neutrálnom a slabo kyslom prostredí viazaním fosfátových aniónov na povrchu ílových a koloidných častíc, ktoré vykazujú kladný náboj po oddisociovaní (OH⁻) skupín vzniká fyzikálno-chemická sorpcia. Umožňuje doplnenie fosforu odobraného rastlinami (Fecenko, Ložek, 2000). Tieto procesy majú zásadný význam pri posudzovaní úrodnostných potenciálov pôdy.

Karbonátové variety čierníc, černoziemí majú väčšinou naakumulovaný dobrý živinový potenciál. Priemerný živinový potenciál v pôdnych druhoch, typoch, subtypoch a varietach je v tabuľke 2. Z nej, najmä však z plného počtu hodnotených údajov (tab. 3) vyplýva poradie subtypov a ich variet z hľadiska kumulácie pozitívnych úrodnostných vlastností.

Z prezentovaných údajov vyplýva, že pri zvyšovaní pôdnej reakcie sa v stredne ťažkých ($n = 122$) a ťažkých pôdach ($n = 49$) štatisticky preukazne zvyšoval obsah humusu ($R = 0,180^{xx}$, $R = 0,419^{xxx}$) a celkového dusíka ($R = 0,302^{xxx}$, $R = 0,480^{xxx}$). Uvedený vzťah potvrdila aj korelácia humusu a dusíka s uhličitanmi v oboch pôdnych druhoch (humus/ CO_3^{2-} ... $R = 0,302^{xxx}$, $R = 0,287^{xx}$; Ncelk./ CO_3^{2-} ... $R = 0,273^{xxx}$, $R = 0,364^{xx}$). Dobré podmienky na vytvorenie vysokej hladiny prístupného fosforu sú hlavne pri neutrálnej pôdnej reakcii. Kladná lineárna korelácia humusu k celkovému dusíku, k pomeru HK:FK a C:N je v grafe 1. Nízky obsah draslíka prevládal najmä v stredne ťažkých fluvizemiach, kambizemiach, pseudoglejoch, a v ťažkých čierniciach, fluvizemiach a pseudoglejoch (obr. 1₍₇₎, tab. 1). V ľahkých pôdach ($n = 13$) sa pri zvyšovaní obsahu uhličitanov, a tým aj pôdnej reakcie zaznamenával pokles obsahu prístupného fosforu ($R = -0,505^x$, $R = -0,715^{xxx}$). V stredne ťažkých pôdach sa pri zvyšovaní obsahu humusu zistili vyššie obsahy prístupného fosforu ($R = 0,220^{xx}$). Pri vyššom obsahu humínových kyselín v stredne ťažkých pôdach sa zaznamenala vyššia akumulácia prístupného fosforu ($R = 0,376^{xxx}$) a draslíka ($R = 0,334^{xxx}$), v ťažkých pôdach fosforu ($R = 0,331^{xx}$). Vyznačenie štatistickej preukaznosti: $R_{(0,01)}^{xxx}$, $R_{(0,05)}^{xx}$, $R_{(0,1)}^x$.

Záver

Medzi hodnotenými parametrami pôdnou reakciou, množstvom a kvalitou humusu a živinovou ponukou pôdnych druhov, typov, subtypov a ich varietami zisťujeme prirodzenú koncentračnú variabilitu.

Na základe výskytu negatívnych a pozitívnych vlastností pôd konštatujeme, že si stredne ťažké černoziemie (čiernicové-karbonátové, modálne-karbonátové) a čiernice (modálne-karbonátové) stále udržiavajú vyšší úrodnostný potenciál. K úrodnejším pôdam možno zaradiť aj niektoré černoziemie (hnedozemné), čiernice (modálne), fluvizeme (modálne, modálne-karbonátové) a hnedozeme (modálne).

Dobrý úrodnostný potenciál mali aj ťažké čiernice (modálne-karbonátové), fluvizeme (modálne-karbonátové) a hnedozeme (modálne). Menej zastúpené ľahké pôdy mali pri nízkom obsahu humusu nižšiu a nevyváženú živinovú ponuku.

Literatúra

- ANONYM₍₁₎, 1994: Skalar methods. Analysis : Skalar analytical manual SAN PLUS Analyzer, 21 s.
- ANONYM₍₂₎, 1995: Agronomické kritériá pre hodnotenie agrochemických rozborov pôd od roku 1995. ÚKSÚP, pobočka Zvolen.
- BARANČÍKOVÁ G., 1997: Obsah a zloženie humusu v pôdach SR. In: Monitoring pôd SR, 81 s.
- BEDRNA Z., 1998: Environmentálne vlastnosti pôdy a ich význam v poľnohospodárstve; Poľnohospodárstvo 44, č. 11, s. 809 – 819.

- BIELEK P., ŠURINA M., ILAVSKÁ B., VILČEK J., 1998: Naše pôdy (poľnohospodárske). Kompendium o pôdach Slovenska, Príručka pôdoznanca, vysokoškolský učebný text. VÚPÚ v Bratislave, 80 s.
- BIELEK P., KUDLIČKOVÁ J., 1990: Bilancia a potenciály dusíka v poľnohospodárskej krajine. Záver. Syntetická správa, VÚPÚ, s. 59.
- FECENKO J., LOŽEK J., 1986: Výživa a hnojenie poľných plodín. SPU v Nitre a Duslo, a.s., Šaľa, 2000, 442 s.
- FIALA K. a kol., 1999: Záväzné metódy rozborov pôd. Čiastkový monitorovací systém – Pôda. VÚPOP v Bratislave, 139 s.
- HROŠŠO F., 1958: Pôdoznanectvo. SVPL v Bratislave, 313 s.
- KOBZA a kol., 1997: Monitoring pôd Slovenskej republiky – súčasný stav monitorovaných vlastností pôd. VÚPÚ, Bratislava, Lesoprojekt, Zvolen, ÚKSÚP, Bratislava, LVÚ, Zvolen, 128 s.
- SOTÁKOVÁ S., 1981: Pôdoznanectvo. Vyd. Príroda v Bratislave pre VŠP v Nitre, 399 s.
- POSPIŠIL R., VILČEK J., 2000: Energetika sústav hospodárenie na pôde. VÚPOP v Bratislave, s. 107.

Tabuľka 1 Negatívne a pozitívne vlastnosti v pôdnej reakcii, zásobe humusu a živín (%)

Negatívne vlastnosti pôd		LP		SŤP						ŤP				
		FM	RM	ČM	ČA	FM	HM	KM	PG	ČA	FM	HM	KM	PG
pH/KCl	SK-SLK	0	43	31	42	27	48	89	62	15	14	71	100	73
Humus	EM-M	100	100	19	11	59	86	33	77	0	0	29	0	73
HK:FK	F-(F-H)	50	29	11	5	45	90	100	100	54	93	57	100	91
N _{celk.}	VN-N	50	100	19	5	36	48	67	85	8	0	43	0	64
P-príst.	VN-S	50	29	39	42	73	48	78	85	62	57	29	67	91
K-príst.	VN-S	50	0	22	42	64	24	89	54	62	57	29	0	82
Priemer negatív		50	50	23	25	51	57	76	77	33	37	43	45	79
Priemer pozitív		50	50	77	75	49	43	24	23	67	63	57	56	21
Pozitíva – negatíva		0	0	54	50	-2	-14	-52	-54	34	26	14	11	-58

pH/KCl: silne kyslá-slabokyslá pôdna reakcia

humus: extrémne malý až malý obsah

pomer HK:FK < 1: fulvátový až fulvato-humátový typ humusu

N_{celk.}: veľmi nízky až nízky obsah

P-príst.: veľmi nízky až stredný obsah

K príst.: veľmi nízky až stredný obsah

Tabuľka 3 Pozitívne a negatívne vlastnosti v pôdnej reakcii, zásobe humusu a živín (%)

Pozitívne vlastnosti pôd		LP	SŤP												ŤP					
		RM	ČA		ČM		FM		HM		KM	PG		ČA	FM		HM	PG		
		a	m-c	m	č-c	m-c	h	m	m-c	g	m	m-n	l-n	m-n	m-c	G	m-c	m	l-n	m-n
pH/KCl	N-A	57	100	0	100	92	29	60	83	0	71	17	33	43	100	75	100	0	0	25
humus	S-VD	0	100	75	100	100	57	80	42	0	21	83	0	43	100	100	100	100	40	25
HK:FK	(H-F) -H	71	73	88	100	92	71	80	67	0	14	33	0	0	100	0	0	75	0	25
Ncelk.	S-VV	0	100	88	100	77	79	60	75	75	50	0	17	14	100	100	100	75	40	25
P-príst.	D-VV	71	73	38	67	69	57	20	25	0	57	17	0	29	22	0	67	100	20	0
K-príst.	D-VV	100	64	63	50	85	79	20	17	75	79	0	17	71	22	25	50	100	20	25
Priemer pozitív		50	85	58	86	86	62	53	51	25	49	25	11	33	74	50	69	75	20	21
Priemer negatív		50	15	42	14	14	38	47	49	75	51	75	89	67	26	50	31	25	80	79
Prevaha pozitív		0	70	17	72	72	24	7	3	-50	-2	-50	-78	-33	48	0	39	50	-60	-58

pH/KCl: neutrálna až alkalická pôdna reakcia

humus: stredný až veľmi dobrý obsah

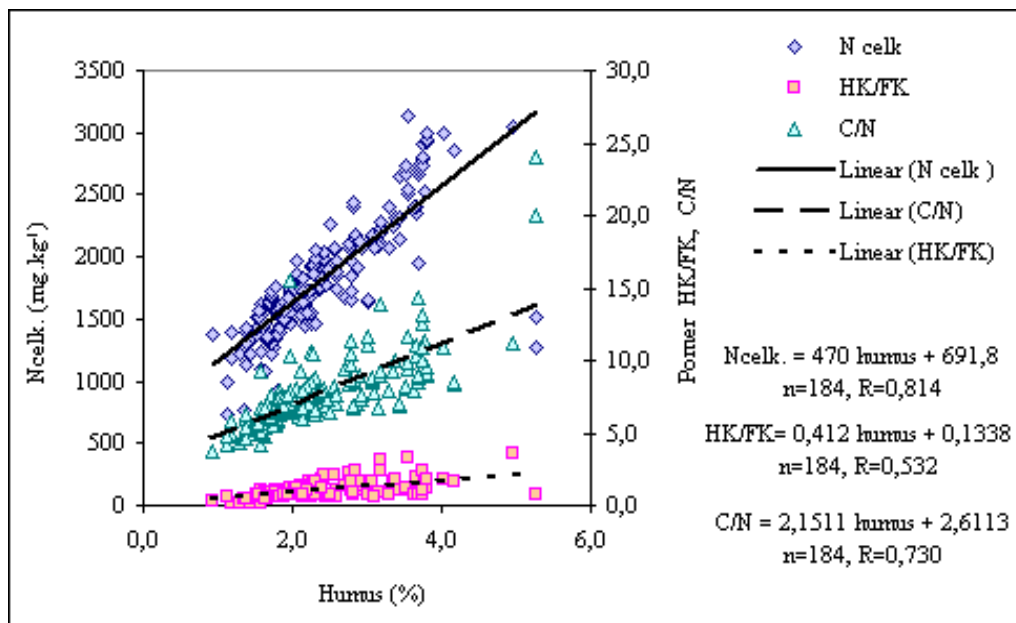
pomer HK:FK > 1: humáto-fulvátový až humátový typ humusu

N_{celk.}: stredný až veľmi dobrý obsah

P-príst.: dobrý až veľmi vysoký obsah

K príst.: dobrý až veľmi vysoký obsah

Graf 1 Korelačné vzťahy celkového dusíka, HK/FK a C/N k obsahu humusu v pôde



Vliv ročníku na změnu půdních vlastností

¹⁾ Eduard POKORNÝ, ²⁾ Olga DENEŠOVÁ

¹⁾ Ústav půdoznalství a mikrobiologie, MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno

²⁾ Útvar odborných služeb, ACHP a.s, Kroměříž, 767 01 Kroměříž

Abstrakt

V letech 1988 – 1996 byly na šesti stanovištích okresu Kroměříž, s rozdílnými genetickými, ale druhově shodnými půdními představiteli, ve vegetačním období v měsíčních intervalech odebrány vzorky ornice na stanovení chemických a fyzikálních vlastností. Získané výsledky byly za jednotlivé ročníky zprůměrovány, čímž byla odstraněna ročníková variabilita a vliv pěstovaných plodin. Průměry byly korelovány s klimatologickými charakteristikami vypočítanými za ročníky, ve kterých sledování probíhala. Nelineární regresní analýzou byla vyjádřena kvantitativní závislost. Bylo prokázáno, že objemová hmotnost ornice je v přímé závislosti s periodickou amplitudou srážek a může se mezi ročníky působením tohoto faktoru měnit až o 0,05 g/cm³. Zásoba humusu (t/ha) klesá se stoupajícím úhrnem srážek za vegetaci (mm), rozdíl může být mezi jednotlivými ročníky až 35 t/ha. Kvalita humusu je nejvýrazněji ovlivňována termickou kontinentalitou, kdy s jejím zvyšováním dochází ke zvýšení poměru huminových kyselin a fulvokyselin a to až o hodnotu 0,2. Výměnná půdní reakce je ze sledovaných klimatologických faktorů nejvíce ovlivňována termickou kontinentalitou, ovlivnění je nepřímé – se vzrůstáním kontinentality klesá výměnná reakce a to v rozmezí 7,1 – 6,7 pH/KCl. Kationtová výměnná kapacita (mekv/kg) vzrůstá s Langovým dešťovým faktorem ve sledovaném souboru od 190 po 220 mekv/kg. Zásoba výměnného vápníku je rovněž v nejtěsnější korelaci s Langovým faktorem, vztah je kladný, rozdíl může být mezi jednotlivými ročníky až 3 t/ha. Zásoba výměnného hořčíku je nejvíce ovlivňována průměrnou teplotou za vegetaci, kdy se zvyšující teplotou narůstá zásoba, rozdíl mezi ročníky může být až 180 kg/ha. Zásoba výměnného draslíku meziročníkově kolísala až o 200 kg/ha, změna byla nejvíce ovlivněna asymetrií chodu teplot, a to kladně.

Klíčová slova: fyzikální a chemické půdní vlastnosti, ornice, periodická amplituda srážek, termická kontinentalita, Langův dešťový faktor, teplota za vegetaci, asymetrie chodu teplot

Úvod

Klima představuje spolu se substrátem dva půdotvorné faktory, jejichž význam je dán tím, že se maximálně účastní materiálově (i energeticky) v procesu vytváření a evoluce půd. To pedology vedlo k uplatnění tzv. principu bezprostřední závislosti pedogeneze na soudobém makroklimatu (Rozov, Ivanová, 1967). Zvláště komplikovaná je situace v oblastech s přechodným typem klimatu, naše republika je typickým příkladem, kdy má každý ročník jiný charakter a z hlediska zemědělského se potom v mnohých polních pokusech vliv ročníku prokazuje jako nadřazený pokusným variantám. Poznání vzájemných vztahů mezi klimatickými faktory a změnou půdních vlastností nemá však význam pouze pro zemědělství. Předpokládané změny klimatu do roku 2025 charakterizované nárůstem teplot v létě o 2 až 3 °C, poklesem srážek o 5 až 15 % a poklesem vlhkosti půdy o 15 až 29 % (Lapin, 1994) bezesporu poznamenají celé ekosystémy. Cílem předkládané práce je obecné posouzení vlivu ročníků (vyjádřených klimatologickými charakteristikami) na fyzikální a chemické vlastnosti ornice v oblasti střední Moravy.

Materiál a metody

Výsledky rozborů půd pocházejí z agroekologického monitoringu prováděného v oblasti střední Moravy v letech 1988 až 1996, kdy byly ve vegetačních obdobích v měsíčních intervalech, na vybraných pozemcích odebrány sypané vzorky ornice (0 – 30 cm) na chemické analýzy a z hloubky 15 – 20 cm do Kopeckého válečků (ve třech opakováních) na fyzikální analýzy. Sledování probíhala na šesti hlinitých

geneticky rozdílných (ČEl 2x, FLq 2x, HNm a LUm) lokalitách v rámci normálního hospodaření. Z výsledků byly pro další hodnocení vybrány: objemová hmotnost, zásoba a kvalita humusu, výměnná reakce, kationtová výměnná kapacita a zásoba výměnného vápníku, hořčíku a draslíku (Javorský, 1987). Zásoby humusu a živin byly přepočteny pomocí objemové hmotnosti ornice na t příp. kg/ha. Oprávněnost tohoto úkonu (vzhledem k objemové hmotnosti) byla statisticky ověřena. Ročním průměrováním výsledků je odstraněna časová variabilita (v průběhu roku), vliv plodiny a agrotechnických opatření.

Z průměrných měsíčních teplot a měsíčních úhrnů srážek byly vypočteny pro jednotlivé roky tyto základní klimatologické charakteristiky (Nosek, 1972): průměrná teplota za vegetační období ($^{\circ}\text{C}$), termická kontinentalita, termodynamický kvocient, úhel asymetrie křivky ročního chodu teplot ($^{\circ}$), srážky za vegetaci (mm), periodická amplituda ročních srážek (%), Langův dešťový faktor, ombrická kontinentalita (%), hydrotermický koeficient.

Hodnocení výsledků bylo provedeno korelační a regresní analýzou, kdy vzájemné vztahy mezi proměnnými byly vyhodnoceny jednoduchými korelačními koeficienty a výsledky testovány na hladině významnosti $p = 0,05$. Prokázané vztahy mezi klimatologickými charakteristikami a půdními vlastnostmi byly graficky vyjádřeny (program Excel) nelineární regresí druhého stupně a testovány korelačním indexem (Seger, Hindls, Hronová, 1998).

Výsledky a diskuse

Objemová hmotnost (graf 1) je v nejtěsnější korelaci s periodickou amplitudou srážek ($R^2 = 0,697$). Z vypočtené regresní křivky druhého stupně je patrné, že se zvyšující se amplitudou srážek dochází ke zvyšování objemové hmotnosti, kdy nejvyšších hodnot ($1,58 \text{ g/cm}^3$) je dosahováno mezi 15 – 20 % amplitudy srážek, při vyšších hodnotách se objemová hmotnost mírně snižuje (k $1,56 \text{ g/cm}^3$). Všechny do výpočtu zahrnuté hodnoty objemové hmotnosti jsou nad agroekologický limit $1,45 \text{ g/cm}^3$ (Lhotský, 1991). Podobně jak bylo již dříve konstatováno (Pokorný et al., 1994), zvýšením srážek na takto poškozených půdách dochází k dalšímu nárůstu objemové hmotnosti. Platnost poznatku o vztahu mezi amplitudou srážek a zvyšováním objemové hmotnosti není možno tedy zobecnit, ale platí pouze pro půdy fyzikálně poškozené, kde zvyšující se amplituda srážek může být, vedle antropogenního ovlivnění, významným faktorem přispívajícím ke zhoršování fyzikálních vlastností ornice.

Nepřímá korelace (graf 2) byla prokázána mezi úhrnem srážek za vegetační období a *zásobou humusu* ($R^2 = 0,867$), kdy při 450 mm byla průměrná zásoba humusu 115 t/ha, při 650 mm pouze 80 t/ha. V literatuře existuje řada poznatků o kladných vztazích mezi vlhkostí půdy a akumulací humusu (Sotáková, 1982).

Kladná korelace ($R^2 = 0,751$) byla nalezena mezi *kvalitou humusu* (stanovenou jako poměr huminových kyselin k fulvokyselinám metodou $Q_{4/6}$) a termickou kontinentalitou (graf 3). Nalezený vztah plně odpovídá všeobecně uznávaným poznatkům o vlivu kontinentálního typu klimatu na syntézu vysokomolekulárních organických látek typu huminových kyselin (Němeček 1990, Sotáková, 1982).

Vzájemná záporná závislost byla rovněž prokázána mezi termickou kontinentalitou a *výměnnou reakcí* ($R^2 = 0,801$). Nejvyšších hodnot (odvozeno z regresní rovnice) výměnné reakce – 7,05 je dosaženo v letech s termickou kontinentalitou 23 % (graf 4), nejnižších – 6,65 v letech s kontinentalitou 34 %. Pro vysvětlení nalezené závislosti je podstatné, že se hodnoty půdní reakce nacházejí velmi blízko bodu fyziologické neutrality (6,8). Zjištěný poznatek nelze extrapolovat mimo skutečně naměřené hodnoty. Jak bylo výše uvedeno, termická kontinentalita se zvyšuje s teplotní amplitudou. Její růst přispívá ke zvýšení biologické aktivity (Novák, 1971) a zvýšení produkce CO_2 vedoucí k poklesu půdní reakce.

Kationtová výměnná kapacita je veličina závislá na množství a kvalitě organických látek, jílových minerálů a obsahu vody (Kutílek, 1978). V našem případě byl prokázán vztah mezi průměrnou roční hodnotou kationtové výměnné kapacity (KVK) a Langovým dešťovým faktorem (graf 5). KVK dosahuje 190 $\text{m}_{\text{ekv}}/\text{kg}$ při hodnotě Langova dešťového faktoru 55 a téměř 220 $\text{m}_{\text{ekv}}/\text{kg}$ v letech s Langovým faktorem kolem 80. KVK tak může sehrát jednu z klíčových rolí při změně produkční funkce půdy (Vašků, 2001) způsobené změnou kombinací teplotního a srážkového klimatu.

Při dostatku vláh y půda intenzivněji poutá dvoumocné kationty a adsorpce jednomocných kationtů se snižuje (Richter, Hlušek, 1994). Tuto publikovanou závislost se nám podařilo potvrdit ve vztahu mezi Langovým dešťovým faktorem a *zásobou výměnného vápníku* (graf 6), kdy při hodnotách Langova faktoru kolem 55 je v ornici zásoba výměnného vápníku 17 t a při hodnotách 85 již 20 t. K této skutečnosti by mělo být přihlíženo při bilancování živin v agroekosystémech.

Průměrná teplota za vegetaci významně ovlivňuje *zásobu výměnného hořčíku* v ornici (graf 7). Rozdíl mezi zásobou v nejstudenějším roce (12 °C) a nejteplejším rokem (14,5 °C) je 180 kg/ha, to velmi dobře koreluje s poznatky Nerada (1994), kdy přes minimální dávky aplikovaných hořečnatých hmot nedochází k jejich úbytku v ornicích.

Pro *změny zásoby výměnného draslíku* v ornici se jako rozhodující, ze sledovaných klimatologických charakteristik, ukazuje asymetrie ročního chodu teplot (graf 8), kdy s rostoucí asymetrií roste zásoba draslíku v ornici. Rozdíl mezi nejvyšší a nejnižší vypočtenou zásobou je 200 kg K/ha (1 250 – 1 450 kg K/ha). Podobně jako u vápníku je nutno s touto eventualitou počítat v bilancování.

Výsledky krátkodobých polních pokusů mohou být v tomto směru zavádějící a v dlouhodobých by měly být vlivy klimatu vždy zohledněny (vícerozměrné statistické metody).

Závěr

V letech 1988 – 1996 byly na šesti stanovištích okresu Kroměříž, s rozdílnými genetickými půdními představiteli na hlinitých půdách, ve vegetačních obdobích v měsíčních intervalech odebrány vzorky ornice na stanovení chemických a fyzikálních vlastností. Získané výsledky byly za jednotlivé ročníky zprůměrovány, čímž byla odstraněna ročníková variabilita a vliv pěstovaných plodin. Průměry byly korelovány s klimatologickými charakteristikami vypočítanými za ročníky, ve kterých sledování probíhala. Nelineární regresní analýzou byla vyjádřena kvalitativní závislost.

Bylo **prokázáno**, že:

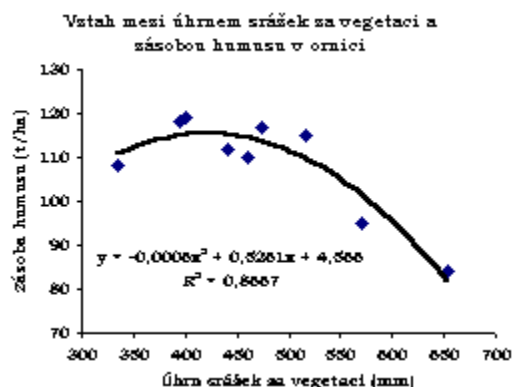
- **objemová hmotnost ornice** je v přímé závislosti s periodickou amplitudou srážek a může se mezi ročníky působením tohoto faktoru měnit až o $0,05 \text{ g/cm}^3$,
- **zásoba humusu** (t/ha) klesá se stoupajícím úhrnem srážek za vegetaci (mm). Rozdíl může být mezi jednotlivými ročníky až 35 t/ha,
- **kvalita humusu** je nejvýrazněji ovlivňována termickou kontinentalitou, kdy s jejím zvyšováním dochází ke zvýšení poměru huminových kyselin a fulvokyselin a to až o hodnotu 0,2;
- **výměnná půdní reakce** je ze sledovaných klimatologických faktorů nejvíce ovlivňována termickou kontinentalitou. Ovlivnění je nepřímé – se vzrůstáním kontinentality klesá výměnná reakce a to v rozmezí 7,1 – 6,7 pH/KCl,
- **kationtová výměnná kapacita** (m_{ekv}/kg) vzrůstá s Langovým dešťovým faktorem ve sledovaném souboru od 190 po 220 m_{ekv}/kg ,
- **zásoba výměnného vápníku** je rovněž v nejtěsnější korelaci s Langovým faktorem, vztah je kladný. Rozdíl zásoby výměnného vápníku může být mezi jednotlivými ročníky až 3 t/ha, vzhledem k množství odběru vápníku pěstovanými rostlinami (pšenice 30 kg), by do uvažovaných bilancí měl být vliv ročníku vždy započítán,
- **zásoba výměnného hořčíku** je nejvíce ovlivňována průměrnou teplotou za vegetaci, kdy se zvyšující teplotou narůstá zásoba. Rozdíl mezi ročníky může být až 180 kg/ha,
- **zásoba výměnného draslíku** meziročníkově kolísala až o 200 kg/ha, změna byla nejvíce ovlivněna asymetrií chodu teplot, a to kladně.

Literatura

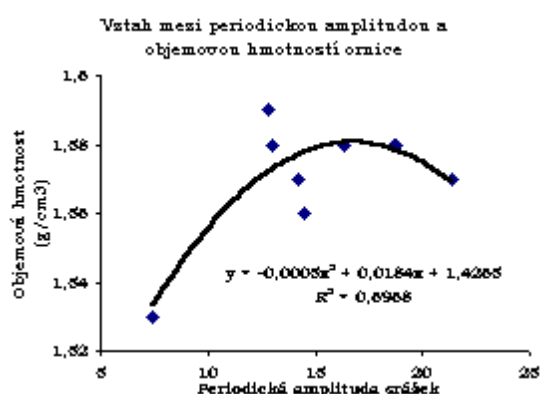
- JAVORSKÝ P., 1987: Chemické rozborý v zemědělských laboratořích. MZe Praha, 397 s.
- KUTÍLEK M., 1978: Vodohospodářská pedologie. SNTL/ALFA Praha, 295 s.
- LAPIN M., 1994: Očekávané globálne oteplenie atmosféry a jeho možné dopady na našom území. Zborník príspevkov z odbornej konferencie: Prognózované zmeny klímy a zmiernenie ich negatívneho vplyvu na krajinné prostredie. Bratislava, str. 10 – 28.
- LHOTSKÝ J., 1991: Komplexní agromeliorační soustavy pro zhutnělé půdy. ÚVTIZ Praha, 34 s.
- NERAD J., 1994: Vývoj agrochemických vlastností zemědělských půd 1961 – 1989. ÚKZÚZ Brno, 19 s.
- NĚMEČEK J., SMOLÍKOVÁ L., KUTÍLEK M., 1990: Pedologie a paleopedologie. Academia Praha, 546 s.
- NOSEK M., 1973: Metody v klimatologii. Academia Praha, 433 s.
- NOVÁK B., 1971: Výzkum procesů mineralizace a humifikace organických látek a jejich funkce v půdě. Syntetická závěrečná zpráva VÚRV Praha – Ruzyně, 29 s.
- POKORNÝ E., PONÍŽIL P., DENEŠOVÁ O., PODEŠVOVÁ J., 1994: Ovlivňování fyzikálních vlastností epipedonu povětrnostními podmínkami. Sborník referátů z konference: Klimatická změna a zemědělství, VŠZ Brno, str. 53 – 58.
- RICHTER R., HLUŠEK J., 1999: Výživa a hnojení rostlin (I. Obecná část). Skriptum VŠZ Brno, 177 s. ISBN 80-7157-138-5
- ROZOV B.G., IVANOVA E.N., 1967: Klassifikacija počv SSSR. Počvovedenije č. 2, str. 3 – 22
- SEGER J., HINDLS R., HRONOVÁ S., 1998: Statistika v hospodářství. ETC Publishing Praha, 639 s., ISBN 80-86006-56-5
- SOTÁKOVÁ S., 1982: Organická hmota a úrodnost pody. Příroda Bratislava, 324 s.
- VAŠKŮ Z., 2001: Funkce půdy v kontextu aktuálního podnebního vývoje. Sborník z konference: Půda, její funkce, vlastnosti a taxonomie v zemědělské a lesní krajině. MZLU v Brně, str. 157 – 161. ISBN 80-7157-526-7

Grafy vztahů mezi vybranými klimatickými faktory a vlastnostmi ornice
Okres Kroměříž 1988 - 1996

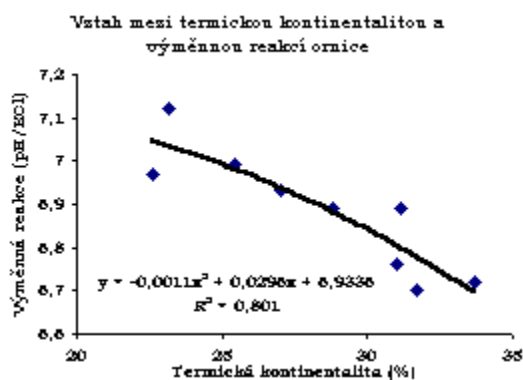
Graf 1



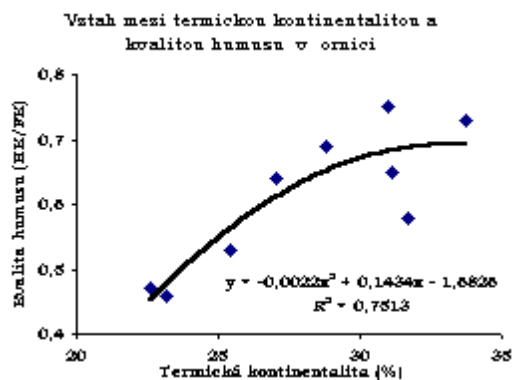
Graf 2



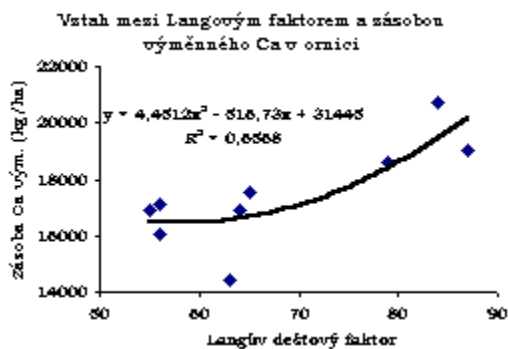
Graf 3



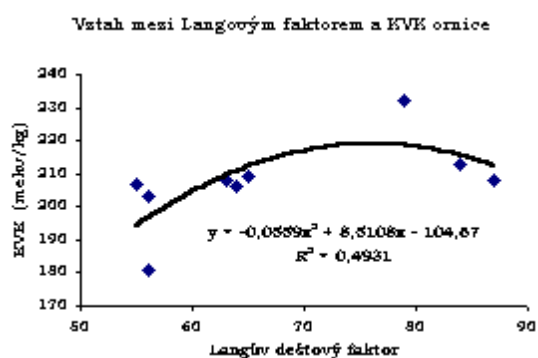
Graf 4



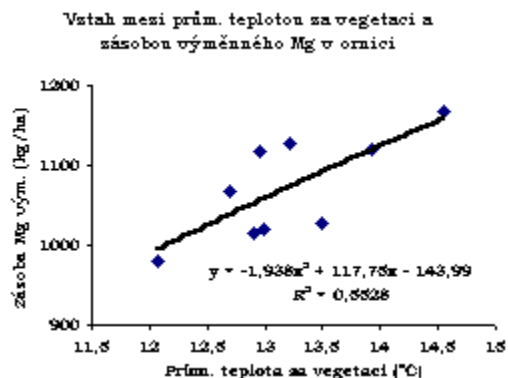
Graf 5



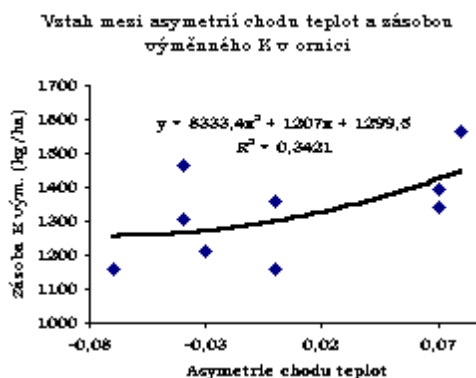
Graf 6



Graf 7



Graf 8



Priebeh biodegradácie ropných látok vo vybraných pôdnych typoch a jeho akcelerácia

Michal SÁDOVSKÝ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

Abstrakt

Pri preniknutí ropných látok do pôdy nastáva ich postupný rozklad pomocou pôdnych mikroorganizmov. Rýchlosť rozkladu závisí od viacerých faktorov. Je to napríklad koncentrácia a druh ropnej látky, mikrobiologická aktivita, pH okolo 7, dostatok živín (N,P,K), dostatok kyslíka, správna vlhkosť a teplota a iné.

V nasledujúcom príspevku sú uvedené výsledky práce, v ktorej bola skúmaná rýchlosť biodegradácie ropy vo vybraných pôdnych typoch, pričom boli sledované charakteristiky ako množstvo rozloženého uhlíka z ropy, pomer vyprodukovaného CO_2 vyjadreného ako $\text{C}_{\text{CO}_2}(\text{NEL})$, vzniknutého rozkladom ropy, k celkovému rozloženému uhlíku z ropy $[\text{C}(\text{NEL})]$, pomer celkového rozloženého uhlíka z ropy k aplikovanému dusíku a pomer vyprodukovaného CO_2 z čistej pôdy k CO_2 z kontaminovanej pôdy.

Pôdne typy boli vybrané z databázy výberových sond čiastkového monitorovacieho systému pôda. Sú to regozem kultizemná silikátová, čiernica kultizemná, kambizem modálna kyslá a pseudoglej luvizemný (Sobocká, 2000). Uvedené pôdne typy sa odlišujú fyzikálnymi a chemickými vlastnosťami.

Uvedené pôdne typy boli v laboratórnych podmienkach umelo kontaminované ropou na východiskovú koncentráciu NEL približne $1\,000\text{ mg.kg}^{-1}\text{suš.}$, čo je podľa rozhodnutia Ministerstva pôdohospodárstva SR č. 531/1994 indikačná hodnota pre asanáciu (C hodnota) (Vestník MP SR č.1, 1994).

Počas 3 mesiacov bol pozorovaný úbytok ropných látok (pri 25°C) stanovením NEL gravimetricky extrakciou ropných látok nepolárnym rozpúšťadlom (Ledon) a jednak produkcia CO_2 titračne zachytením oxidu uhličitého do alkalického roztoku (NaOH) a spätnou titráciou nespotrebovaného hydroxidu kyselinou chlórvo-díkovou. V rámci pozorovania boli vytvorené 3 varianty pri každom pôdnom type. Prvý variant predstavoval čistú pôdu bez kontaminácie (blank), druhý variant predstavoval pôdu kontaminovanú ropou a tretí kontaminovanú pôdu ropou s pridaním dusíka ($0,59\text{ t.ha}^{-1}$ dusičnanu amónneho) a úpravou pH pri pôdach s kyslou pôdnou reakciou pridaním hydroxidu vápenatého ($2,05\text{ t.ha}^{-1}$ pri RM a $9,05\text{ t.ha}^{-1}$ pri KM).

Vo všetkých pôdnych typoch bol pozorovaný úbytok NEL. Celkovo vyšší úbytok NEL bol pozorovaný u pôd s neutrálnou pôdnou reakciou a dostatkom humusu (čiernica a pseudoglej). Nižší u pôd s kyslou pôdnou reakciou a menším množstvom humusu (kambizem a regozem). Úprava pôdnych vlastností (pH, N) nemala pri danej východiskovej koncentrácii NEL štatisticky významný vplyv na rozklad ropných látok. Z pomerov $\text{C}_{\text{CO}_2}(\text{NEL})$ ku $\text{C}(\text{NEL})$ vyplýva, že s postupujúcim časom (0 – 28 dní) sa premenilo na jednotku rozloženej ropy väčšie množstvo uhlíka vo forme oxidu uhličitého. V prípade pomeru celkového rozloženého uhlíka $\text{C}(\text{NEL})$ k aplikovanému dusíku bola zistená relatívne nižšia hodnota u pseudogleja v porovnaní s čiernicou a regozemou.

Kľúčové slová: biodegradácia, pôda, ropné látky, akcelerácia

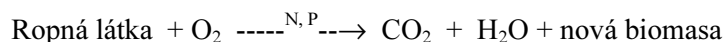
Úvod

Ropné látky sú v dnešnej dobe neoddeliteľnou súčasťou civilizácie. Bez nich sa nezaobíde žiadna oblasť ľudských aktivít. Tvoria hlavný zdroj energie pre dopravu a dôležitú surovinu pre výrobu technických olejov a plastov. Stále viac sa používajú aj na syntézu rôznych chemikálií.

Pri takomto intenzívnom využívaní sa často stáva, že ropa, alebo ropné látky uniknú do riek, morí alebo do ovzdušia či pôdy. V tomto prostredí pôsobia toxicky na rôzne druhy organizmov (rastlinné i živočíšne). Toxicita závisí od koncentrácie a od druhu ropnej látky.

Vďaka rôznym druhom mikroorganizmov žijúcim vo vode a v pôde sa ropné látky rozkladajú v ideálnom prípade až na vodu a oxid uhličitý a tým strácajú svoju toxicitu. Mikroorganizmy využívajú uhlík viazaný v ropných látkach na tvorbu energie a vlastnej biomasy (rast a rozmnožovanie). Tento

proces a nazýva biodegradácia ropných látok. Základnú rovnicu pre biodegradáciu ropných látok môžeme podľa Pittera (1988) vyjadriť nasledovne:



Medzi mikroorganizmy, ktoré rozkladajú ropné látky patria baktérie, aktinomycéty a huby. Najviac z nich rozkladajú ropné látky baktérie, ktoré sú aj najpočetnejšie.

Rýchlosť rozkladu ropných látok je vo všeobecnosti rýchlejšia u ropných látok, ktorých chemická štruktúra molekuly má krátky a nerozvetvený uhlíkový reťazec. Čím je reťazec rozvetvenejší a dlhší tým je ich rozklad pomalší. Najpomalšie sa rozkladajú ropné látky s cyklickou alebo aromatickou štruktúrou.

Tento proces môžeme urýchliť zlepšením pôdných vlastností, ktoré sú dôležité pre baktérie (Song et al., 1990).

V nasledujúcom experimente boli vybrané pôdne typy s rôznymi vlastnosťami umelo kontaminované ropou, ktorá vo všeobecnosti obsahuje široké spektrum ropných látok. Východisková kontaminácia bola 1 000 mg.kg⁻¹ čo predstavuje podľa rozhodnutia Ministerstva poľnohospodárstva SR indikačnú hodnotu pre asanáciu (hodnota C).

Počas troch mesiacov bol pozorovaný priebeh biodegradácie ropnej kontaminácie v jednotlivých pôdných typoch v laboratórnych podmienkach.

Cieľom experimentu bolo zistiť rýchlosť biodegradácie v jednotlivých pôdných typoch pričom sme v rámci každého typu skúmali vplyv akcelerácie úpravou pôdných vlastností.

Materiál a metódy

V experimente sme použili štyri rôzne pôdne typy z databázy výberových sond Čiastkového monitorovacieho systému – pôda. Boli vybrané na základe odlišných fyzikálnych a chemických vlastností. Krátka charakteristika pôdných typov je uvedená v tabuľke č. 1.

Tabuľka 1 Niektoré charakteristiky vybraných pôdných typov (vrchná 30 cm vrstva) (DATABÁZA ČMS-P, 2000)

	Pôdny typ			
	Čiernica kultizemná (Spiš. Belá)	Pseudoglej luvizemný (Jelšava)	Kambizem nenasýtená (Raková)	Regozem kultizemná (Mor. Sv. Ján)
humus (%)	3,731	2,22	2,39	1,603
pH(H ₂ O)	6,9	7,2	5,5	6,0
Zrnitosť	hlinitá	hlinitá	hlinitá	piesčitá
N _t (mg.kg ⁻¹)	2 000	1 450	1 890	850
C : N _t	10,82 : 1	8,89 : 1	7,34 : 1	10,94 : 1
retenčná kapacita (% vol.)	34,64	34,93	35,89	17,10
Objemová hmotnosť (g.cm ⁻³)	1,443	1,407	1,547	1,552

Po odobratí pôdnych vzoriek v teréne, boli vzorky 24 hodín sušené pri laboratórnej teplote a potom preosiate cez 2 mm sito. Vlhkosť preosiatej jemnozeme bola stanovená gravimetricky po vysušení pri 105 °C počas 2 hodín (Fiala, 1999).

Preosiata pôda o známej vlhkosti bola kontaminovaná ropou nasledovne. Do 100 ml Erlenmeyerových baniek bolo navážených 10 g jemnozeme a pipetou bola pridaná ropa tak, aby východisková koncentrácia NEL bola približne 1 000 mg.kg⁻¹ sušiny pôdy. Vybrané charakteristiky ropy sú uvedené v tabuľke č. 2. Použitá ropa pochádzala z petrochemicko-rafinárskeho závodu Slovnaft a.s..

Tabuľka 2 Vybrané vlastnosti ropy

Vlastnosti ropy	
hustota (g. dm ⁻³)	0,8585 (26 °C)
NEL (%)	62,21
C (%)	85,0*

*(Bienik, 1982)

Každý pôdny typ bol kontaminovaný v dvoch variantoch. Tretí variant predstavoval slepý pokus (nekontaminovaná pôda). Zatiaľ čo prvý variant predstavoval kontaminovanú pôdu s ropou bez ďalšej úpravy, do druhého variantu bol okrem ropy pridaný aj dusičnan amónny a v prípade pôd s kyslou reakciou (pH < 6,5) aj hydroxid vápenatý. Množstvo pridaného dusičnanu zodpovedalo výslednému pomeru C : N = 30 : 1. V uvedenom pomere bol uvažovaný uhlík z ropy s dusíkom z dusičnanu amónneho. Množstvo hydroxidu vápenatého bolo pridávané na základe experimentu. Do regozeme bolo pridaných v prepočte 2,05 t.ha⁻¹ hydroxidu a do kambizeme 9,05 t.ha⁻¹.

Vlhkosť pôdy bola udržiavaná individuálne u každého pôdneho typu na úrovni retenčnej vodnej kapacity. Banky boli uzavreté priedušnou zátkou z gázy a uložené v termostate pri 25 °C. Každý variant bol pripravený trojmo.

Biodegradácia ropných látok bola sledovaná 3., 7., 14., 28., 56., 91. deň od začiatku pokusu. Koncentrácia ropných látok bola stanovená ako NEL (nepolárne extrahovateľné látky) gravimetricky. Obsah ropných látok v banke bol extrahovaný 50 ml 1,1,2-trichlórtriflórétán (Ledon) (Merck, Nemecko) počas 24 hodín pri laboratórnej teplote. Pôda bola oddelená na filtračnom papieri s obsahom 4 g síranu sodného bezvodého a čistý extrakt bol zmiešaný s 0,4 g silikagélu (0,1 – 0,25 mm) a ponechaný 1 hodinu za občasného premiešania pri laboratórnej teplote. Potom bol prefiltrovaný cez čistý filtračný papier (Filtrak 390, Nemecko) do vopred vysušenej a odváženej zábrusovej banky. Extrakt bol následne v banke odparený práve do sucha a po vychladnutí v exikátore bola banka s odparkom odvážená. Obsah NEL predstavoval rozdiel medzi hmotnosťou vopred odváženej banky a hmotnosťou banky s odparkom, prepočítaný na obsah pôdnej sušiny a vyjadrený v mg.kg⁻¹. Na váženie boli použité analytické váhy Sartorius R 180 D (Nemecko).

Biologická aktivita pôdy bola stanovená ako množstvo CO₂ vyprodukované v pôde mikroorganizmami. Pôda bola upravená tak ako pri predchádzajúcej metóde, ale navážka pôdy bola 50 g

sušiny. Pôda bola navážaná do vzduchotesne uzavierateľných nádob. Vytvorené boli rovnaké varianty ako v predchádzajúcej metóde, ale navyše bol vytvorený ešte jeden variant predstavujúci nádobu bez pôdy, ktorá slúžila na zistenie obsahu CO₂ vo vzduchu (slepý pokus). Po nakontaminovaní a pridaní živín sa pôda v nádobách navlhčila na 60% retenčnej kapacity a do vnútra sa uložila nádobka s 20 ml 0,1N roztoku NaOH na zachytenie vzniknutého CO₂. Nádoby sa vzduchotesne uzavreli a inkubovali pri laboratórnej teplote. Množstvo vyprodukovaného CO₂ bolo stanovené počas jedného mesiaca každý 3. a 7. deň v 7-dňovom intervale odmernou analýzou (titračne) s roztokom 0,1N HCl na indikátor fenolftaleín. Množstvo zachyteného CO₂ bolo stanovené výpočtom.

$$M (\text{mg.g}^{-1}) = (V_a - V_b) \cdot k/n$$

M – produkcia CO₂

V_a – spotreba 0,1N HCl v slepom pokuse (ml)

V_b – spotreba 0,1N HCl vo vzorke (ml)

k – koeficient platný pre 0,1N HCl (mg.ml⁻¹)

n – navážka pôdy o 100 %-nej sušine (g)

Výsledky v grafoch boli upravované regresnou a korelačnou analýzou pomocou programu Microsoft Excel 97.

Významnosť vplyvu dusíka bola sledovaná testom pre rozdiel medzi dvoma populačnými proporciami (Anděl, 1985).

Výsledky

Výsledky sú znázornené na obrázkoch 1 – 8 a v tabuľke 3 a 4 v prílohe.

Diskusia

Z výsledkov vyplýva, že v laboratórnych podmienkach bez pridávania mikroorganizmov prebiehala biodegradácia ropných látok v každom sledovanom pôdnom type. Výraznejší pokles ropných látok bol pozorovaný v pôdach s neutrálnou reakciou a s dobrou až strednou zásobou humusu (čiernica, pseudoglej) (obr. 3, 4). Na druhej strane v pôdach s relatívne kyslou pôdnou reakciou bol pozorovaný menej výrazný pokles (obr. 1, 2).

Akcelerácia dusíkom nebola podľa testu medzi 2 populačnými proporciami štatisticky významná. Vo variantoch s dusíkom bol pokles ropných látok väčší v priemere o 5 – 8 %. Takmer žiaden rozdiel u pseudogleja by sa mohol vysvetliť dostatkom dostupného dusíka vo variante bez pridaného dusíka. U regozemi môže byť strata efektu dusíka po 28 dni vysvetliteľná opätovnou reacidifikáciou.

Pri hodnotení mikrobiologickej aktivity možno konštatovať, že najväčšia mikrobiálna aktivita prebiehala v čiernici, oniečo nižšia v kambizemi a najnižšia v pseudogleji a regozemi. Pridanie ropy vyvolalo u všetkých pôdných typov zvýšenie mikrobiálnej aktivity. Najvýraznejší vzostup bol u pseu-

dogleja, o niečo nižší bol u čiernice a najnižší u kambizeme a regozeme. Pridanie dusíka do kontaminovanej pôdy sa najvýraznejšie prejavilo v náraste mikrobiálnej aktivity u čiernice, menej u regozeme. U kambizeme sa pridanie dusíka prejavilo znížením mikrobiálnej aktivity a u pseudogleja dusík pravdepodobne nemal žiaden vplyv na mikrobiálnu aktivitu (obr. 5 – 8).

Z vyhodnotenia výsledkov rozkladu ropy a produkcie CO_2 možno poukázať na nezhodu výsledkov u kambizeme, pri ktorej nízka rýchlosť rozkladu ropy nekorešponduje s pomerne vysokou mikrobiálnou aktivitou. Z toho možno vyvodíť záver, že vysoká mikrobiálna aktivita v pôde nemusí naznačovať vysokú rýchlosť rozkladu ropných látok.

Keďže gravimetrická metóda má prípustnú analytickú chybu až 30 %, porovnali sme ju pomocou korelačnej analýzy s výsledkami titračnej metódy. Výsledok ukázal, že medzi výsledkami oboch metód je významná až veľmi významná závislosť, čo znamená že úbytok uhlíka počas rozkladu ropnej látky koreluje s tvorbou CO_2 mikroorganizmami (tab. 3).

Pre hlbšie poznanie procesu tvorby CO_2 sme vypočítali pomer medzi uhlíkom rozloženým mikroorganizmami (C – NEL) a uhlíkom vytvoreným počas mikrobiálnej aktivity (C- CO_2). Výsledky ukázali, že s pribúdajúcim časom sa množstvo uhlíka (C- CO_2) vyprodukovaného na jednotku rozloženého uhlíka (C – NEL) zväčšovalo, čo by sa mohlo vysvetliť nárastom mikrobiálnej populácie na začiatku experimentu a tým aj väčšou spotrebou uhlíka na tvorbu biomasy. Pozoruhodné je aj to, že takmer v každom pôdnom type bol v hnojenom variante (dusík) pomer užíši to znamená, že v tom istom čase bola produkcia uhlíka (C- CO_2) na jednotku rozloženého uhlíka z ropnej látky (C – NEL) menšia. Tento fakt by sa mohol vysvetliť tak, že dostatok dusíka stimuloval tvorbu biomasy (tab. 4).

Záver

V uvedenej práci bola v laboratórnych podmienkach sledovaná rôzna schopnosť vybraných pôdných typov (čiernica kultizemná, pseudoglej luvizemný, kambizem modálna kyslá a regozem kultizemná silikátová) rozkladať ropné látky – konkrétne ropu. Rozklad prebiehal pri konštantnej teplote a vlhkosti bez pridania kultivovaných mikroorganizmov.

Sledovali sme jednak úbytok ropných látok pomocou gravimetrickej metódy extrakciou ropných látok nepolárnym rozpúšťadlom (Ledon) a jednak produkciu CO_2 titračne zachytením oxidu uhličitého do alkalického roztoku (NaOH) a spätnou titráciou nespotrebovaného hydroxidu kyselinou chlór vodíkovou. V každom pôdnom type bol oproti kontrole (čistá pôda) porovnávaný variant kontaminovaný ropou na koncentráciu približne $1\,000\text{ mg.kg}^{-1}$ a variant kontaminovaný ropou a hnojený dusíkom (NH_4NO_3) na hodnotu $0,59\text{ t.ha}^{-1}$.

Z výsledkov vyplýva, že vo všetkých pôdných typoch prebiehal rozklad ropných látok za súčasnej zvýšenej produkcie CO_2 oproti kontrole.

Najrýchlejšie prebiehal rozklad u pôd s neutrálnou pôdnou reakciou a dostatkom humusu (čiernica). Najpomalšie u pôd s kyslou pôdnou reakciou (regozem, kambizem). Úprava pH a hnojenie

dusíkom nemalo štatisticky významný vplyv na rozklad ropných látok a pri menej úrodných pôdach (kambizem, regozem) rozklad pri hnojenom variante nedosiahol úroveň úrodných pôd (čiernica).

Pri procese rozkladania ropných látok sa pravdepodobne spočiatku tvorí v prepočte na rozložený uhlík menej oxidu uhličitého ako v neskoršom čase. Pri hnojenom variante je v porovnaní s nehnojeným variantom tento pomer vždy nižší. Z toho možno vyvodit' záver, že na začiatku rozkladného procesu je väčšie množstvo uhlíka rozloženého z ropnej látky spotrebované na iné procesy ako na tvorbu energie, pravdepodobne na tvorbu novej biomasy. Pri dostatku dostupného dusíka je pravdepodobne tvorba biomasy intenzívnejšia.

Literatúra

ANDĚL J., 1985: Matematická štatistika, SNTL Alfa, Praha, s. 346.

BIENIK J., 1982: Ropa, zemný plyn a životné prostredie. Alfa Bratislava.

Databáza výberových sond Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda, VÚPOP Bratislava, 2000.

FIALA K. a kol., 1999: Závážné metódy rozborov pôd. VÚPOP Bratislava, 142 s.

PITTER P., 1988: Vodní hospodářství 7, rada B, s. 169 – 175.

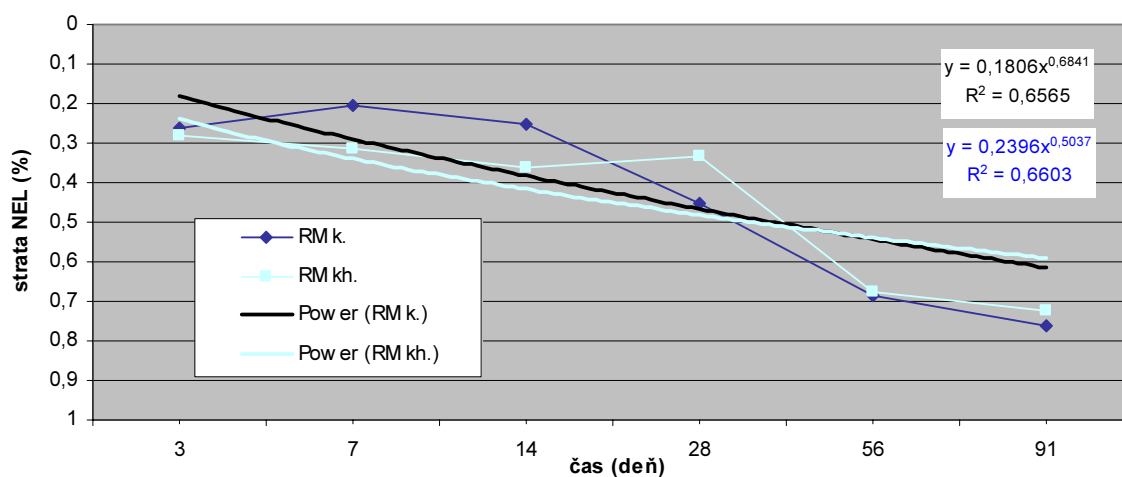
SOBOCKÁ J. (ed), 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP Bratislava, 76 s.

SONG H.G., WANG X., BARTHA R., 1990: Bioremediation potential of terrestrial fuel spills. Appl. Environ. Microbiol. 56, 652 – 656.

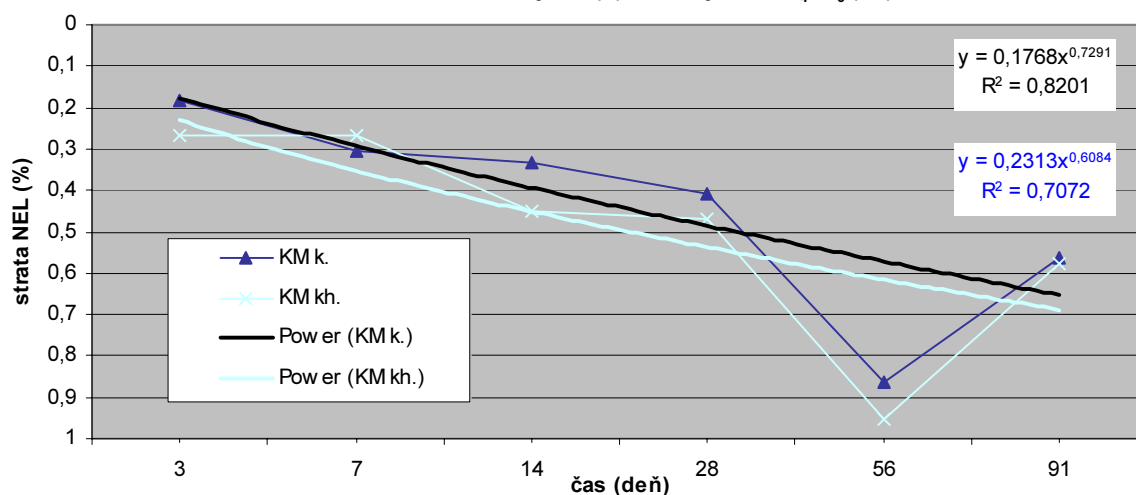
VESTNÍK MP SR, roč. XXVI, čiastka 1, rozhodnutie 3, číslo 531/1994-540, január 1994.

Prílohy

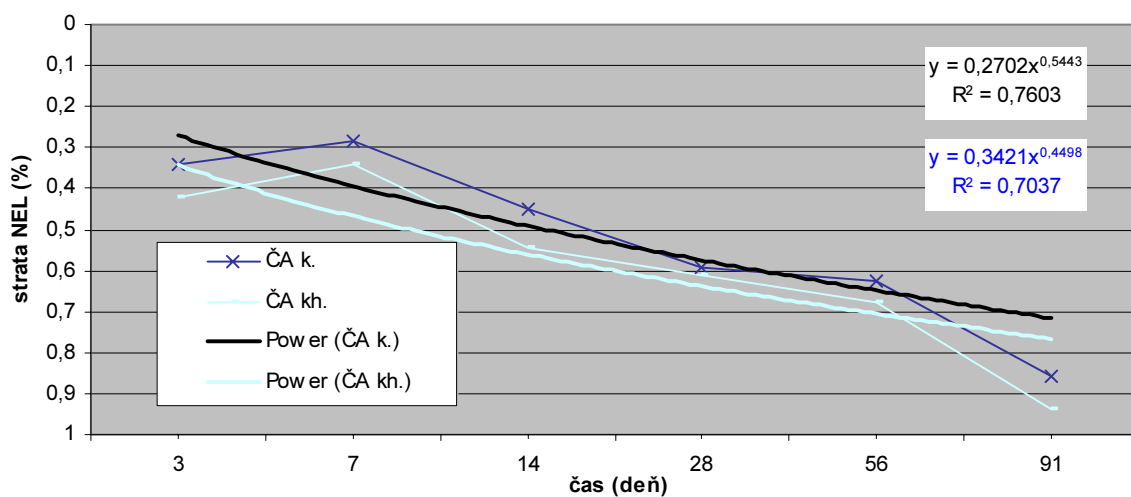
Obr. 1 Pokles NEL v pôde RM, kontaminovaných ropou (cNEL = 1000 mg/kg) vo variante bez hnojenia (k) a s hnojením NH_4NO_3 (kh)



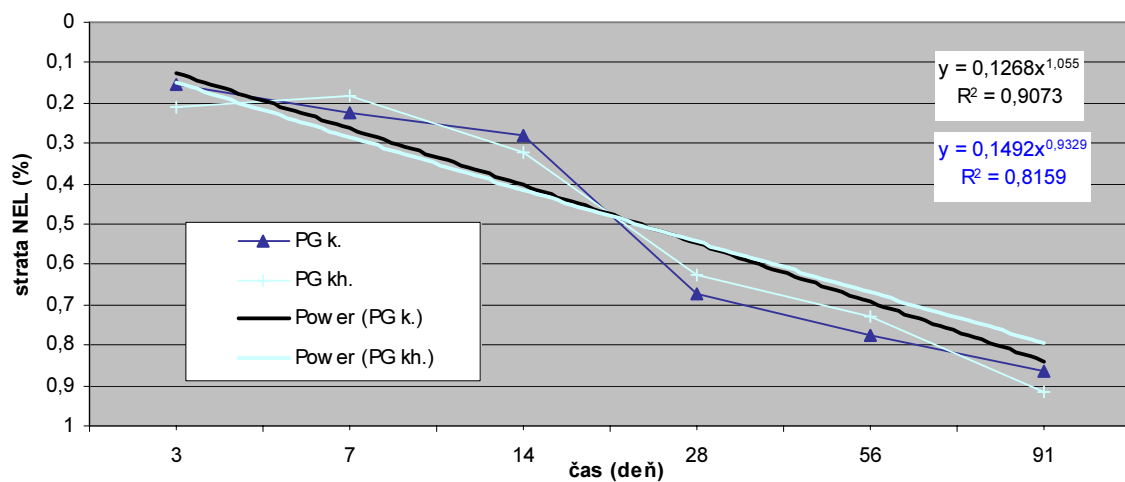
Obr. 2 Pokles NEL v pôde KM, kontaminovaných ropou (cNEL = 1000 mg/kg)
vo variante bez hnojenia (k) a s hnojením NH_4NO_3 (kh)



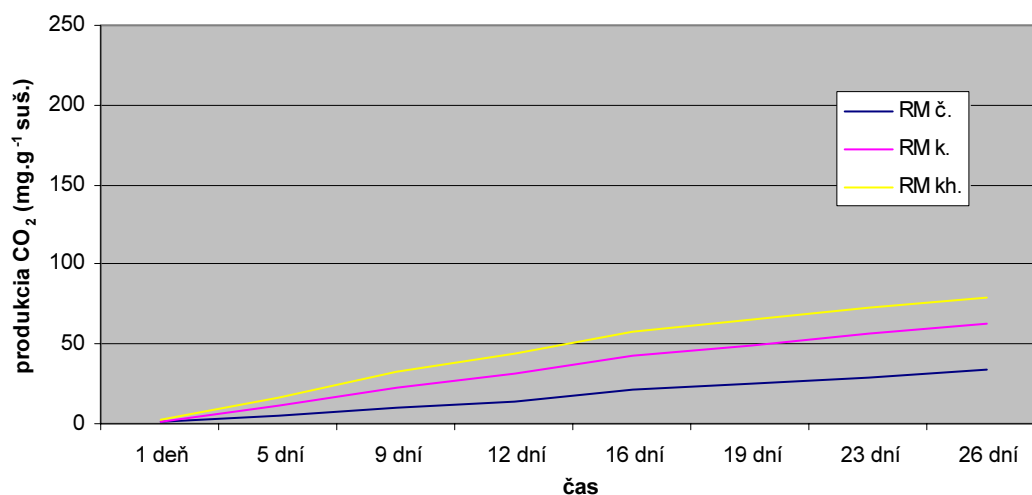
Obr. 3 Pokles NEL v pôde ČA, kontaminovaných ropou (cNEL = 1000 mg/kg)
vo variante bez hnojenia (k) a s hnojením NH_4NO_3 (kh)



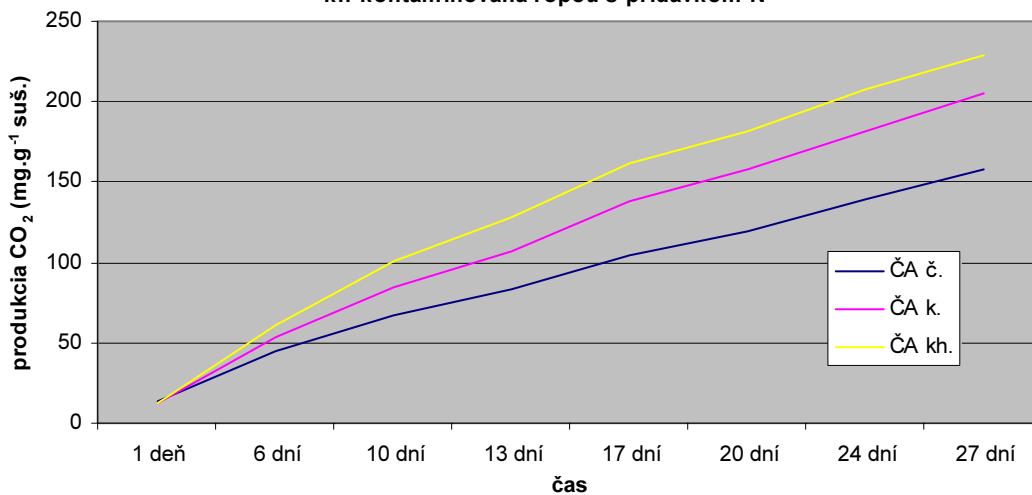
Obr. 4 Pokles NEL v pôde PG, kontaminovaných ropou (cNEL = 1000 mg/kg)
vo variante bez hnojenia (k) a s hnojením NH_4NO_3 (kh)



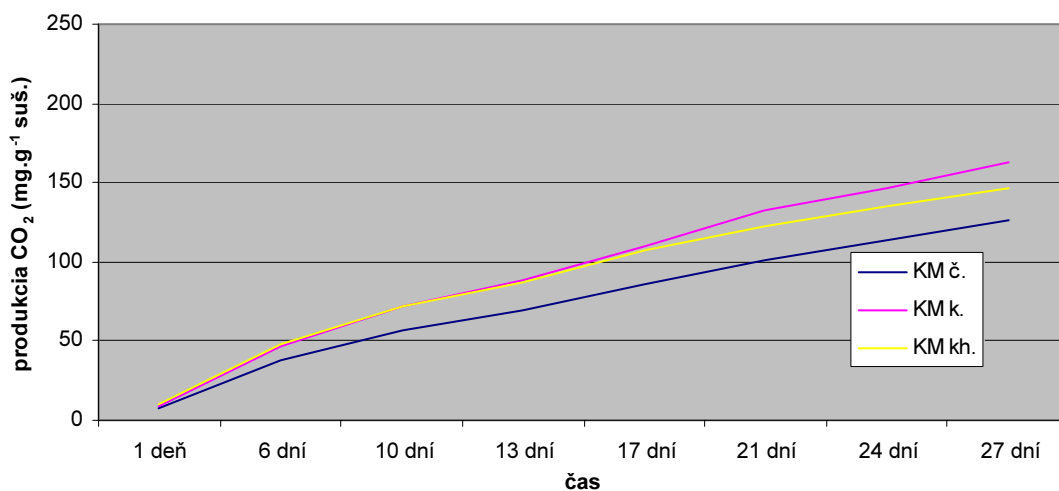
Biologická aktivita (produkcia CO₂) v regozemi; č-čistej, k-kontaminovanej ropou, kh-kontaminovanej ropou s prídavkom N



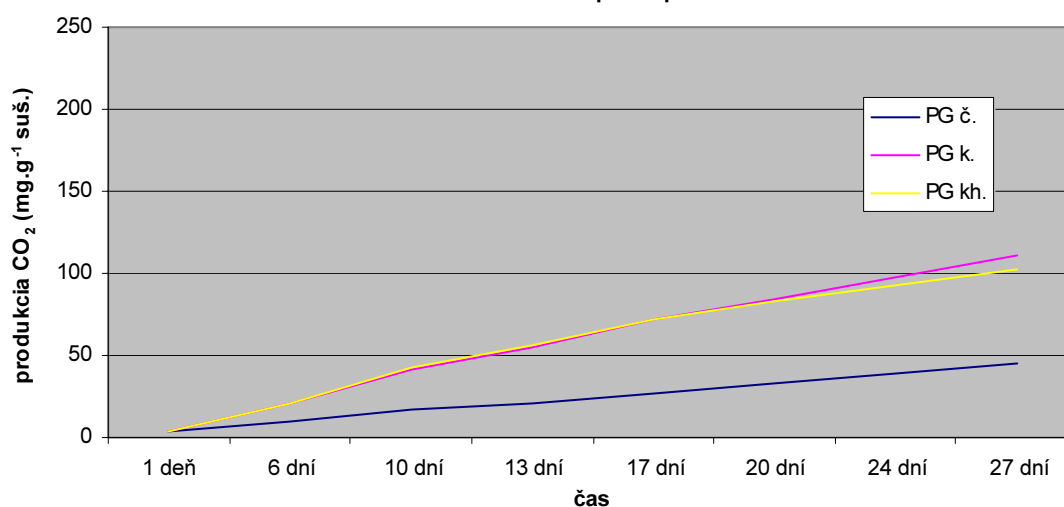
Biologická aktivita (produkcia CO₂) v čiernici; č-čistá, k-kontaminovaná ropou, kh-kontaminovaná ropou s prídavkom N



Biologická aktivita (produkcia CO₂) v kambizemi; č-čistej, k-kontaminovanej ropou, kh-kontaminovanej ropou s prídavkom N



Biologická aktivita (produkcia CO₂) v pseudogleji; č-čistá, k-kontaminovaná ropou, kh-kontaminovaná ropou s prídavkom N



Tabuľka 3 Korelačné koeficienty C-NEL a C-CO₂ (NEL) v pôdach RM, KM, PG a CA

<i>RMk CO₂</i>	<i>RMk NEL</i>	<i>RMkh CO₂</i>	<i>RMkh NEL</i>	Pri C (CO ₂): RMk = RMk-č RMkh = RMkh-č KMk = KMk-č KMkh = KMkh-č PGk = PGk-č PGkh = PGkh-č CAk = CAk-č CAkh = CAkh-č
RMk CO ₂	1	RMkh CO ₂	1	
RMk NEL	0,791745	RMkh NEL	0,989196	
<i>KMk CO₂</i>	<i>KMk NEL</i>	<i>KMkh CO₂</i>	<i>KMkh NEL</i>	
KMk CO ₂	1	KMkh CO ₂	1	
KMk NEL	0,965137	KMkh NEL	0,928211	
<i>PGk CO₂</i>	<i>PGk NEL</i>	<i>PGkh CO₂</i>	<i>PGkh NEL</i>	
PGk CO ₂	1	PGkh CO ₂	1	
PGk NEL	0,951446	PGkh NEL	0,938612	
<i>CAk CO₂</i>	<i>CAk NEL</i>	<i>CAkh CO₂</i>	<i>CAkh NEL</i>	
CAk CO ₂	1	CAkh CO ₂	1	
CAk NEL	0,893586	CAkh NEL	0,898626	

C-NEL – uhlík pochádzajúci z NEL, ktorý bol transformovaný do iných zlúčenín ako NEL (nové organické zlúčeniny, CO₂, bunky mikroorganizmov)

C-CO₂ – uhlík pochádzajúci z NEL, ktorý bol transformovaný do CO₂

Tabuľka 4 Pomer rozloženého uhlíka z ropy C (NEL) a uhlíka vyprodukovaného mikroorganizmami C (CO₂)

varianty	C (NEL) : C (CO ₂)		
	7 dní	14 dní	28 dní
RM k	6	2,84	2,77
RM kh	4,94	2,04	1,38
KM k	6,55	3,12	2,39
KM kh	5,08	4,91	4,23
PG k	3,4591	1,44	1,98
PG kh	2,7097	1,55	1,84
CA k	5,77	3,03	2,65
CA kh	4,97	2,07	1,65

Indikátory pôdneho sucha

¹⁾ Július ŠÚTOR, ¹⁾ Milan GOMBOŠ, ¹⁾ Jozef IVANČO, ²⁾ Rastislav MATI

¹⁾ *Ústav hydrológie SAV, Račianska 75, 838 11 Bratislava*

²⁾ *Oblasťný výskumný ústav agroekológie, Michalovce*

Abstrakt

Extreme meteorological phenomena also cause an extreme reduction of the water supply in the soil aeration zone. This reduction is accompanied by certain typical states. One of the limit states is referred to as soil drought. It corresponds to such water content when plants suffer from a permanently deficient water supply and they wilt. Water content is characterised by hydrolimits in soil physics. The hydrolimit of wilting point corresponds to soil drought. The characterising point in clay-loam soils is also the water soil content when cracking process starts.

The wilting point and moisture level were used as soil drought indicators in this paper. The monitored values of water supply in soil aeration zone of the Žitný ostrov and the East Slovakia Lowland are the examples.

Úvod

Zásoby vody vo vymedzenom horizonte nenasýtenej zóny sú permanentne pod vplyvom tokov vody cez jeho vymedzené hranice. Ak berieme do úvahy celú mocnosť zóny aerácie potom povrch pôdy je jej hornou a hladina podzemnej vody dolnou hranicou. Cez hornú hranicu sa toky vody v oboch smeroch realizujú procesom infiltrácie a evapotranspirácie. Cez dolnú hranicu taktiež v oboch smeroch a to kapilárnym výstupom do nenasýtenej zóny pôdy a penetráciou do nižších horizontov, resp. do hladiny podzemnej vody.

Reakciou nenasýtenej zóny na toky vody cez jej hranice je meniaci sa jej celkový objem vody v čase, a to v takej miere, ako sú tieto toky intenzívne a aká je variabilita ich smeru.

Klimatické zmeny prejavujúce sa

- poklesom zrážok,
- zvyšovaním teploty a s ňou spojenými javmi,
- zväčšovaním obdobia bez zrážok a
- regionálnym poklesom hladiny podzemnej vody, pôsobia na dynamiku zásob vody v pôde, a to ich vplyvom na toky vody cez dolnú a hornú hranicu zóny aerácie pôdy.

Celkový objem vody a jeho dynamika v nenasýtenej zóne pôdy na záujmovom stanovišti územia je identifikovateľný dvoma postupmi.

Prvý je založený na priamom monitoringu vlhkosti po jej výške pri súčasnom pozorovaní polohy hladiny podzemnej vody. Ďalšie informácie relevantné k tomuto stanovišti, resp. obsahu vody v zóne aerácie pôdy, sú meteorologické údaje merané a spracovávané v podmienkach SR zo základnej siete Slovenským hydrometeorologickým ústavom.

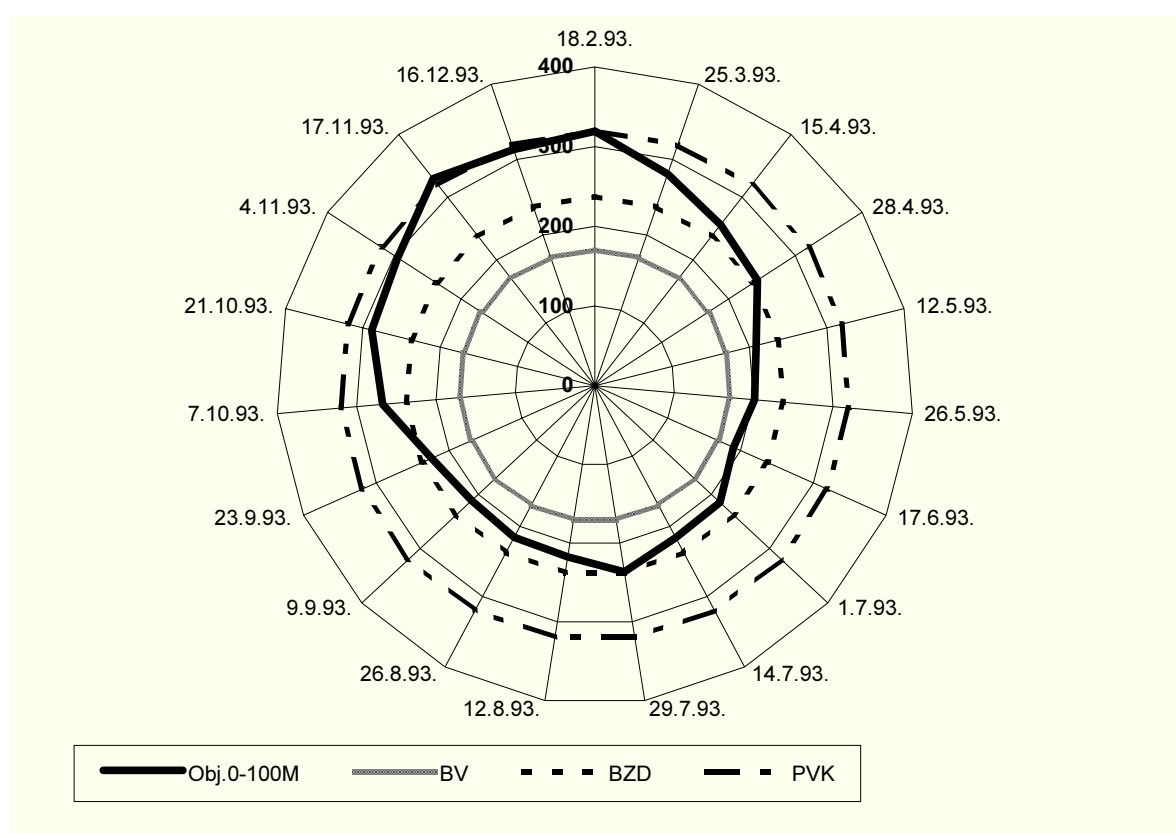
Druhý postup je výpočtový. V tomto metodickom postupe sa s úspechom využíva numerická simulácia na matematických modeloch vodného režimu zóny aerácie pôdy. Zatiaľ čo monitoring poskytuje údaje v reálnom čase, resp. údaje retrospektívne, údaje z numerickej simulácie možno získať aj pre vývojové trendy klimatických zmien.

Extrémny pokles zásob vody v zóne aerácie pôdy vedie k javu – pôdne sucho. Tento stav môže byť kvantifikovaný z rôznych hľadísk. V predkladanom referáte sa uvádza jeho kvantifikácia z hľadiska vegetačného pokryvu .

Materiál, metódy a výsledky

Pre kvantifikáciu stavu obsahu vody v zóne aerácie pôdy, ktorý zodpovedá pôdnemu suchu, sa vyberajú dve charakteristiky. Prvá je zložená na analýze monitorovaného chodu obsahu vody z danej lokality počas vegetačného obdobia. Ako druhá sa využíva zmrašťovacia – napučiajavúca charakteristika ílovito-hlinitých pôd určená v laboratórnych podmienkach. Metodické postupy riešenia pre oba prípady sú rozdielne

V prvom prípade metodický postup je založený na spracovaní chodu integrálneho obsahu vody v zóne aerácie pôdy z lokality Trstená na Ostrove – Žitný Ostrov (Šútor, Štekauerová, 2001). Pre analýzu sa vybral monitorovaný chod obsahu vody v zóne aerácie pôdy v období od 18.februára do 16. decembra 1993. Mocnosť zóny aerácie stanovíťa 187 cm. Na mape rajonizácie Žitného ostrova podľa hĺbky rozhrania pôdny pokryv – štrko pieskový horizont je táto lokalita začlenená do okrsku s hĺbkou 100 až 200 cm. Na obr. 1 je uvedený chod integrálneho obsahu vody počas monitorovacieho obdobia z uvedenej lokality, spolu s chodom integrálneho obsahu vody, ktorý zodpovedá jednotlivým hydro-limitom (FC, PDA a WP).



Obr. 1 Chody integrálneho obsahu vody v zóne aerácie pôdy získané monitoringom a stanovené výpočtom pre hydro-limity PVK, BZD a BV a lokalitu Trstená na Ostr., pre rok 1993 a mocnosť zóny aerácie pôdy 100 cm.

Štruktúra zvoleného radiálneho grafu dovoľuje prehľadne vizualizovať chod obsahu vody v pôde, vzhľadom na uvedené hydrolimity, t.j. vzhľadom na zabezpečenosť rastlinného krytu vodou. Stred sústredených kružníc odpovedá nulovému obsahu vody a jednotlivé kružnice úrovni obsahu vody, ktorý je vyjadrený v mm vodného stĺpca. Zo stredu kružníc sa radiálne rozbiehajú sprievodiče končiac na obvodnej kružnici, kde ich priesečník je vyznačený dátumom, v ktorých sa robilo meranie obsahu vody. Takto počet sprievodičov je rovný počtu meraní počas roka 1994. Do tejto štruktúry sú vynesené monitorované hodnoty obsahu vody zodpovedajúce dátumu merania, spolu s hodnotami, ktoré zodpovedajú hydrolimitom pôdy.

Z uvedeného zobrazenia vidíme, že zásoby vody v zóne aerácie pôdy pri štarte monitorovacieho obdobia sa vyskytuje mierne nad úrovňou poľnej vodnej kapacity (PVK). Následne v marci zásoby postupne klesajú s nástupom vegetačného obdobia až koncom apríla sa dostávajú na hranicu bodu zníženej dostupnosti vody pre rastlinný kryt (BZD). Pokles zásob pokračuje aj s ďalším pokračovaním vegetačného obdobia. V poslednej dekáde mesiaca mája klesanie dosahuje hodnôt približne v strede intervalu (PVK-BV) a táto úroveň trvá aj počas júna. Začiatkom júla začínajú zásoby vody postupne mierne stúpať, keď koncom júla dosahujú hranice (BZD). Počas mesiaca augusta sa úroveň zásob drží opäť medzi (BZD-BV). Od konca prvej dekády v septembri začína ich zvyšovanie až na začiatku poslednej dekády sa dostáva na úroveň (BZD). Tento rast pretrváva nielen do konca septembra ale pokračuje aj počas mesiaca októbra, keď v druhej dekáde mesiaca novembra sa zásoby vody dostávajú na úroveň poľnej vodnej kapacity. A mierne nad touto hodnotou zotrvávajú až do januára roku 1994.

Stanovenie štartu pôdneho sucha z organizovaného monitoringu obsahu vody v zóne aerácie pôdy je pomerne pracné a nákladné na finančné prostriedky. Prístupnejšia metóda je založená na získavaní chodu obsahu vody v pôde numerickou simuláciou na matematickom modeli vodného režimu pôdy (Šimunek et al., 1997; Novák et al., 1998).

Druhý metodický postup sa týka ílovito-hlinitých pôd. (ďalej len ťažkých pôd). V podmienkach ťažkých pôd relatívne dlhé medzi zrážkové obdobie vytvára podmienky pre extrémne vysušovanie pôdneho profilu. Pretože ťažké pôdy sa so znižovaním obsahu vody zmrašťujú, v uvedených podmienkach od určitej vlhkosti štartuje vytváranie puklín. Čím dlhšie je toto obdobie, tým väčšie a hlbšie pukliny sa vytvárajú. Štart tvorby puklín je prvým príznakom nástupu pôdneho sucha.

Zmrašťovanie ťažkých pôd je okrem obsahu vody závislé aj na obsahu častíc I. kat. V analyzovanej situácii, t.j. pri extrémnom znižovaní vlhkosti sa tvorba puklín posúva do oblasti s pomerne nižším obsahom častíc I.kat. To znamená, tam kde v minulosti sa pukliny na ťažkých pôdach nepozorovali, v poslednom období ich výskyt bol zaznamenaný. Typickým príkladom pre pôdy Východoslovenskej nížiny je rok 2000, keď v jarnom extrémne suchom období bol zaznačený ich výskyt v pôdach s obsahom častíc I. kat. 37 %.

Pre ďalšiu analýzu pôdneho sucha v ťažkých pôdach VSN sa využíva zmrašťovacia charakteristika pôdy. Zmrašťovacia charakteristika môže byť definované rôznymi spôsobmi, ktoré rezultujú vzťahom medzi objemom pôdy a jej vlhkosťou. Najčastejšie forma zmrašťovacej charakteristiky pôdy

je vzťah (Haines, 1923 ; Bronswijk, 1988) medzi číslom vlhkosti (moisture ratio) a číslom pórovitosti (void ratio) pôdných agregátov. Číslo vlhkosti v a číslo pórovitosti e sú definované nasledovne:

$$v = \text{objem vody} / \text{objem pôdy}, \quad [1]$$

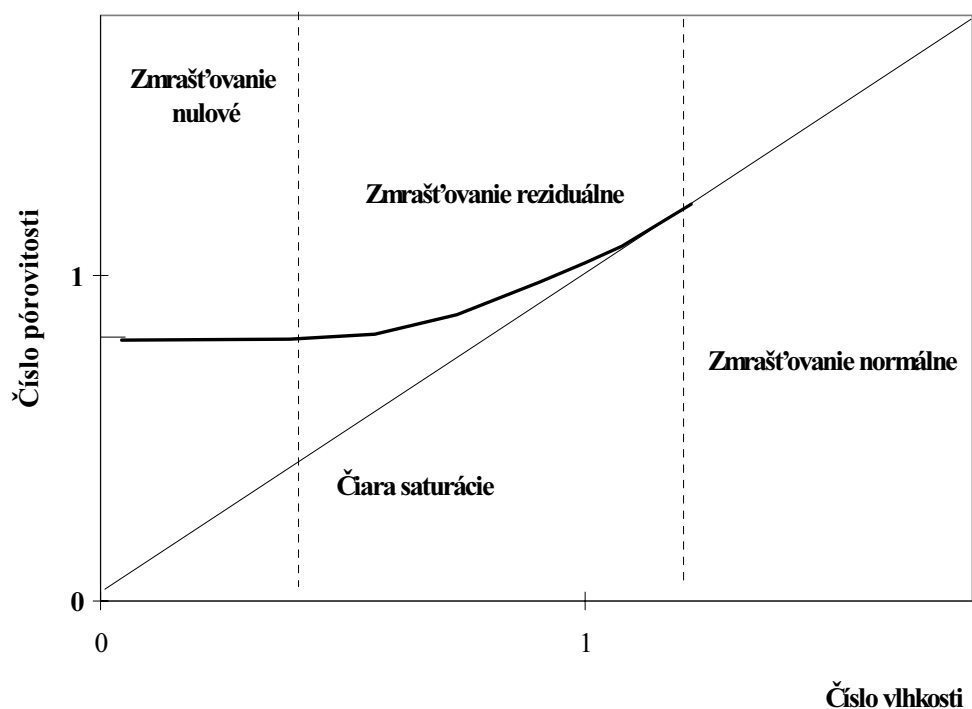
$$e = \text{objem pórov} / \text{objem pôdy}. \quad [2]$$

Využitie čísla vlhkosti a čísla pórovitosti je vzťahované k obsahu vody v pôde W a pórovitosti P . Transformácia charakteristík v a e na W a P môže byť jednoducho vyjadrená nasledovnými vzťahmi:

$$W = v / (1 + e) \quad [3]$$

$$P = e / (1 + e) \quad [4]$$

Základná forma vyjadrenia zmrašťovacej charakteristiky ťažkých pôd je v obecnom tvare uvedená na obr. 1.



Obr. 2 Obecná forma vyjadrenia základnej charakteristiky zmrašťovania ťažkých pôd

Z obr. 2 vidieť, že existujú tri zmrašťovacie fázy ťažkej pôdy (Haines, 1923):

- (1) Normálne zmrašťovanie. Klesanie objemu ílových agregátov je priamo úmerné objemu odtečenej vody
- (2) Reziduálne zmrašťovanie. Pod vysušovania objem agregátov sa stále zmenšuje, ale strata vody je väčšia ako zmena objemu. Vzduch vniká do pórov agregátov, vzniká nenasýtená zóna.
- (3) Nulové zmrašťovanie. Pôdne častice dosiahli konfigurácia jej objemovej hmotnosti. Strata vody je rovná objemovému zvýšeniu obsahu vzduchu v póroch agregátov.

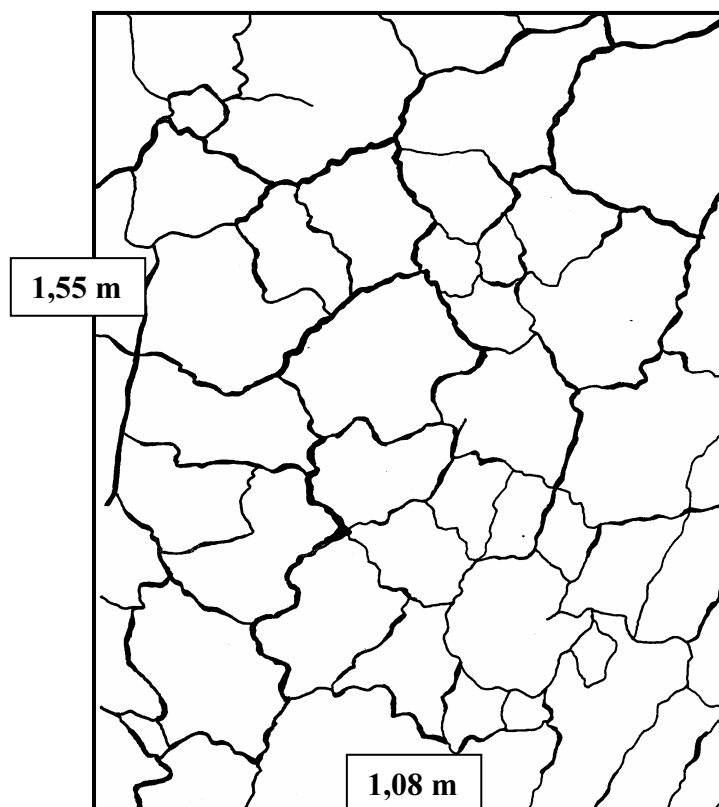
Prechod od normálneho na reziduálne zmrašťovanie (pozri obr. 1) je doprevádzané štartom tvorby puklín a signalizuje enormné vysušovanie ťažkých pôd. Oblast' prechodu od reziduálneho

zmrašťovania na nulové zodpovedá obsahu vody bodu vädnutia. Indikátorom pôdneho sucha ťažkých pôd v prvom štádiu je číslo vlhkosti, keď štartuje tvorba puklín a druhé štádium odpovedá číslu vlhkosti pre bod vädnutia.

Pre ťažké pôdy z vybraných lokalít Východoslovenskej nížiny boli získané základné charakteristiky zmrašťovania (Šútor, Gomboš, 2000) pre interval obsahu častíc I. kat. určený hodnotami $<26; 63>$ (%). Grafická forma spracovania typu obr. 1 umožňuje ich využitie ako indikátora pôdneho sucha pre ťažké pôdy Východoslovenskej nížiny.

Týmto postupom je možné predpovedať štart tvorby puklín ak sa pozná chod integrálneho obsahu vody orničnej vrstvy, resp. aspoň 10 cm vrstvy pôdy pri povrchu pôdy. Čo sa týka štruktúry puklinovej siete, napriek početným prácam v oblasti hydrológie ťažkých pôd, teórie zatiaľ neposkytujú možnosť determinovať túto štruktúru v závislosti od vlhkosti, obsahu ílových minerálov a pre dané stanovištné podmienky. Pre potreby matematického modelovania sa ako počiatočná podmienka štruktúra puklinovej siete predeterminuje. Ináč je nutné je určovať experimentálnym pozorovaním v prírodných podmienkach. štruktúra puklinovej siete pre ťažké pôdy VSN bola experimentálne určovaná na lokalite Milhostov.

Obr. 3 Charakteristická štruktúra puklinovej siete pre ťažké pôdy VSN



Analýzou získanej štruktúry siete puklín zobrazených na 16 monitorovacích plochách sa konštatovali nasledovné druhy puklinovej siete (Šútor, Gomboš, 2001):

- pukliny v plošnom vyjadrení v podmienkach husto siatych obilnín,

- pukliny stimulované obrábacími mechanizmami hlavne pri aplikácii bezorebnej agrotechniky,
- pukliny sporadické,
 - medzi hriadkami kukurice, sóje, resp. na hraniciach jednotlivých honov a na prístupových chodníkoch k nim,
 - na ploškach bez vegetácie v dôsledku vysušenia, resp. vyhnutím porastu v podmienkach nadmernej vlhkosti (napr. v depresiách).

Na obr. č. 3 sa uvádza štruktúra puklinovej siete na povrchu ťažkých pôd, ktorú možno nazvať charakteristickou, a to z toho dôvodu, že sa vyskytuje na všetkých bežnou agrotechnikou obrábaných honoch (Šútor, Gomboš, 2001).

Záver

Analýzou monitorovaného chodu obsahu vody v zóne aerácie pôdy pre lokalitu Žitného ostrova sa dokumentuje možnosť použiť integrálny obsah vody v pôde odpovedajúci bodu vädnutia ako indikátora štartu pôdneho sucha. Získanie chodu obsahu vody pre vybranú mocnosť zóny aerácie pôdy je náročné na čas, pracovné sily a finančné prostriedky. Z tohoto aspektu sa ukazuje výhodným získať integrálne chody obsahu vody v zóne aerácie pôdy numerickou simuláciou na matematickom modeli vodného režimu pôdy.

Indikátory pôdneho sucha ťažkých pôd sú analyzované s využitím základnej zmrašťovacej charakteristiky ťažkých pôd. Prvé štádium pôdneho sucha štartuje s tvorbou puklín a druhé štádium odpovedá číslu vlhkosti bodu vädnutia. Ich využitie ako indikátorov pôdneho sucha umožňujú experimentálnym výskumom stanovené základné charakteristiky zmrašťovania ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny.

Literatúra

- BRONSWIJK J.J.B., 1988: Modeling of water balance, cracking and subsidence of clay soils. J. HYDROL. 97: 199 – 212.
- GOMBOŠ M., J. ŠÚTOR, R. MATI, 2000: Základná charakteristika zmrašťovania ťažkých pôd VSN. Acta Hydrol. Slovaca, Roč. 1, č. 2: 213 – 224.
- HAINES W.R., 1923: The volume changes associated with variation of water content in soil. Agric. Sci. Camb., 13: 296 – 311.
- NOVÁK V., J. ŠÚTOR, J. MAJERČÁK, J. ŠIMUNEK, Van GENUCHTEN: Modeling of Water and Solute Movement in the Unsaturated Zone of the Žitny Ostrov Region, South Slovakia. Institute of Hydrology S.A.S. Bratislava – U.S. Salinity Laboratory, Riverside 1998, 73 pp.
- ŠIMUNEK J., K. HUANG, M. ŠEJNA, M.Th.VanGENUCHTEN, J. MAJERČÁK, V. NOVÁK V., J. ŠÚTOR: The HYDRUS-ET Software Package for Simulating the One – Dimensional Movement of Water, Heat and Multiple Solutes in Variably – Saturated Media. Version 1.1.1997, Institute of Hydrology S.A.S. Bratislava – U.S. Salinity Laboratory, Riverside. 1997, 184 pp.
- ŠÚTOR J.: Hodnotenie zásob vody v zóne aerácie pôdy s využitím monitoringu. Acta horticulturae et regiotecturae, Roč. 2, 1999, s. 124 – 127.
- ŠÚTOR J., M. GOMBOŠ, 2000: Kvantifikácia zmrašťovacieho napučiacieho potenciálu ťažkých pôd Východoslovenskej nížiny. Acta Hydrol. Slovaca, Ročník 1, č. 2, str. 225 – 234.
- ŠÚTOR J., V. ŠTEKAUEROVÁ, 2001: Kvantifikácia zásob vody v zóne aerácie pôdy v poľnohospodárskych ekosystémoch. 1. Využitie súborov údajov získaných monitoringom. Acta Hydrologica Slovaca, Roč. 2, No 1, str. 64 – 71.
- ŠÚTOR J., M. GOMBOŠ, 2001: Charakteristiky ílovito-hlinitých pôd Východoslovenskej nížiny. I. Charakteristiky puklinovej siete. Acta Hydrologica Slovaca, Roč. 2, No 2, str. 206 – 214.

Kontaminácia hnedozone t'azkými kovmi vo vybranom poľnohospodárskom podniku

J. TOMÁŠ, M. HALÁSOVÁ, T. TÓTH, P. LAZOR,
A. VOLLMANNOVÁ, L. LAHUČKÝ

Slovenská poľnohospodárska univerzita, Katedra chémie, Tr. A. Hlinku 2, 949 01 Nitra

Abstrakt

Vplyvy meraní deviatich rizikových prvkov na troch rôznych stanovištiach a v troch pôdnych hĺbkach ukazujú, že obsah Cd je vyšší ako obsahy Clarka. Tento vyšší obsah Cd nespôsobuje kontamináciu produkcie na pôde.

Pozadie prvkov extrakčných činidlách čo do % vylúhovania nasledujúcich pôdnych typov:

HMm – hnedoze

2 M HNO₃ : Cu > Pb > Cd > Ni > Zn > Cr

0,05 EDTA: Cd > Cu > Pb > Ni > Zn > Cr

Kľúčové slová: pôda, celkový obsah, totálne mobilné formy kovov, mobilné ťažké kovy

Abstract

The results of the measurement of nine risky elements on three different sites and on three different soil depth show that content of cadmium are higher than Clark contents. The higher content of total cadmium and total mobile form was caused by human activity in the past by using phosphorus fertilizers. The higher content of cadmium does not cause contamination of farmland production.

The background of elements in individual extraction agents, according to % leaching for this soil type, as follows: HMm – Haplic Luvisols

2 M HNO₃ : Cu > Pb > Cd > Ni > Zn > Cr

0.05 EDTA: Cd > Cu > Pb > Ni > Zn > Cr

Key words: soil, total content, metal total mobile forms, mobile of heavy metals

Úvod

Zo širokej palety rizikových látok v SR popri rôznych kontaminantoch najväčšie problémy v pôde spôsobujú ťažké kovy, či už ako následok rôznych antropogénnych aktivít alebo geochemických anomálií.

K ťažkým kovom (merná hmotnosť >5 g.cm³) patria biologicky nezastupiteľné mikroelementy (napr. Zn, Cu) ako i početné neesenciálne chemické prvky (Cd, Pb, Cr, Mn atď.). V pôdach sa nachádzajú v rôznych koncentráciách, oxidačných stupňoch i väzbách. Ich riziká spočívajú v ekotoxícite i v kumulácii v abiotických a biotických zložkách prostredia. Tieto faktory spôsobujú znižovanie kvality pôdy, ktorá nastáva vtedy ak pôda už nie je schopná ďalej tlmiť negatívne vplyvy týchto látok (Tomáš a kol., 2000). Akumulácia ťažkých kovov v pôdach je závislá na pôdnom type, ktorý je prevládajúci v danom regióne, priemyselnej výrobe, systéme poľnohospodárskej výroby ako aj úrovne dodržiavania agrotechnických zásad v oševnom postupe (Moolenaar et al., 1998, 1999). Ťažké kovy sa

v pôdach môžu vyskytovať v rôznych formách: a – rozpustné (v pôdnom roztoku); b – výmenné (v organických a anorganických zlúčeninách); c – ako štrukturálne súčasti kryštalickej mriežky a pôdných minerálov; d – ako nerozpustné zlúčeniny s ďalšími pôdnymi zložkami (Zaalidis et al., 1999).

Vo vzťahu k rizikovým ťažkým kovom v pôdach vystupuje do popredia predovšetkým problematika ich bioprístupnosti a škodlivosti pre rastliny nakoľko toxické môžu byť aj esenciálne mikroelementy ak prekročia určitú koncentráciu. Je všeobecne známe, že bioprístupnosť ťažkých kovov ovplyvňuje celý rad variabilných pôdných vlastností, najmä pôdna reakcia, obsah a kvalita organickej hmoty, výživa rastlín, CEC atď. (Facek, 1985; Beneš, 1993; Linkeš, 1997; Tóth, 2000).

V predkladanom príspevku uvádzame vzťahy medzi obsahom ťažkých kovov v rôznych horizontoch na hnedozemi vo vybranom poľnohospodárskom podniku pri Nitre.

Materiál a metódy

Rizikové ťažké kovy sme stanovovali na deviatich stanovištiach a pre tento príspevok sme použili výsledky stanovení na troch vybraných honoch. Celkove sa jedná o hnedozeme typické na sprašiach (HMM), klimatický región teplý a pôdny druh – stredne ťažký. Vybrané hony sú intenzívne obrábané nakoľko sa jedná o poľnohospodársky podnik pri Nitre s vysokou úrovňou hospodárenia. V sledovanom období bolo na uvedených honoch v priemere aplikované 200 kg NPK hnojiva.

Pre posúdenie homogenity monitorovanej plochy sme odobrali tri paralelné vzorky pôdy. Jedná priemerná vzorka pozostávala zo zosypu 30 vpichov. Vzorky z pedologickej sondy sa odoberali v hĺbkach 0 – 0,10 m; 0,20 – 0,30 m; 0,35 – 0,45 m. Stav pôdnej hygieny sme posudzovali vyhodnotením celkových obsahov Fe, Mn, Zn, Cu, Co, Ni, Cr, Pb a Cd. Celkové obsahy po mineralizácii mokrou cestou a meranie sa uskutočnilo metódou atómovej absorpčnej spektrofotometrie. Ďalej sme sledované ťažké kovy v pôdach stanovovali vo výluhu 2M HNO₃ za studena. Mobilizovateľné (potenciálne prístupné) ťažké kovy sme stanovovali vo výluhu 0,05 M EDTA. Mobilné ťažké kovy vo výluhu 0,01 CaCl₂.

Agrochemická charakteristika sledovaných honov je uvedená v tab. 1

Tabuľka 1

Parcela	Obsah humusu v %	pH (KCl)	P v mg.kg ⁻¹	K v mg.kg ⁻¹	Mg v mg.kg ⁻¹	Ca v mg.kg ⁻¹
1	2,05	7,2	59	251	374	5 350
2	1,97	7,0	58	223	417	3 370
3	2,21	6,9	67	279	380	5 200

V monitoringu pôd SR sa sledujú obsahy týchto prvkov: Cd, Pb, Cr, Zn, Cu, Hg, Ni, Co, Se, As a F a to ich celkový obsah, potenciálne uvoľnitelný obsah v 2M HNO₃ a potenciálne prístupné a mobilizovateľné formy týchto prvkov.

Limitné hodnoty pre rizikové látky v pôdach sa určujú na základe Rozhodnutia MP SR č. 531/1994 –540.

Výsledky a diskusia

Obsahy sledovaných rizikových prvkov v jednotlivých hĺbkach a honoch sú uvedené v tab. 2, 3 a 4.

Vzhľadom na pomerne hlboký orničný horizont na pestovateľských miestach sa celkový obsah železa vo všetkých troch horizontoch pohyboval v rozsahu 24 118,0 – 27 307,0 mg.kg⁻¹. Železo aj keď svojou špecifickou hmotnosťou patrí medzi ťažké kovy, ale jeho špecifický a fyziologický účinok ho radí medzi stopové prvky (mikroelementy). Limitné hodnoty pre tento prvok nie sú určené a Beneš a kol., 1986 udávajú jeho obsah od 0,5 – 10 % a nami dosiahnuté výsledky sú v uvedenom rozsahu. V podmienkach sledovaných plôch, kde bola zistená neutrálna reakcia sú pomerne obmedzené podmienky oxidácie železa Fe²⁺ a Fe³⁺.

Mangán podobne ako železo nemá stanovený limita ne jeho obsah v pôde. V pôde sa nachádza vo viacerých oxidačných stupňoch, ktorého forma je závislá na pH a oxidačno-redukčných procesoch v pôde. Celkový obsah Mn v pôde nemá veľkú diagnostickú hodnotu na sledovaných plochách a ani ho nemôžeme považovať za indikátor potrebného obsahu pre rastliny. Jeho celkový obsah v pôde sa pohybuje v rozmedzí 100 – 2 000 mg.kg⁻¹ nami sledovaných horizontoch sme stanovili obsah 697 – 742,3 mg.kg⁻¹.

Zinok je v prírode veľmi rozšírený a to hlavne ako substituent v kryštálových mriežkach nerastov. Pohyblivosť Zn v pôde je značne ovplyvňovaná pôdnou reakciou. V kyslých a neutrálnych pôdach je hlavne Zn²⁺ naopak v alkalických pôdach prevláda Zn(OH)⁺ neutrálna až zásaditá reakcia znižuje rozpustnosť a asimilovateľnosť zinku. Môže byť preto obsah vápnika v pôde nepriamo zodpovedný za nedostatok Zn v rastlinách, zvlášť na pôdach s pH cez 6, keď sa môže rozpustnosť a príjem Zn rastlinami znížiť až na polovicu (Fecenko a kol., 2000).

Limitná hodnota A pre obsah Zn je 140 mg.kg⁻¹ a A1 40 mg.kg⁻¹. Celkové obsahy sa pohybovali v rozsahu 58,74 – 68,93 mg.kg⁻¹. Potenciálne uvoľniteľné obsahy boli dosiahnuté 8,16 – 15,90 mg.kg⁻¹. Z dosiahnutých výsledkov je možné konštatovať, že na uvedených sledovaných parcelách môže byť limitujúcim faktorom na prístupnosť zinku pH, ktorá je neutrálna.

Meď má v pôdach zastúpenie jednak ako Cu²⁺, ktoré sú kyslé a vyznačujú sa veľkou afinitou k hydroxylovej skupine a jednak vo forme komplexov medi. Symptómy nedostatku medi v nami sledovanom poľnohospodárskom podniku neboli zistené, ale zvýšený obsah Cu v pôdach sa vyskytuje v okolí Hutného závodu Krompachy (Tóth a kol., 1998).

Limitná hodnota A pre Cu 36 mg.kg⁻¹ nebola prekročená a nami dosiahnuté hodnoty predstavovali 12,39 – 19,18 mg.kg⁻¹. Limitná hodnota A1 nebola prekročená ani v jednom sledovanom horizonte.

Celkový obsah kobaltu v pôdach sa pohybuje v rozsahu 1 – 150 mg.kg⁻¹. V pôdach sa Co najčastejšie vyskytuje v dvojmojnej a trojmojnej forme. Kobaltnaté ióny ľahko migrujú hlavne vo forme chloridov síranov a hydrogénuhlčitanov. Limitná hodnota A predstavuje 20 mg.kg⁻¹ a nami dosiahnuté hodnoty predstavujú 18,78 – 20,38 mg.kg⁻¹. Zvýšený celkový obsah kobaltu alebo na hranici limitu, je pravdepodobne spôsobený antropickou činnosťou a hlavne je možné predpokladať, že aj v súčas-

nom období sú následky z pretrhnutia hrádze v roku 1965 v Zemianských Kostolňanoch. Limitná hodnota A1 nie je pre kobalt stanovená a dosiahnuté hodnoty činili 5,71 – 6,82 mg.kg⁻¹.

Celkový obsah niklu v pôdach je ovplyvňovaný jeho obsahom v matečných horninách a stupňom vývoja pôdy. Koncentračné rozmedzie v pôdach je značne široké a najčastejšie sa pohybuje od 1 do 300 mg.kg⁻¹. Obsah niklu v pôde je ovplyvňovaný hlavne pH a jeho najväčšia prístupnosť je pri pH 6,5 – 7. Tento predpoklad čiastočne potvrdzujú aj naše výsledky. Limitná hodnota A pre celkový obsah Ni je 35 mg.kg⁻¹. Aj keď v našom prípade nedošlo k prekročeniu stanoveného limitu nami stanovené hodnoty sa približovali k tejto hranici a prestavovali 30,76 – 33,17 mg.kg⁻¹. Hodnota limitu A1 10 mg.kg⁻¹ taktiež nebola prekročená, ale taktiež sme zaznamenali jeho obsah pomerne vysoký 7,03 – 8,48 mg.kg. Je možné predpokladať tak ako u predchádzajúceho prvku, že je možný dlhodobý vplyv havárie po pretrhnutí hrádze v Zemianských Kostolňanoch.

Chróom sa v pôdach najčastejšie nachádza v oxidovej forme a často substituie v mineráloch ióny hlinité, železité a horečnaté. V kyslom prostredí nezostávajú chromité ióny v roztoku pričom s inými iónmi tvoria komplexy a v alkalickom prostredí sa zrážajú na nerozpustné hydroxidy a oxidy. Limitná hodnota A je 130 mg.kg⁻¹ a výsledky našich stanovení sú 48,35 – 55,94 mg.kg⁻¹. Hodnota A1 je 10 mg.kg⁻¹, pričom naše dosiahnuté hodnoty sú podstatne nižšie 2,30 – 2,82 mg.kg⁻¹.

Olovo bolo v minulosti zaraďované medzi najrizikovejší ťažký kov hlavne ako aditívum v benzínach a jeho vplyv na pôdy, poľnohospodárske plodiny a ovocné stromy pozdĺž ciest. V prírode je olovo pomerne rozptýlené a v anorganických zlúčeninách sa väčšinou vyskytuje ako Pb²⁺. Procesy výmennej adsorpcie, vznik málo rozpustných solí a chelátov sú značne ovplyvňované pôdnou reakciou. Pri zásaditej reakcii sa príjem olova rastlinami znižuje čo potvrdzujú aj naše výsledky. Limitná hodnota A je 85 mg.kg⁻¹ a naše hodnoty sa pohybovali v rozsahu 29,97 – 36,76 mg.kg⁻¹. Hodnota A1 je 30 mg.kg⁻¹, pričom naše dosiahnuté výsledky boli približne na polovičnej úrovni 12,30 – 14,56 mg.kg⁻¹.

Kadmium patrí v súčasnom období medzi najsledovanejšie ťažké kovy. Jeho sledovanie je najmä z dôvodu používaných vysokých dávok fosforečných hnojív z minulosti, ktoré boli vyrábané z afrických fosforitov s vysokým obsahom kadmia (Jankovič a kol., 1988; Tomková a kol., 1989). Dôležitú úlohu pri aktivite kadmia má pôdna reakcia. S rastúcou hodnotou pH ako v našom prípade klesá rozpustnosť kadmia, ktoré je v alkalických pôdach značne imobilné. Koncentračné rozpätie Cd v pôdach sa pohybuje od 0,015 – 15 mg.kg⁻¹. Požadovaná limitná hodnota A je 0,8 mg.kg⁻¹. Na nami sledovaných pozemkoch bol celkový obsah vyšší a dosahoval 1,078 – 1,618 mg.kg⁻¹. Hodnota A1 je stanovená na 0,3 mg.kg⁻¹. Z dosiahnutých výsledkov je možné konštatovať, že potenciálne uvoľniteľný obsah bol podstatne vyšší a dosahoval 0,343 – 0,382 mg.kg⁻¹. Z týchto výsledkov vyplýva, že je nevyhnutné naďalej sledovať zmeny na uvedených parcelách, ktoré nastanú vplyvom agrotechnických zásahov a aký bude ďalší vplyv na kvalitu úrody.

Z celkových obsahov rizikových prvkov je možné stanoviť poradie jednotlivých foriem, ktoré nám poukazujú na možnosti vplyvu antropogénnych faktorov alebo geochemických anomálií. Veľkosť mobilných foriem (výluh EDTA) z celkového obsahu bolo následovné: Cd > Cu > Pb > Ni > Zn > Cr.

Toto poradie čiastočne potvrdzuje určené poradie, ktoré popísal Linkeš a kol., 1997. Pre 2M HNO je poradie potenciálne uvoľniteľných foriem rizikových prvkov následovné: Cu > Pb > Cd > Ni > Zn > Cr. Toto dosiahnuté poradie nemôžeme potvrdiť s inými autormi. Preto je možné konštatovať, že na každom pôdnom type môžeme dosiahnuť iné poradie.

Záver

Pre určenie antropického alebo geochemického pôvodu ťažkých kovov sme tieto stanovovali v pedologických sondách a troch hĺbkach. Výsledky stanovenia celkového obsahu ťažkých kovov dokumentujú, že na všetkých troch stanovištiach sú zvýšené obsahy kadmia či už celkového obsahu alebo potenciálne uvoľniteľných foriem. Výsledky stanovenia kadmia potvrdzujú relatívne rovnomernú distribúciu v pôdnom horizonte a jeho postupné zvyšovanie so sledovanou hĺbkou. Tento zvýšený obsah kadmia na všetkých troch stanovištiach je spôsobený spoluúčasťou jeho inputu fosforečnými hnojivami. Obsahy ďalších sledovaných rizikových prvkov sú pod limitnou hodnotou A a A1 alebo na ich úrovni v prípade kobaltu pre limit A.

Poradie jednotlivých foriem ako sú mobilné formy (výluh EDTA) z celkového obsahu bolo následovné: Cd > Cu > Pb > Ni > Zn > Cr. Pre 2M HNO je poradie potenciálne uvoľniteľných foriem rizikových prvkov následovné: Cu > Pb > Cd > Ni > Zn > Cr.

Literatúra

- BENEŠ S., 1993: In: Obsahy a bilance prvků ve sférach životního prostředí. Praha. MZ ČR, 1993, 159 s.
- FECENKO J., LOŽEK O., 2000: In: Výživa a hnojení poľných plodín. Nitra. SPU, 2000, 452 s.
ISBN 80 – 7137 – 777 – 5
- JANKOVIČ J., 1988: Problém ťažkých kovov v priemyselných hnojivách n.p. Duslo Šaľa. In: Agrochémia 28, 9, 1988, s. 267 – 272.
- LINKEŠ V., 1997: In: Monitoring pôd Slovenskej republiky, súčasný stav monitorovaných vlastností pôd 1992 – 1996. Bratislava. Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, 1197, 128 s.
- MOOLENAAR S.W., LEXMOND T.M., 1998: Heavy metals of agroecosystems in the Netherlands. In: Neth. Jour. of Agric. Sci. No. 46, 1998, p. 171 – 192.
- MOOLENAAR S.W., 1999: General Aspect of Cadmium, Copper, Zinc and Lead. Balance Studies in Agro – Ecosystems. In: Jour. of Indus. Ecol. Vol. 2. No. 4. 1999. p. 45 – 60.
- Rozhodnutie MP SR o najvyšších prípustných hodnotách. Č. 531/1994-540.
- TOMÁŠ J., TÓTH J., LAZOR P., 2000: Stav pôdnej hygieny v regiónoch nížin SR z hľadiska obsahu ťažkých kovov v rôznych extrahovadlách. In: Acta fytotechnica et zootechnica 1, 2000, s. 16 – 20.
- TOMKOVÁ D., 1989: Vstupy kadmia do pôdy prostredníctvom hnojív v podmienkach ČSSR. In: Agrochémia 29, 2, 1989, s. 37 – 39.
- TÓTH J., TOMÁŠ J., LAZOR P., TÓTH T., 2000: Hodnotenie bioprístupnosti kadmia, olova, medi, zinku a chrómu v silne kontaminovanej fluvizemi. 2000. In: Acta fytotechnica et zootechnica, 1, 2000, s. 25 – 28.

Obsah stopových a rizikových prvkov v pôdnych horizontoch v mg.kg⁻¹

Tabuľka 2

hlbka 0,00-0,10 m										
číslo honu	výluh	Fe	Mn	Zn	Cu	Co	Ni	Cr	Pb	Cd
1	totálny	26915,00	707,89	68,93	19,18	18,78	32,76	54,14	34,36	1,078
	HNO ₃	2136,00	431,50	9,98	10,33	5,95	7,04	2,78	14,56	0,343
	EDTA	141,30	96,95	2,63	5,12	0,77	1,55	0,27	6,93	0,122
	CaCl ₂	0,04	0,43	0,33	0,69	0,01	0,01	0,07	0,00	0,000
2	totálny	25732,00	697,10	61,34	16,98	19,38	31,16	52,74	33,56	1,138
	HNO ₃	979,00	404,80	9,50	9,84	6,50	7,97	2,58	13,73	0,267
	EDTA	73,60	163,28	2,37	4,80	1,89	2,65	0,19	6,20	0,143
	CaCl ₂	0,00	0,60	0,32	0,70	0,06	0,06	0,01	0,07	0,000
3	totálny	24118,00	705,30	63,93	13,97	19,98	31,16	49,15	31,76	1,418
	HNO ₃	975,00	362,80	10,44	11,89	6,22	8,48	2,62	12,30	0,397
	EDTA	68,40	70,02	2,68	5,03	0,91	1,94	0,36	6,07	0,184
	CaCl ₂	0,07	0,33	0,28	0,74	0,06	0,05	0,10	0,04	0,017

Obsah stopových a rizikových prvkov v pôdnych horizontoch v mg.kg⁻¹

Tabuľka 3

hlbka 0,20-0,30 m										
číslo honu	výluh	Fe	Mn	Zn	Cu	Co	Ni	Cr	Pb	Cd
1	totálny	26989,00	704,30	64,33	13,97	18,98	33,16	54,74	29,97	1,258
	HNO ₃	2278,00	422,80	10,21	10,78	5,71	7,07	2,79	13,97	0,382
	EDTA	145,90	90,77	2,48	5,32	0,72	1,43	0,31	6,38	0,173
	CaCl ₂	0,13	0,34	0,29	0,71	0,00	0,04	0,00	0,00	0,000
2	totálny	25321,00	718,60	58,74	12,39	19,78	30,76	50,35	32,36	1,478
	HNO ₃	920,00	388,30	9,12	9,86	6,39	7,48	2,39	12,71	0,289
	EDTA	62,30	134,02	2,47	4,87	1,64	2,37	0,22	6,34	0,160
	CaCl ₂	0,08	0,40	0,25	0,74	0,11	0,06	0,05	0,09	0,000
3	totálny	26146,00	722,70	66,13	18,98	21,38	32,77	50,54	32,77	1,478
	HNO ₃	1015,00	376,10	10,21	11,72	6,28	8,39	2,78	12,62	0,370
	EDTA	86,40	78,47	2,66	5,48	0,95	2,11	0,41	6,42	0,198
	CaCl ₂	0,03	0,53	0,31	0,70	0,06	0,05	0,08	0,03	0,000

Obsah stopových a rizikových prvkov v pôdnych horizontoch v mg.kg⁻¹

Tabuľka 4

hlbka 0,35-0,45 m										
číslo honu	výluh	Fe	Mn	Zn	Cu	Co	Ni	Cr	Pb	Cd
1	totálny	27307,00	742,30	65,13	12,79	19,18	33,17	55,94	36,76	1,618
	HNO ₃	1976,00	409,90	9,38	11,24	5,74	7,03	2,58	13,84	0,348
	EDTA	142,90	97,58	2,23	5,25	0,71	1,64	0,25	6,70	0,149
	CaCl ₂	0,09	0,33	0,30	0,85	0,00	0,10	0,03	0,11	0,001
2	totálny	24617,00	704,90	60,33	18,18	19,38	31,17	49,35	34,16	1,058
	HNO ₃	831,00	360,90	8,16	9,48	6,04	7,24	2,30	12,31	0,322
	EDTA	51,10	206,10	2,15	4,49	1,62	2,04	0,27	5,36	0,145
	CaCl ₂	0,19	0,49	0,25	0,61	0,11	0,08	0,00	0,15	0,000
3	totálny	25436,00	727,00	64,53	16,98	20,38	31,56	48,35	32,56	1,538
	HNO ₃	979,00	352,70	15,90	10,97	6,82	7,26	2,82	12,82	0,401
	EDTA	75,50	67,26	2,62	4,75	0,74	1,88	0,30	6,22	0,146
	CaCl ₂	0,20	0,33	0,30	0,85	0,00	0,11	0,01	0,00	0,003

Monitoring ťažkých kovov na vybraných pôdach Slovenska

T. TÓTH, P. LAZOR, J. TOMÁŠ, M. HALÁSOVÁ,
A. VOLLMANNOVÁ, L. LAHUČKÝ

*Katedra chémie, Agronomická fakulta, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre,
Tr. A. Hlinku 2, 949 01 Nitra, Tomas.Toth@uniag.sk*

Abstrakt

V príspevku predmetom diskusie sú celkové obsahy Pb, Cd a Cu v troch slovenských subtypoch, ako aj ich stanovenie po extrakcii v 2M HNO₃, alebo extrakcii buď v 0,05M EDTA, či v 0,01M CaCl₂.

Pôdna hygiena v termínoch obsahu ťažkých kovov v príjme z poľnohospodárskej pôdy je dnes bežne určená. Obsahy nasledujúcich ťažkých kovov (Pb, Cd a Cu) boli monitorované v černozemi, čiernici a haplických histosoloch.

Kľúčové slová: celkový obsah, pôdna hygiena, olovo, kadmium, meď

Abstract

In the paper are discussed the total contents of Pb, Cd and Cu in three Slovakian soil subtypes as well as their determination after extraction in 2M HNO₃ or extraction either in 0.05M EDTA or in 0.01M CaCl₂.

The issue of soil hygiene in terms of content of heavy metals in agricultural soil uptake is very cured nowadays. The contents of following heavy metals (Pb, Cd and Cu) have been monitored in Chernozem, Mollic fluvisols and Haplic histosols.

Analytic terminal of the content of monitored elements was determined by using the AAS method.

Kľúčové slová: celkový obsah, pôdna hygiena, olovo, kadmium, meď

Úvod

Výmera poľnohospodárskej pôdy, jej prirodzená úrodnosť, antropická a geochemická kontaminácia, a z nich sa odvíjajúci potravinový reťazec majú svoj podiel na nutnosti riešenia hygienického stavu pôd. To sú výskumné i realizačné motívy riešenia tejto problematiky na Slovensku.

Kontaminácia pôd je integrálnou súčasťou životného prostredia, je súčasne aj zdrojom pre znečistenie ostatných zložiek životného prostredia a potravinového reťazca. Kontaminácia rastlín cudzo-rodými látkami je jedným z hlavných činiteľov, ktoré sa podieľajú na zdravotnom stave obyvateľstva. Z hľadiska záťaže patria k najproblematickejším z anorganických kontaminantov dusičnany, kadmium, olovo a ortuť, z organických polychlóvané bifenyle a rezíduá chlórovaných pesticídov.

Ťažké kovy sú dôležité z niekoľkých dôvodov: mnohé sa používajú priemyselne v technologicky vyspelých krajinách, niektoré sú fyziologicky dôležité pre rastliny a zvieratá – a tak majú priamu súvislosť s ľudským zdravím a poľnohospodárskou produkciou – a mnohé sú významné ako polutanty ekosystému po celom svete (Ďurža, 1998).

Podľa Zaujeca (1999) hlavnými zdrojmi ťažkých kovov sú:

- mestské a priemyselné aerosóly ako dôsledok spaľovania rôznych palív, kovové rudy pri ich spracovávaní, ako i ďalšie priemyselné procesy,
- kvapalné a pevné odpady zo živočíchov i obyvateľstva,

- odpady z baníctva,
- priemyselné a poľnohospodárske chemikálie.

Významný podiel na znížení hygienickej kvalite pôdy majú agrochemikálie. Ich intenzívna aplikácia agrochemikálií do pôd má za následok zvýšenie kyslosti pôd a zvýšený výskyt toxických látok (Uher, 1995; Filip, Bielek, 1996; Gábriš, 1997).

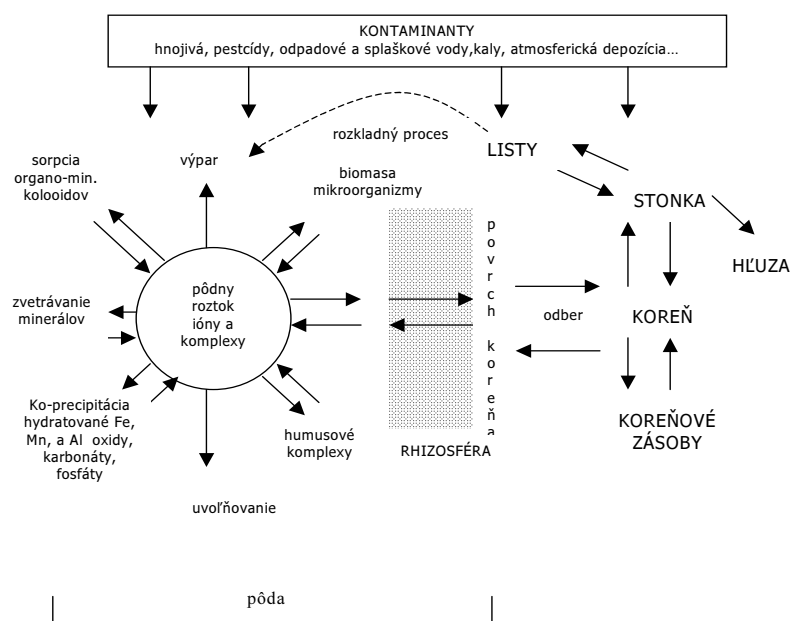
Predpokladá sa, že ťažké kovy v pôde vstupujú do väzieb hlavne s jej tuhými zložkami anorganického pôvodu s významnými sorpčnými vlastnosťami (oxidy, hydratované oxidy, uhličitany, fosforečnany, sulfidy, kremičitany), alebo organominerálnymi zlúčeninami hlavne na báze humínových kyselín a fulvokyselín, ale aj ďalšími organickými látkami (Kozák, Jehlička, 1992).

Mobilitu a imobilitu kovov v pôde ovplyvňujú nasledovné vlastnosti: pôdna reakcia, organická hmota, minerálne zloženie, obsah oxidov mangánu, železa a hliníka, oxidačno – redukčné vlastnosti pôdy, kationová výmenná kapacita, špecifická sorpcia.

Vo všeobecnosti možno konštatovať, že so zvyšovaním pH pôdy sa zväčšuje kapacita pôdy, ale mobilita väčšiny rizikových prvkov sa znižuje (výnimkou sú Mo, Ni, Se, ...). Pôdy vhodné na pestovanie poľnohospodárskych plodín majú pH v rozmedzí 6,5 – 7,2; vzhľadom na pohyblivosť hliníka pri nízkom pH a vplyv CaCO_3 pri vysokom pH, kde je ich vplyv už vysoký na pestované plodiny mimo tohto rozmedzia (Fuller, 1977).

Výskyt ťažkých kovov v rastlinách súvisí s ich prítomnosťou v pôdach. Miera účinku ťažkých kovov na produkčný a bioenergetický potenciál rastlín závisí od ich množstva a povahy. V prirodzených podmienkach je obsah ťažkých kovov v rastline podmienený genetickým potenciálom rastliny, no súčasne vysoké a často nekontrolovateľné antropogénne znečisťovanie môže viesť k zvýšeniu ich obsahu v rastlinách a k následnému možnému inputu ťažkých kovov do potravinového reťazca (Alloway, 1990).

Obr. 1 Dynamika ťažkých kovov v systéme pôda – rastlina a v nej zúčastnené kľúčové komponenty (Alloway, 1993)



Dynamika ťažkých kovov v systéme pôda – rastlina je ovplyvnená mnohými faktormi, ako sú: zdroje kontaminácie, druh pestovaných plodín a ich kultivary, vek rastlín, vyplavovanie zrážkami, erózia a výpar.

Pôda je základom pre poľnohospodársku produkciu a zároveň má filtračné a pufrčné schopnosti, preto zaťaženie poľnohospodárskych pôd cudzorodými látkami je veľmi závažným javom. Pôda významne ovplyvňuje zloženie a kvalitu podzemných vôd a je prostredím pre život mikroorganizmov (Správa MŽP, 1998).

Základným faktografickým materiálom o hygienickom stave pôd SR sú výsledky Čiastkového monitorovacieho systému – pôda ako súčasť Monitoringu ŽP SR za obdobie 1992 – 1997 (VÚPÚ Bratislava, ÚKSUP Bratislava, 1997).

Obsah rizikových stopových prvkov v pôdach s vysokým stupňom biotoxicity pre teplokrvné živočíchov a človeka, patrí k najdôležitejším parametrom monitorovania pôd. Tieto prvky sa vyskytujú v pôdach v rôznych koncentráciách a v rôznych formách. Rôzny je aj ich pôvod a zdroj. Dôležitý je ich vysoký obsah v prirodzených endogénnych geochemických anomáliách, ktoré sú v horských oblastiach Slovenska veľmi časté, ako aj výskyt, ktorý je zapríčinený lokálnym, regionálnym alebo globálnym vplyvom imisií z rôznych antropogénnych aktivít (priemysel, energetika, kúrenie, doprava, poľnohospodárstvo).

Stopové prvky sú už dlhší čas pozorne monitorované, a to najmä preto, že pôdny kryt v ktorom sa kumulujú, predstavuje veľmi veľký objem, a tým aj značný potenciálny zdroj ich možného uvoľňovania do biologického kolobehu, resp. do potravinového reťazca.

V monitoringu pôd SR sa sledujú obsahy týchto prvkov: Cd, Pb, Cr, Zn, Cu, Hg, Ni, Co, Se, As, a to ich celkový obsah, obsah v 2M HNO₃, v prípade As v 2M HCl a experimentálne aj mobilné a mobilizovateľné formy týchto prvkov. V prípade F sa sleduje len jeho vodorozpustná forma.

Celkový obsah – zahrňuje všetky formy, v ktorých sa určitý prvok v pôde vyskytuje. Predstavuje základnú informáciu o obsahu prvku v pôde. Služí pre porovnanie s ich obsahom v horninách, pre porovnanie rôznych regiónov medzi sebou, pri určovaní prirodzených pozadových hodnôt, ako aj pre porovnanie s priemernými obsahmi prvkov v zemskej kôre (klarkové obsahy), čo je dôležité z celostátneho aj z medzinárodného hľadiska.

Obsah vo výluhu 2M HNO₃ (u As v 2M HCl), označovaný aj ako potenciálne uvoľniteľný obsah, zahrňuje rôzne frakcie prvkov z hľadiska ich rozpustnosti. V monitoringu pôd SR sa používa výluh 2M HNO₃ (Cd, Pb, Cr, Zn, Cu, Ni, Co) a výluh 2M HCl (As). Tieto výluhy umožňujú s dostatočnou citlivosťou zistiť aj minimálne, aj maximálne obsahy u všetkých prvkov v pôdach. Ich použitie je menej náročné z hľadiska nákladov na laboratórne stanovenie (príprava výluhov), v porovnaní s celkovým obsahom a sú uvedené aj v príslušných legislatívnych predpisoch. Sú veľmi vhodné pre mapovanie kontaminácie pôd (umožňujú použiť hustejšiu sondážnu sieť) pri nízkych nákladoch.

Mobilné a mobilizovateľné formy. Je to súhrn foriem rizikových prvkov, ktoré majú perspektívne najväčší význam pre posudzovanie hygienického stavu pôd (biotoxicity), pretože zahrňujú len

uvoľniteľné a z veľkej časti rastlinami prijateľné formy. Najčastejšie sa rozlišujú mobilné a mobilizovateľné formy. Mobilné formy zahrňujú: vodorozpustné a výmenné nešpecificky adsorbované formy a ľahko rozpustné komplexné organické zlúčeniny s rizikovými prvkami; mobilizovateľné formy zahrňujú: formy viazané na karbonáty, formy špecificky adsorbované a okludované na povrchu koloidných častíc, ďalej organominerálne komplexy, v ktorých sú rizikové prvky slabo viazané, prípadne ešte frakcie viazané na Mn oxidy a organicky viazané.

Materiál a metódy

Sledovanie stopových a rizikových prvkov na rôznych pôdnych typoch a pestovateľských plodinách sa uskutočnilo na PD Vrakúň a PD Dolný Bar, v okrese Dunajská Streda, v kukuričnej výrobnnej oblasti.

Pôdne vzorky sa odoberali z katastra PD Vrakúň a PD Dolný Bar, v okrese Dunajská Streda na Podunajskej nížine, Žitnom ostrove, ktorý sa nachádza na juhozápade Slovenska.

Tabuľka 1 Pôdna charakteristika záujmových území

Stanovište	Názov parcely	Pôdna charakteristika	BPEJ	Pôdny druh	Klimatický región	Svahovitosť a expozícia	Skeletovitosť
<i>PD Vrakúň</i>							
1	Körtélyes	ČAm ^c – čiernice typické, prevažne karbonátové	0019002	stredne ťažké až ľahké	veľmi teplý, nížinný	rovina, bez prejavu erózie	pôdy bez skeletu
2	Kis fehérárok	ČMč ^c – černozele čiernicové, karbonátové	0018003	stredne ťažké	veľmi teplý, nížinný	rovina, bez prejavu erózie	pôdy bez skeletu
<i>PD Dolný Bar</i>							
3	Csiklós	Omm – organozeme, typické	0095001	stredne ťažké	veľmi teplý, nížinný	rovina, bez prejavu erózie	pôdy bez skeletu

Z pokusných miest sme odobrali vzorky pôdy raz ročne (na jar), pedologickou sondou, a to z troch hĺbok: 0 – 0,10 m, 0,20 – 0,30 m a 0,35 – 0,45 m, podľa metodiky pre „Monitoring pôd SR“ (Linkeš, 1997). Priemerná odberová plocha pre plošný prieskum kontaminácie pôd v rámci poľnohospodárskeho podniku je v nížinných oblastiach približne 10 ha. V pôdach sme sledovali ťažké kovy: Pb, Cd a Cu). Analýzy sme vykonali vo vzorkách pôdy, ktoré boli vytriedené na jemnozemi I (priemer 2 mm) a z tejto jemnozeme bola obobraná vzorka zeminy a preosiata cez sito s priemerom 0,2 mm (jemnozemi II). Obsahy ťažkých kovov sme sledovali v nasledujúcich výluhoch:

Celkový obsah – je jedným z hlavných kritérií posudzovania limitných hodnôt obsahov rizikových prvkov v pôde. Zahrňuje všetky formy, v ktorých sa určitý prvok v pôde vyskytuje. Predstavuje základnú informáciu o obsahu prvku v pôde. Služí pre porovnanie s ich obsahom v horninách, pre porovnanie rôznych regiónov medzi sebou, pri určovaní prirodzených pozadových hodnôt, ako aj pre

porovnanie s priemernými obsahmi prvkov v zemskej kôre (klarkové obsahy), čo je dôležité z celostátneho aj z medzinárodného hľadiska.

Princíp metódy: totálny (celkový) rozklad pôd mokrou cestou zmesou kyselín HF – HNO₃ – HClO₄, analytická metóda stanovenia bola plameňová AAS.

Potenciálne mobilizovateľné formy – zahŕňa rôzne frakcie prvkov z hľadiska ich rozpustnosti.

Princíp metódy: Extrakcia zriedenou 2M HNO₃ je vhodná na stanovenie tzv. potenciálne mobilizovateľných foriem ťažkých kovov v pôde a používa sa k posúdeniu možnej kontaminácie pôd niektorými rizikovými kovmi v rámci limitných hodnôt rizikových prvkov. Analytická metóda stanovenia bola plameňová AAS podľa metodiky VÚPOP.

Aktuálne mobilizovateľné formy – 0,05M EDTA sa používa na extrakciu tzv. aktuálne mobilizovateľných foriem ťažkých kovov v pôde. Analytická metóda stanovenia bola plameňová.

Extrakcia 0,01 M CaCl₂ – tento extrakčný roztok sa používa na uvoľnenie mobilných foriem ťažkých kovov, ktoré sú priamo prístupné rastlinám. Analytická metóda stanovenia bola plameňová AAS.

Výsledky a diskusia

Výsledky stanovení pH na sledovaných lokalitách poukazujú, že sledované pôdy sa z hľadiska pôdnej reakcie zaraďujú medzi pôdy silne alkalické (tab. 2). Z hľadiska mobility a prístupnosti sledovaných ťažkých kovov (Pb, Cd a Cu) možno konštatovať, že sa v pôdach nachádzajú v imobilných formách, ako súčasť zlúčenín, ktoré pre rastliny nie sú prijateľné, ani prístupné. Z tohto pohľadu tieto pôdy nepatria medzi pôdy rizikové.

Tabuľka 2 Namerané hodnoty pH vo vodnom výluhu a výluhu KCl

Stanovište	1	2	3
pH/H ₂ O	7,87	8,15	8,24
pH/KCl	7,94	7,93	8,05

Obsah jednotlivých stanovovaných foriem olova v pôdach je uvedený v tabuľke 3. Obsah Pb je v porovnaní s referenčnou hodnotou A (35 mg.kg⁻¹) je veľmi nízky, ako aj obsah v porovnaní s hodnotou A₁ (30 mg.kg⁻¹) je hlbokou pod touto limitnou hodnotou. Percentuálny podiel jednotlivých foriem Pb k celkovému obsahu je nízky. Prijateľné formy stanovené vo výluhu 0,05M EDTA ako aj vo výluhu 0,01M CaCl₂ sú zastúpené len vo veľmi nízkych množstvách a netvorí reálne riziko ich zvýšeného inputu do rastlín. Nízke obsahy olova svedčia o tom, že dané lokality nie sú vystavené vplyvom zaťažujúcim pôdu sledovaným prvkom.

Tabuľka 3 Obsah olova v hĺbke 0 – 0,10 m (mg.kg⁻¹)

	Totál	0,2M HNO ₃	% k totálu	0,05M EDTA	% k totálu	0,01M CaCl ₂	% k totálu
1	18,40	15,18	82,5	3,82	20,76	0,34	1,84
2	15,40	12,20	79,22	5,18	33,63	0,22	1,42
3	24,60	9,44	38,37	3,04	12,35	0,02	0,08

Výsledky dosiahnuté pri meraní obsahu kadmia v pôde ukazujú, že na všetkých troch sledovaných lokalitách celkový obsah kadmia v pôde prekračuje limitnú hodnotu A ($0,8 \text{ mg.kg}^{-1}$) ako aj limitnú hodnotu A_1 ($0,3 \text{ mg.kg}^{-1}$). Celkový obsah kadmia, ako aj obsah potenciálne mobilizovanej formy Cd (2M HNO_3) v pôde bol prekročený o viac ako 100 % (tab. 4).

Namerané hodnoty celkového obsahu kadmia v pôde, ako aj kadmia stanoveného v 2M HNO_3 poukazujú na zvýšený obsah kadmia v pôde, prekračujúci referenčné hodnoty A a A_1 , ako aj upravené hodnoty pre neštandardnú pôdu, čo môže byť následok zvýšeného hnojenia fosforečnými hnojivami v minulosti. Namerané hodnoty aktuálne mobilizovateľnej formy Cd v pôde prekračujú referenčnú hodnotu A_1 a sú rizikom pre rastliny, pretože ide o formy pre rastliny ľahko prijateľné. Vysoký obsah kadmia v pôde môže mať výrazný vplyv na zvyšovanie obsahu kadmia v rastlinách.

Stanovené hodnoty však neprekračujú indikačnú limitnú hodnotu B ($5,0 \text{ mg.kg}^{-1}$), čo znamená, že kontaminácia pôd nie je analyticky preukázaná. Tieto obsahy by nemali mať dopad na ľudské zdravie, alebo iné zložky životného prostredia.

Tabuľka 4 Obsah kadmia v hĺbke 0 – 0,10 m (mg.kg^{-1})

	Totál	0,2M HNO_3	% k totálu	0,05M EDTA	% k totálu	0,01M CaCl_2	% k totálu
1	1,54	0,86	55,84	0,32	20,77	0,018	1,16
2	1,84	0,67	36,41	0,24	13,04	0,012	0,65
3	1,82	0,68	37,36	0,27	14,83	n.d.	–

Namerané celkové obsahy medi (tab. 5) neprekračujú limitnú hodnotu A (36 mg.kg^{-1}) ani na jednom z troch sledovaných stanovišť. Limitná hodnota A_1 (20 mg.kg^{-1}), stanovená pre potenciálne mobilizovateľné formy Cu tiež nebola prekročená.

Z výsledkov stanovenia aktuálne mobilizovateľných a mobilných foriem Cu (stanovených v $0,05\text{M EDTA}$ a $0,01\text{M CaCl}_2$) vyplýva, že ich obsah v pôde je na nízkej, pre rastliny neškodnej úrovni a kontaminácia rastlín zvýšeným príjmom nie je reálna, nakoľko ide o veľmi nízke koncentrácie.

Obsah foriem stanovených v $0,05\text{M EDTA}$ predstavuje v priemere 11,61 % z celkového obsahu medi v pôde. U foriem stanovených v $0,01\text{M CaCl}_2$ ide o 0,11 % z celkového obsahu Cu v pôde.

Tabuľka 5 Obsah medi v hĺbke 0 – 0,10 m (mg.kg^{-1})

	Totál	0,2M HNO_3	% k totálu	0,05M EDTA	% k totálu	0,01M CaCl_2	% k totálu
1	33,00	13,26	40,18	3,21	9,70	0,04	0,12
2	35,40	10,18	28,75	4,04	11,41	0,06	0,16
3	27,60	7,76	28,11	3,80	13,76	0,02	0,07

Keďže ide o silne alkalické pôdy, ich alkalita má za následok zvýšenú adsorpciu Cu ílovitými minerálmi a organickými látkami v pôde a tým aj zníženú pohyblivosť Cu (Beneš, Pabianová, 1987), čoho dôkazom je aj nízky obsah mobilných, aktuálne mobilizovateľných a potenciálne mobilizovateľných foriem medi v porovnaní s celkovým obsahom. So stúpajúcim pH stúpa aj stabilita organomine-

rálnych komplexov. Podobne imobilizujúco pôsobí aj organická hmota, ktorá med' viaže a tým sa stáva ťažko uvoľniteľnou.

Záver

Z výsledkov stanovení obsahu olova, kadmia a medi na sledovaných lokalitách, v regióne južného Slovenska, na rôznych pôdnych typoch (černozem, čiernica a organozem) možno konštatovať, že z hľadiska pôdnej hygieny je obsah olova a medi v tomto regióne na takej úrovni, ktorá nemá priamy vplyv na jej zhoršenie, na stav životného prostredia a ani na kvalitu dopestovaných poľnohospodárskych produktov. U týchto dvoch sledovaných prvkov nehrozí reálne nebezpečenstvo ich zvýšeného vstupu a kumulácie v rastlinných orgánoch pestovaných plodín. V prípade kadmia sme zaznamenali zvýšené obsahy v pôde, čo môže byť spôsobené aplikáciou fosforečných hnojív hlavne v minulosti. Vysoké hodnoty tohto prvku v pôde môžu mať za následok, že prostredníctvom rastlinnej výroby sa môžu dostať aj do potravinového reťazca človeka. Táto skutočnosť môže indikovať zhoršenie zdravotného stavu obyvateľstva. Preto je dôležité, aby sa tomuto prvku venovala zvýšená pozornosť, ako na jeho prítomnosť v pôde, tak aj na prítomnosť kadmia v potravinárskych výrobkoch a komoditách, ako aj v krmovinách, pestovaných na tomto území.

Literatúra

- ALLOWAY B.J., 1990: Heavy metal in soil. Blackie and son Ltd., Glasgow, 1990, s. 1 – 339.
- ALLOWAY B.J., AYRES D.C., 1993: Chemical principles of Environmental Pollution. Blackie Academic and Professional, London, 1993 s. 55 – 150.
- ĎURŽA O., 1998: Prieskum znečistenia pôdy ťažkými kovmi meraním magnetickej susceptability, In: Aktuálne ekologické otázky. Prieskum a hodnotenie znečistenia prostredia, BIJO, Prešov, 1998, s. 7.
- FILIP Z., BIELEK P., 1996: Výsledky výskumov, ktoré inšpirujú: V Bratislave o bioindikácii znečistenia pôd. In: Roľnícke noviny, 67, 123. 1996. s. 1 – 2.
- FULLER W.H., 1977: Movement of Selected Metals, Asbestos and Cyanide in Soil, Applicatin to Waste Diaponal problem (1977). In: Metals and Their Compounds in the Environment, VCH, Weiheim, 1991. s. 315.
- GÁBRIŠ Ľ., 1996: Kontaminácia pôdy cudzorodými látkami. In: Cudzorodé látky v životnom prostredí. Zborník referátov z medzinárodnej konferencie, sept. 1997, SPU Nitra, s. 1 – 6.
- KOZÁK J., JEHLÍČKA J., 1992: Retence vybraných kovů půdami. Pedológia a meliorácie. 28, 3, 1992. s. 3 – 11.
- Správa o stave životného prostredia SR 1998, MŽP, Bratislava, 1999: ISBN 80-88833-08-6.
- UHER A., 1995: Možnosti eliminácie negatívnych účinkov niektorých ťažkých kovov v zeleninovej paprike. Záhradníctví. 22, 3, 1995. s. 77 – 83.
- ZAÚJEC A., 1999: Cudzorodé látky a hygiena pôd, SPU Nitra, VES Nitra.

Vstupy perzistentních organických polutantů do zemědělských půd aplikací kalů ČOV

Radim VÁCHA¹⁾, Eliška PODLEŠÁKOVÁ¹⁾, Jan NĚMEČEK²⁾, Ondřej POLÁČEK¹⁾

¹⁾ Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha

²⁾ Česká zemědělská univerzita, katedra pedologie a geologie

Abstrakt

Řešená problematika se zabývá perzistentními organickými polutanty v kalech ČOV a jejich vstupy do zemědělských půd. Příspěvek shrnuje výsledky prvního roku řešení projektu NAZV ČR. V souboru 25 vzorků kalů, odebraných z různých typů čistíren odpadních vod, lišících se velikostí spádové oblasti a použitou technologií, byly analyzovány obsahy monoaromatických uhlovodíků, polyaromatických uhlovodíků, chlorovaných uhlovodíků, významných reziduí pesticidů, nepolárních extrahovatelných látek a anionaktivních tenzidů. Ve čtyřech vzorcích kalů ČOV byly sledovány také obsahy látek ze skupiny dibenzo-p-dioxinů a dibenzofuranů. Výsledné hodnoty rizikových látek byly statisticky vyhodnoceny a porovnány s platnou legislativou a dostupnými údaji z dalších zemí.

Klíčová slova: kaly ČOV, perzistentní organické polutanty (POP), kontaminace, vstupy rizikových látek do půd

Úvod

Zvyšující se počet čistíren odpadních vod výrazně zlepšil kvalitu povrchové vody v říčních tocích, zároveň však nastal problém s likvidací čistírenských kalů. Organická odpadní surovina je v mnoha zemích využívána ke hnojení zemědělských půd. V České republice byl v předchozích letech neřídka realizován nelegální vývoz kalů na zemědělskou půdu. Riziko, spojené se vstupy nežádoucích rizikových látek do půdy, je u neřízených aplikací vysoké a ve většině vyspělých zemí podléhá aplikace kalů ČOV do zemědělských půd legislativním úpravám.

V České republice vešla v platnost vyhláška Ministerstva životního prostředí ze dne 17. října 2001, č. 382, o podmínkách použití upravených kalů v zemědělství. Vyhláška definuje podmínky, za kterých může být upravený čistírenský kal použit k hnojení zemědělských půd. K limitujícím faktorům použití kalů se zde řadí, mimo jiné, také obsahy rizikových prvků v půdách, a především pak kalech ČOV. Z perzistentních organických polutantů jsou ve vyhlášce uvedeny maximálně přípustné koncentrace sumy adsorbovatelných organicky vázaných halogenů a sumy 6 kongenerů PCB.

Kromě těchto perzistentních organických polutantů však existují i další závažné rizikové sloučeniny, nejvýznamnější z nich byly zapracovány do tzv. holandského seznamu (především mono a polyaromatické uhlovodíky). Do výčtu zdravotně nejzávažnějších organických polutantů nepochybně patří také perzistentní dibenzodioxiny a dibenzofurany, které se řadí i k mediálně často diskutovaným rizikovým látkám.

Výsledky předběžné pilotní studie, provedené na našem pracovišti, spíše potvrzují obavy z možnosti kumulace nebezpečných rizikových látek v půdách, na které byly dlouhodobě aplikovány kaly ČOV. Cílem řešení celého projektu je určení míry rizika, spojeného se vstupy POP prostřednictvím kalů ČOV do zemědělských půd. Budou vytipovány sloučeniny ze skupiny POP, které představují nejzávažnější problém v kalech ČOV, jak z hlediska jejich koncentrací v kalech, tak i jejich perzistence v půdách, ošetřených aplikací kalů ČOV.

Materiál a metody

V úvodní fázi byl sledován obsah polutantů v kalech ČOV. K tomuto účelu byly odebrány vzorky kalů z 25 čistíren odpadních vod. Byly zvoleny lokality z různých oblastí ČR, které zahrnují velké nebo průmyslové aglomerace a lokality, které reprezentují sídla bez výrazných zdrojů znečištění. Vytipované čistírny je možno rozdělit na základě odlišné technologie zpracování kalů, kvantitativní produkce kalů a charakteru zájmové oblasti. Základní členění čistíren odpadních vod uvádíme v tabulce č. 1. Na základě dohody s provozovny ČOV popisujeme názvy čistíren pouze pořadovým číslem, jejich přesná lokalizace není zveřejněna.

Ve všech odebraných vzorcích kalů ČOV byl měřen obsah organického uhlíku (Cox), hodnota pH, dále byly stanoveny celkové obsahy základních makroprvků, obsahy 12 rizikových prvků (RP) v lučavce královské a obsahy perzistentních organických polutantů (POP). Ve čtyřech kalech ČOV byly analyzovány také obsahy dibenzodioxinů a dibenzofuranů (PCDD/F).

Rozbory vzorků kalů na stanovení makroprvků a rizikových prvků provedly centrální laboratoře VÚMOP Praha, obsahy POP byly analyzovány v laboratořích Aquatestu Praha, metodami již uvedenými v předchozích pracích (Němeček a kol., 1996). Stanovení PCDD/F a významných kongenerů PCB provedla laboratoř Axys Varilab ve Vraném nad Vltavou metodami, které popisuje Jech (1999). Provedená stanovení ve vzorcích kalů ČOV uvádíme v tab. 2.

Výsledky stanovení byly vyhodnoceny s použitím základních statistických metod a korelační analýzy, určené ke zjištění možných závislostí mezi obsahy různých kontaminantů. Ze statistického souboru byla při použití vrubových krabicových diagramů (konfidenční interval 95 %) vyloučena zvlášť odlehlá data. Z takto upraveného souboru byla určena pro jednotlivé kontaminanty v kalech ČOV vypočtena pozadová hodnota, charakterizovaná jako 90% percentila takto upraveného souboru.

Výsledky a diskuse

V první fázi hodnocení jsme věnovali pozornost zatížení kalů ČOV rizikovými prvky a PCB, tzn. rizikovými látkami, uvedenými ve vyhlášce MŽP ČR 382/2001 Sb. Z tabulky č. 3 vyplývá, že 68 % odebraných kalů nesplňuje podmínku pro limitní obsahy rizikových prvků a nevyhovuje tak podmínkám jejich aplikace na zemědělskou půdu. Dodržení potřebné kvality kalů ČOV, legislativně podmiňující možnost jejich použití k hnojení zemědělských půd, bude zřejmě pro značné procento producentů kalů ČOV problematické.

Při hodnocení obsahů sledovaných perzistentních organických polutantů v kalech ČOV byly nejdříve vypočteny zvlášť odlehlé hodnoty, vybočující z rozpětí konfidenčního intervalu (95 %). Nejvíce takových hodnot bylo zjištěno u vzorků kalů 10 a 23, odebraných v čistírnách velkých okresních měst (do 100 000 obyvatel) s existencí lokálního průmyslu. V těchto případech vykazaly vzorky zvýšené obsahy mono a polyaromatických uhlovodíků. Podobný trend jsme zaznamenali také u vzorku kalu 13. Naopak, celkově nízké hodnoty byly zjištěny u vzorku kalu 5, který pochází z lázeňského města bez existence prů-

myslu. Tyto nízké hodnoty nelze spojovat s odlišnou technologií zpracování kalů na kalových polích, protože u dalších dvou takto upravených kalů (6,7) nedošlo k obdobnému poklesu hodnot obsahů POXL. Zaznamenaný zvýšený obsah tenzidů v kalu 5 dokládá, že charakter odpadních vod (v tomto případě zvýšený obsah povrchově aktivních látek v čistících prostředcích) určuje primárně obsah rizikových látek v kalech ČOV.

V dalším členění jsme rozdělili kaly ČOV v závislosti na jejich původu na kaly ČOV z průmyslových měst, kaly ČOV z okresních měst a kaly ČOV z menších sídel.

Rozdíly v sumárních obsazích rizikových látek mezi těmito skupinami kalů ČOV jsou vyjádřeny procentuálně graficky na obrázku č. 1, který srovnává hodnoty geometrických průměrů sumy jednotlivých skupin POP. Z grafu vyplývá, že v takto členěném souboru jsou patrné rozdíly. To se týká především zatížení kalů ČOV monoaromatickými uhlovodíky, kde jsou jejich obsahy výrazně vyšší u čistíren z kategorie menších sídel, polyaromatické uhlovodíky dosahují vyšších koncentrací u kalů ČOV z větších okresních měst, nadprůměrné hodnoty vykazuje i kategorie menších sídel. Kaly ČOV z průmyslových oblastí jsou více zatíženy obsahy PCB, ropného znečištění, které dosahuje srovnatelných hodnot i u kategorie menších sídel. U kategorie průmyslových oblastí je nápadný i růst koncentrace DDT. Obsah tenzidů odpovídá předpokládanému trendu, kdy jejich obsah je vyšší v kalech ČOV s převládajícím komunálním odpadem (nejvyšší obsah v kategorii menších sídel).

Z obsahů perzistentních organických polutantů v souboru 25 odebraných vzorků kalů ČOV byla vypočtena pro každou sloučeninu požadová hodnota (90 % percentila), která poskytuje základní informaci o zatížení kalů ČOV perzistentními organickými polutanty (tab. 4). Vzhledem k rozsahu souboru, který obsahuje 25 vzorků (vysoká cena laboratorních analýz) považujeme tento údaj spíše za informativní.

Při srovnání s dostupnými daty vyplývá, že pro PCB, uvedené ve vyhlášce MŽP ČR 382/2001 Sb., leží hodnota pozadí pod limitní hodnotou, uvedenou ve vyhlášce ($600 \mu\text{g.kg}^{-1}$). Ovšem podle německých limitů (Klärschlammverordnung) je tato hodnota více než dvojnásobkem hodnoty limitní a je stále výrazně vyšší, než udávají němečtí autoři pro kaly v letech 1992 – 1998 (Schaecke, Pöplan, 2000). Podobně vyznívá srovnání s údaji Webbera a Singha (2001), podle kterých se hodnota sumy PCB v kanadských kalech ČOV pohybuje pod $250 \mu\text{g.kg}^{-1}$. Přitom však v provincii Quebec byl stanoven limitní obsah pro sumu PCB na hodnotě 10 mg.kg^{-1} .

Srovnáme-li hodnoty PAU námi zjištěného pozadí např. s údaji Starka (1991), docházíme k závěru, že v našich kalech nalézáme hodnoty podstatně nižší. Podle Starkových zjištění se pohybuje hodnota sumy 11 sloučenin PAU v německých kalech v průměru okolo 50 mg.kg^{-1} sušiny kalů, zatímco námi zjištěná požadová hodnota sumy 12 sloučenin PAU dosahuje pouze $9,4 \text{ mg.kg}^{-1}$ sušiny kalů. Tím se dostáváme i pod Starkem uvedený interval kolísání hodnot ($29 - 125 \text{ mg.kg}^{-1}$). Naše hodnoty obsahů PAU v kalech odpovídají spíše údajům Webbera a Singha, kteří u kanadských kalů ČOV zjistili pro jednotlivé sloučeniny ze skupiny PAU hodnoty do 1 mg.kg^{-1} , u některých do 5 mg.kg^{-1} sušiny kalů.

Ve čtyřech vzorcích kalů ČOV uvádíme hodnoty obsahů PCDD/F (tabulka č. 5). Extrémně vysoká hodnota sumy a toxického ekvivalentu je patrná u vzorku kalu 10, který byl odebrán z ČOV okresního města, s vysokým počtem obyvatel (cca. 100 000). Odpadní vody mají částečně podíl z lokálního průmyslu. Vysoké hodnoty PCDD/F přisuzujeme činnosti průmyslu, zaměřeného na výrobu obalových kartonů. Hodnota toxického ekvivalentu v tomto kalu je však dle údajů Schulze (1993) považována v německých kalech ČOV za průměrnou hodnotu (200 ng.kg^{-1}).

Naproti tomu, obsahy sumy a toxického ekvivalentu PCDD/F v kalu 9, který byl také odebrán z okresního města, se srovnatelným počtem obyvatel, avšak s vyšším podílem odpadních vod z průmyslu (především chemický průmysl), dosahují podstatně nižší hodnoty, která je srovnatelná s kalem 2 (z kategorie menších sídel). Zde je třeba brát v úvahu, že odpadní vody větších průmyslových závodů, které jsou vypouštěny do komunální kanalizace, prochází v dnešní době zpravidla předčištěním v lokálních závodních čistírnách odpadních vod.

V kalu 1 (aglomerace), který pochází ze širokého spektra odpadních vod, je patrný nárůst hodnoty sumy i toxického ekvivalentu PCDD/F. Celkově lze označit hodnoty obsahů PCDD/F v kalech ČOV v relaci k půdě za vysoké, pro představu zmiňujeme hodnotu toxického ekvivalentu PCDD/F v půdě (5 ng.kg^{-1}), která je v sousedním Německu v půdě považována za limitní hodnotu pro aplikaci neomezeného zemědělství. Podle zjištění Schulze (1993) se však hodnoty TEQ PCDD/F, zjištěné u kalů 1, 2 a 9, pohybují na spodní hranici rozpětí hodnot, zjištěných v kalech SRN.

Obsahy jednotlivých POP jsou v tabulce č. 6 porovnány s referenčními hodnotami jejich obsahů v půdách (Němeček a kol., 1996). Protože požadové hodnoty obsahů námi sledovaných POP v kalech nejsou obsaženy v legislativě a z velké části ani jiných dostupných pracích, poskytuje srovnání s jejich hodnotami v půdě představu o tom, které sloučeniny ze skupiny POP jsou v kalech nejvíce zvýšené, v relaci k jejich obsahům v půdách. Bilanční přístup vnosu rizikových látek do půd aplikací kalů ČOV je zohledněn také u rizikových prvků ve vyhlášce MŽP ČR 382/2001 Sb. Uvádíme požadové hodnoty POP v souboru kalů ČOV a procentické vyjádření ve vztahu k referenčním hodnotám POP v půdě, které jsou považovány za základ (100 %). Z tohoto srovnání vyplývá, že u monoaromatických uhlovodíků dochází k nejvyššímu růstu POP v kalech u toluenu, kde je jeho požadová hodnota v kalech 59 násobkem jeho referenční hodnoty v půdě a celkově se maximálně podílí na růstu obsahu sumy monoaromatických uhlovodíků v kalech ČOV.

Polyaromatické uhlovodíky vyjádřeny sumárně jsou v kalech zhruba desetinásobkem referenční hodnoty v půdě. Navýšení oproti této hodnotě u jednotlivých sloučenin z řady PAU vykazuje pouze fenantren, anthracen se pohybuje zhruba na hodnotě navýšení sumy PAU. Ostatní sloučeniny dosahují nižších hodnot navýšení, a to i v případech uhlovodíků, označovaných za zdravotně obzvlášť významné (B(a)P – 5.8x, fluoranthen – 4.9x).

Relativně negativní tendenci ve vztahu k půdě vykazují obsahy PCB (6 kongenerů), kdy jejich požadovaná hodnota v souboru vzorků kalů ČOV je zhruba 23 násobkem jejich referenční hodnoty v půdě. Při srovnání s limitním obsahem vyhlášky MŽP 382/2001 Sb. však námi stanovená požadovaná hodnota PCB v kalech nepřesahuje tuto limitní hodnotu ($600 \mu\text{g.kg}^{-1}$). Další formy chlorovaných derivátů (HCH, HCB) dosahují v kalech ČOV dokonce nižších hodnot, než je jejich referenční hodnota v půdě. Ani u derivátů pesticidů nenacházíme v kalech ČOV jejich dramatické navýšení. Závažnější situace nastává u ropného znečištění v kalech ČOV, které vykazuje ve vztahu k referenční hodnotě v půdě vůbec nejvyššího nárůstu (178 násobek) z hodnocené skupiny POP a je podstatně vyšší, než udávají např. Webber a Singh pro kanadské kaly ($2 - 10 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Údaje, které poskytuje uvedené srovnání jsou pouze relativní a budou využity při dalších experimentech, kdy bude zohledněn především faktor rychlosti rozkladu vytypovaných sloučenin, určující tendenci kumulace POP v půdách.

Závěr

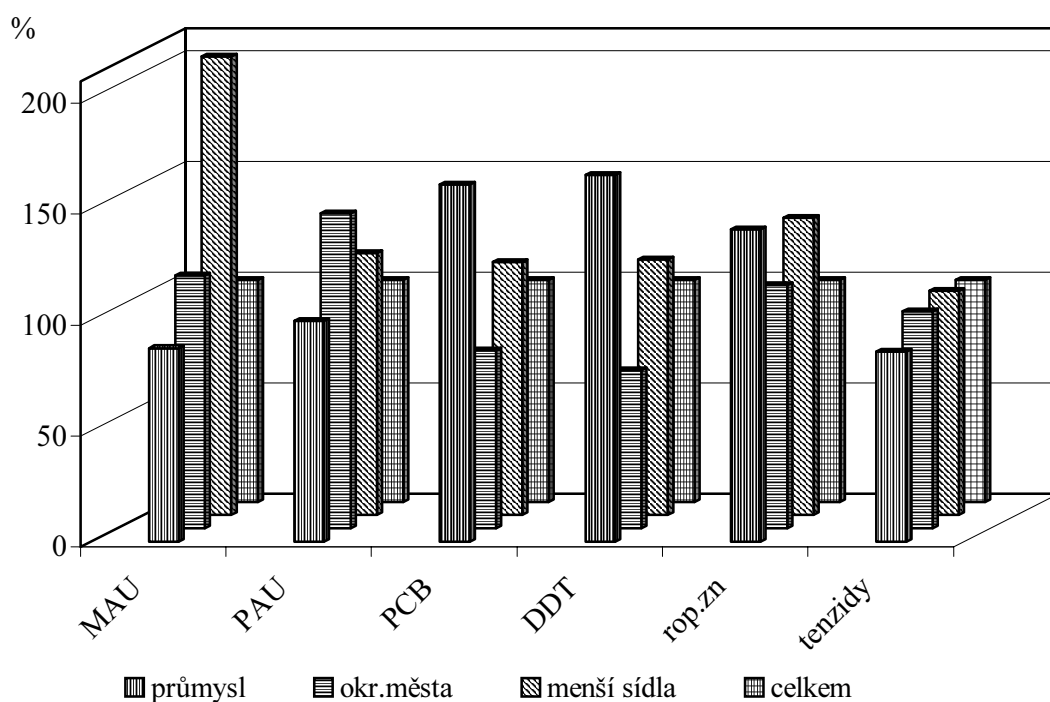
Z vyhodnocení výsledků stanovení rizikových látek v 25 vzorcích kalů ČOV byly odvozeny následující závěry:

- 68 % vzorků kalů ČOV nevyhovuje dle vyhlášky MŽP ČR č. 382/2001 pro aplikaci do zemědělských půd, z důvodu nadlimitního obsahu rizikových prvků nebo sumy 6 kongenerů PCB.
- u sloučenin ze skupiny monoaromatických, polyaromatických, chlorovaných uhlovodíků, některých reziduí pesticidů a ropného znečištění byly stanoveny jejich požadované hodnoty v souboru vzorků kalů ČOV.
- u monoaromatických uhlovodíků byl jejich zvýšený obsah v kalech ČOV určen především hodnotou obsahu toluenu.
- hodnoty polyaromatických uhlovodíků v odebraných kalech ČOV nepřevyšují hodnoty zjištěné v zahraničí, u PAU byly zjištěny ve srovnání se SRN hodnoty výrazně nižší.
- hodnoty pozadí 6 kongenerů PCB v kalech ČOV nepřevyšují limitní hodnotu, uvedenou ve vyhlášce 382/2001 Sb., ve srovnání se SRN a Kanadou se však pohybují na více jak dvojnásobné úrovni.
- hodnoty obsahů a sumy toxických ekvivalentů PCDD/F jsou v relaci k zatížení půdy vysoké, odpovídají však hodnotám, zjištěným např. v SRN.
- rozdíly v obsahu rizikových látek v kalech ČOV závisí primárně s nejvyšší pravděpodobností na zatížení odpadních vod zdroji znečištění, technologie zpracování kalu se jeví jako málo významná.
- k nejsilněji znečištěným kalům se řadí kaly větších měst, popř. aglomerací, s existencí lokálního průmyslu bez vlastních ČOV, kaly ČOV z oblastí průmyslového charakteru vykazovaly vyšší obsahy sumy PCB.
- předčištění odpadových vod v ČOV velkých průmyslových závodů významně přispívá k nižšímu zatížení komunálních kalů ČOV.
- zjištěné výsledky budou dále využity k založení pokusů, zaměřených především na perzistenci vybraných látek ze skupiny POP v půdě a vlivu vnosu těchto sloučenin na kontaminaci rostlin.

Literatura

- JECH L., 1999: Studie výskytu perzistentních organických látek v ovzduší a jejich depozice na území České republiky. Závěrečná zpráva projektu VaV 520/6/99, AXYS Varilab, Vrané n/V.
- MŽP Vyhláška MŽP o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Sbírka zákonů, 2001, č. 382, s. 8341 – 8354.
- NĚMEČEK J., PODLEŠÁKOVÁ E., PASTUSZKOVÁ M., 1996: Návrh limitů kontaminace půd persistentními organickými xenobiotickými látkami pro ČR. Rostlinná Výroba, roč. 42, č. 2, s. 49 – 53.
- SCHAECKE B., PÖPLAN R., 2000: Aufkommen, Beschaffenheit und Verbleib von kommunalen Klärschlämmen in Mecklenburg – Pommern. Mitteilungen des Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. č. 93, s. 323 – 326.
- SCHULZ D., 1993: PCDD/F – German policy and measures to protect man and the environment. Chemosphere. č. 27, s. 501 – 507.
- SRN: Bundes-Bodenschutz- und Altlastenverordnung (BBodSchV). Bundesgesetzblatt Jahrgang, Teil I, Nr. 36, 12. Juli 1999. STARKE U., HERBERT M., EINSELE G. Polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK) in Boden und Grundwasser Teil I Grundlage zur Beurteilung von Schadenfällen. 1680 BOS 9 Lfg., 1991, 10, p. 1 – 38.
- WEBBER M.D., SINGH S.S., 2001: Contamination of agricultural Soils. Agriculture and Agri-Food Canada. <http://sis.agr.gc.ca/cansis/publications/health/chapter09.html>.

Obr. 1 Sumární obsahy POP ve skupinách kalů POP



Tabulka 1 Charakteristika odběrových lokalit (ČOV)

<i>Anaerobní a aerobní stabilizace se stimulací mikrobiální aktivity, konečný produkt odvodněn a lisován</i>		
pořadové číslo	potenciální použití v zemědělství	charakter kalu
1	Ano	aglomerace, různé typy odpadních vod, vysoká úroveň technologie ČOV
2	ano	malá spádová oblast, převážně komunální odpad, nižší úroveň technologie ČOV
3	ano	malá spádová oblast, převážně komunální odpad, nižší úroveň technologie ČOV
4	ano (používá se)	okresní město do 35 tis.ob., převaha komunálního odpadu, dobrá úroveň technologie ČOV
8	ano	okresní město do 55 tis. ob., komunální a průmyslový odpad (sklárný, keramika), vysoká úroveň technologie ČOV
9	-	okresní město do 100 tis. ob., komunální i průmyslový odpad (tiskárna, potravinářský a chemický průmysl – předčištění odp. vody), vysoká úroveň technologie ČOV
10	ano	okresní město do 100 tis. ob., komunální i průmyslový odpad (potravinářský a papírenský průmysl), vysoká úroveň technologie ČOV
11	ano	obec do 7 tis. ob., komunální odpad , dobrá úroveň technologie ČOV
12	ano	okresní město do 40 tis. ob., komunální i průmyslový odpad (potravinářský průmysl), vysoká úroveň technologie ČOV
13	ano	sídlo do 15 tis. ob., komunální odpad, nižší úroveň technologie ČOV
14	ano	okresní město do 170 tis. ob., komunální i průmyslový odpad (potravinářský průmysl), vysoká úroveň technologie ČOV
15	ano	okresní město do 20 tis. ob., převážně komunální odpad, vyšší úroveň technologie ČOV
16	ano (používá se)	okresní město do 50 tis. ob., komunální i průmyslový odpad (automobilový průmysl), vysoká úroveň technologie ČOV
17	Ano	okresní město do 50 tis. ob., komunální i průmyslový odpad (automobilový průmysl), vysoká úroveň technologie ČOV
18	Ano	průmyslové sídlo do 20 tis. ob., 50% kom. a 50% průmyslového odpadu (chemický průmysl), vysoká úroveň technologie ČOV
19	Ano	okresní město do 80 tis. ob., pouze kom. odpad, vysoká úroveň technologie ČOV
20	Ano	obec do 20 tis. ob., převážně komunální odpad , vysoká úroveň technologie ČOV
21	Ano	obec do 20 tis. ob., kom. i průmyslový odpad, dobrá úroveň technologie ČOV
22	Ne	okresní město do 100 tis. ob., průmyslová čistírna (chemický průmysl), vysoká úroveň technologie ČOV
23	Ano	okresní město do 100 tis. ob., komunální odpad, nižší podíl odp. vod z lokálního průmyslu), vysoká úroveň technologie ČOV
24	Ano	sídlo do 5 tis. ob., komunální odpad, nižší úroveň technologie ČOV
25	Ne	průmyslové sídlo do 20 tis. ob., vysoký podíl průmyslových odp. vod (chemický průmysl), vysoká úroveň technologie ČOV
<i>Mechanická filtrace a studené vyhnívání na kalových polích</i>		
5	Ano	lázeňské město do 15 tis. ob., komunální odpad
6	Ano	sídlo do 5 tis. ob., komunální odpad
7	Ano	spádová oblast malých sídel, komunální odpad

Tabulka 2 Provedená stanovení ve vzorcích kalů ČOV

Stanovení	Laboratoř	Vzorky
pH, C _{ox} , Ca, Mg, P, K	VÚMOP Praha	25 vzorků
As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Pb, V, Zn ve výluhu lučavky královské	VÚMOP Praha	25 vzorků
<u>Monoaromatické uhlovodíky</u> benzen, toluen, xylén, ethylbenzen Polyaromatické uhlovodíky naftalen, anthracen, pyren, fluoranthén, fenantren, chrysen, benzo(b)fluoranthén, benzo(k)fluoranthén, benzo(a)anthracen, benzo(a)pyren, indeno(c,d)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) Anionaktivní tenzidy	Aquatest Praha, a.s.	25 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.	kaly 1, 2, 9,10

Tabulka 3 Obsah RP (mg.kg⁻¹) a sumy 6 kongenerů PCB (μg.kg⁻¹) v katech ČOV

Poř. číslo	Cox	pH	As	Cd	Be	Hg	Co	Ni	V	Pb	Cr	Cu	Mn	Zn	ΣPCB	Vyhovuje pro aplikaci na zem. půdách*
1	2,42	6,88	9,4	0,89	0,64	3,59	12,1	45	50	69	245	306	363	1620	183	ne
2	2,59	6,51	11,0	2,49	0,86	2,48	9,4	30	54	84	61	246	208	2035	234	ano
3	2,14	6,60	10,2	1,58	0,52	1,07	12,7	26	44	56	108	140	244	1380	14600	ne
4	2,79	6,96	9,4	1,95	0,55	3,41	9,6	38	44	93	52	764	824	1374	105	ne
5	0,20	7,69	208,5	0,58	0,34	0,01	4,1	3	79	4	11	7	22853	38	7	ne
6	2,51	6,83	16,0	0,85	0,73	2,80	7,3	30	54	211	41	167	241	2186	72	ne
7	2,59	6,95	21,7	1,55	1,68	2,20	16,5	35	60	90	44	223	1539	1733	123	ano
8	2,67	6,75	23,1	1,25	2,79	2,25	16,8	34	53	78	68	219	507	1793	88	ano
9	2,63	7,75	15,1	1,00	0,75	9,74	13,5	47	64	91	60	241	437	1326	104	ne
10	2,42	6,47	10,6	2,61	0,84	5,87	37,1	49	44	67	43	203	1021	849	64	ne
11	2,86	6,44	5,7	1,34	0,63	2,47	12,1	21	31	74	35	206	261	1089	31	ano
12	3,07	6,60	8,9	1,99	0,61	1,75	12,9	39	33	58	90	147	956	748	358	ano
13	2,63	7,02	12,6	3,00	0,74	5,28	11,8	43	57	87	58	277	861	1958	128	ne
14	2,18	7,09	16,3	1,45	0,71	6,17	11,9	36	99	73	41	217	408	771	40	ne
15	2,63	6,33	8,7	1,18	0,64	4,09	8,5	30	44	71	525	160	805	901	96	ne
16	2,55	7,07	9,4	0,93	0,65	2,24	6,8	40	49	87	41	199	407	1161	738	ne
17	2,38	6,78	10,9	0,95	0,72	4,36	6,3	49	60	780	73	353	548	1743	500	ne
18	2,79	6,87	12,1	0,91	0,65	7,77	17,6	40	417	107	219	230	339	1850	617	ne
19	2,75	6,96	8,7	0,99	0,54	2,79	8,1	27	41	52	62	196	236	2348	218	ano
20	2,83	6,53	10,0	1,12	0,64	3,83	9,3	28	27	59	51	240	543	2331	155	ano
21	2,63	6,40	17,2	1,03	0,70	4,43	11,1	31	62	64	40	219	465	1358	122	ne
22	36,36	6,81	17,5	1,66	0,54	23,80	52,8	47	35	461	1225	1369	216	1988	98	ne
23	2,55	7,02	14,0	6,80	0,76	9,16	18,3	122	50	133	227	326	1371	1773	99	ne
24	3,07	6,32	11,4	2,19	0,78	12,44	5,8	49	36	112	125	322	272	2209	103	ne
25	0,77	9,03	9,2	0,86	0,68	11,37	4,1	17	17	39	36	104	281	725	109	ne

* dle vyhlášky MŽP ČR 382/2001 Sb.

Tabulka 4 Pozadřová hodnota POP v kalech ČOV

	PAU (µg.kg ⁻¹)													
	Fl	P	Ph	B(b)F	B(a)A	A	B(a)P	I(cd)P	B(k)F	B(ghi)P	Ch	N	ΣPAU	
90 percentil	1468	1589	2522	528	769	504	580	268	271	368	987	186	9371	
	MAU (µg.kg ⁻¹)			styren µg.kg ⁻¹	ChIU (µg.kg ⁻¹)							N.U. mg.kg ⁻¹	T mg.kg ⁻¹	
	B	T	X	Eb	ΣMAU	PCB	HCB	DDT	DDE	DDD	α-HCH	β-HCH	γ-HCH	
90 percentil	35,8	1772,3	144,0	70,8	1632,2	457	18,8	39,3	36,1	9,1	3,6	1,0	1,0	

90 percentil = pozadřová hodnota, N.U. = nepolární uhlovodíky, T = tenzidy

Tabulka 5 Stanovení PCDD/F v kalech ČOV (ng.kg⁻¹)

č. vz.	2,3,7,8 TeCDD		1,2,3,7,8 PeCDD		1,2,3,4,7,8HxCDD		1,2,3,6,7,8HxCDD		1,2,3,7,8,9HxCDD		1,2,3,4,6,7,8HpCDD		OCDD		2,3,7,8TeCDF		1,2,3,7,8PeCDF		2,3,4,7,8PeCDF		1,2,3,4,7,8HxCDF		1,2,3,6,7,8HxCDF		1,2,3,7,8,9HxCDF		2,3,4,6,7,8HxCDF		1,2,3,4,6,7,8HpCDF	
	kal 1	kal 2	kal 9	kal 10	4	5	12	13	182	1934	27	8	20	25	23	2	43	258												
	1	3	12	7	5	2	7	5	129	1035	33	9	16	8	7	0	7	104												
	3	2	8	9	9	3	8	9	100	754	40	15	18	12	11	1	10	72												
	12	50	74	120	419	1184	196	109	188	262	271	18	292	865																
č. vz.	1,2,3,4,7,8,9HpCDF		OCDF		TeCDD ost		PeCDD ost		HxCDD ost		HpCDD ost		TeCDF ost		PeCDF ost		HxCDF ost		HpCDF ost		suma PCDD		suma PCDF		suma PCDD/F		suma TEQ PCDD/F			
	kal 1	kal 2	kal 9	kal 10	1797	23	41	86	96	166	94	153	131	238	2468	2837	5305	38												
	4	292	22	34	61	113	116	113	51	57	1411	818	2228	21																
	8	170	47	39	70	86	141	130	54	39	1121	722	1843	26																
	110	370	221	453	481	299	941	1800	1398	334	3360	7155	10515	280																

Tabulka 6 Srovnání pozadřevých hodnot obsahů POP v kalech a jejich referenčních hodnot v půdách ($\mu\text{g.kg}^{-1}$)

	PAU												
	Fl	P	Ph	B(b)F	B(a)A	A	B(a)P	I(cd)P	B(k)F	B(ghi)P	Ch	N	
referenční hodnota - půda	300	200	150	100	100	50	100	100	50	50	100	50	
pozadřová hodnota - kaly	1468	1589	2522	528	769	504	580	268	271	368	987	186	
procenta navýšení	489	795	1681	528	769	1009	580	268	541	736	987	372	
	MAU			ChIU									N.U.*
	B	T	X	Eb	S	PCB	HCB	DDT	DDE	DDD	HCH	n.u.	
referenční hodnota - půda	30,0	30,0	30,0	40,0	50,0	20	20,0	15,0	10,0	10,0	10,0	100	
pozadřová hodnota - kaly	35,8	1772,3	144,0	70,8	16,7	457	18,8	39,3	36,1	9,1	5,6	17800	
procenta navýšení	119,3	5907,7	480,0	176,9	33,5	2287	94,2	262,1	361,4	90,6	56,0	17800	

* v mg.kg^{-1} , nepolární uhlovodíky

III. Pôda a rastlina v podmienkach poľnohospodárskej a lesnej krajiny

Pôda a rastlina v podmienkach poľnohospodárskej krajiny

(kľúčový referát)

Zoltán BEDRNA

Katedra pedológie Prírodovedeckej fakulty UK Bratislava

Abstrakt

Príspevok je postavený z hľadiska problémov a úspechov slovenského pôdoznanectva. Je tu diskusia o aspektoch ekológie, hodnotenia a ochrany pôdy, jej vzťah k rastline na poľnohospodárskej pôde, ako aj zlepšovanie pôdných vlastností v rámci rastlinnej výroby v rôznych systémoch poľnohospodárskeho managementu a využívania pôdy.

Kľúčové slová: pôda, rastlina, poľnohospodárstvo

Abstract

Discussed topic is evaluated from the point of view of problems and successes of Slovak soil science. Article is discussing ecological, evaluation and protective aspects of soil – plant relations in agricultural land as well as improvement of soil properties for plant production in the different systems of agricultural managements and land use.

Key words: soil, plant, agriculture

Úvod

Problematiku pôdy a pestovaných rastlín v podmienkach poľnohospodárskej krajiny rozoberieme v rámci piatich tematických okruhov:

- pôda ako stanovište poľnohospodárskych plodín,
- hodnotenie (bonita) produkčných schopností pôdy a stanovišť poľnohospodárskych plodín,
- ochrana pôdy pri pestovaní poľnohospodárskych plodín,
- zlepšovanie vlastností pôdy na pestovanie plodín,
- systémy hospodárenia na poľnohospodárskej pôde a využívanie poľnohospodárskej krajiny.

Čiastkovú problematiku prvých troch tematických okruhov vystihujú mnohé prednášky prednesené v prvých dvoch sekciách: I. Klasifikácia a hodnotenie pôd, II. Ekológia a ochrana poľnohospodárskych a lesných pôd. V rámci sekcie III. Pôda a rastlina v podmienkach poľnohospodárskej a lesnej krajiny je viac priestoru poskytnuté témam nami vyznačeného štvrtého a piateho tematického okruhu. Táto skutočnosť nám však nebráni aby sme sa stručne nevyjadrili k niektorým čiastkovým problémom všetkých piatich okruhov. Rešpektujúc celosvetové smery a trendy v rámci jednotlivých problémov zameriame sa predovšetkým na výsledky národného výskumu a jeho aplikácie v praxi.

Stanovište poľnohospodárskych plodín

Výskum vhodnosti ekologických podmienok vrátane pôdy na pestovanie poľnohospodárskych plodín má dlhodobé celosvetové aj národné tradície. Spomenieme predovšetkým úspešné triedenie vhodnosti podmienok na pestovanie poľných a trvalých kultúr v rámci *rajonizácie poľnohospodárskej výroby*, ktorá sa u nás publikovala v 50-tich rokoch minulého storočia.

K riešeniu tejto problematiky v našich podmienkach prispela ďalej aj charakteristika optimálnych **parametrov pôdy** na pestovanie väčšiny poľnohospodárskych plodín. K vypracovaniu parametrov poslúžili jednoznačne aj výsledky porovnávania nárokov plodín na teplotu a vlhkosť pôdy, obsah živín a iné ekologické ukazovatele, ktoré sa konfrontovali so skutočnosťou v rámci poľnohospodárskeho pôdneho fondu Slovenska. Detailnejšie opísanie vhodnosti podmienok na pestovanie plodín umožnilo nakoniec aj vyčlenenie bonitovaných pôdno-ekologických podmienok (BPEJ) na celom poľnohospodárskom pôdnom fonde Slovenska. V tejto súvislosti treba spomenúť rozdiel medzi ekologickým hodnotením pôdy a hodnotením stanovišťa rastlín.

Jednou z najvýznamnejších ekologických funkcií pôdy je jej **trofická funkcia**, ktorá vyjadruje schopnosť pôdy zabezpečiť rastlinstvo potrebnými živinami, vodou, vzduchom a energiou pre ich rast a vývoj. Často sa nesprávne označuje ako **produkčná schopnosť pôdy** (Demo a kol., 1998) a vyjadruje sa úrodami poľnohospodárskych plodín. Produkcia (úroda) je však výsledok nielen trofickej funkcie pôdy, ale aj klímy, reliéfu, chorôb, škodcov, odrôd atď. **Produkčná schopnosť pozemku (pôdy?)** vyjadruje ekologické podmienky stanovišťa poľnohospodárskych plodín, ktorého čiastkovou zložkou je aj trofizmus pôdy.

Produkčná schopnosť poľnohospodárskych pozemkov

Z hodnotenia ekologických podmienok na pestovanie plodín sme takto plynulo prešli do hodnotenia produkčnej schopnosti poľnohospodárskych pozemkov. Jednoznačne sa treba pochváliť, že na tomto úseku sme v popredí svetových poznatkov. Máme rozpracovanú a najmä realizovanú podrobnú klasifikáciu produkčnej schopnosti poľnohospodárskych pozemkov (pôdy) v podobe kódmi označeného jednotného systému. Ekonomické hodnotenie úrod a nákladov na ich dosiahnutie nám umožnilo stanoviť úradnú cenu jednotlivých BPEJ, jednotlivých pozemkov a celého poľnohospodárskeho pôdneho fondu Slovenska. Bodové hodnotenie BPEJ poslúžilo Džatkovi (2002) spracovať kategórie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd (pozemkov) a ich typologicko-produkčnú kategorizáciu. Za určitý nedostatok sústavy BPEJ sa môže považovať nedostatočné zhodnotenie poškodenia pôdy eróziou a intoxikáciou, ďalej melioračného zúrodnenia pôdy, ako aj vzdialenosti od sídla majiteľa (užívateľa) pozemkov.

Ochrana pôdy pri pestovaní poľnohospodárskych plodín

Ochrane poľnohospodárskej pôdy sa venuje na Slovensku najmä v poslednom období zvýšená pozornosť, o čom svedčí aj zmena názvu vedúcej vedeckej inštitúcie z úrodnosti pôdy na jej ochranu. Okrem erózie a intoxikácie sa skúmajú aj pedokompakcia, acidifikácia, alkalizácia, hromadenie zlúčenín dusíka, sekundárne zasolenie, rezíduá agrochemikálií, mineralizácia humusu, pôdna únava a mnohé ďalšie problémy znehodnocovania poľnohospodárskej pôdy. Študujú sa nielen reálne, ale aj potenciálne možnosti zhoršovania vlastností pôd jednotlivých regiónov Slovenska. Tieto negatívne vplyvy na vzťah pôda – rastlina sa začínajú študovať nielen z hľadiska produkcie a jej kvality, ale aj celkové-

ho narušenia prírodného prostredia zhoršením nielen trofickej (produkčnej), ale aj ďalších ekologických, environmentálnych a socio-ekonomických funkcií poľnohospodárskej pôdy. Poškodenie kvality pôdy nadobúda tak nový rozmer (tab. 1).

Tab. 1 Prehľad o intenzite poškodenia (0 = žiadne, a = slabé, b = stredné, c = silné) funkcií pôdy negatívnymi javmi v poľnohospodárstve

<i>Funkcie</i>	<i>ekologické</i>					<i>environmentálne</i>				<i>socio-ekonomické</i>		
Negatívne vplyvy	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Aridizácia	a-c	a-c	0-a	a-c	a-c	0	b-c	a	0	0-a	a	0
Pedokompakcia	a-c	b-c	c	a-c	a-c	a-b	a-c	0	0	0	a	0
Erózia	a-c	a-c	b-c	a-c	a-c	a-c	a-c	a-c	a-c	0-a	a-c	a-c
Zosuvy	c	0	a	a	a-c	0	0	0	a-c	0	c	c
Acidifikácia,alkalizácia	a-c	a-c	0	a-c	0	a-c	0	a-c	a-c	0	a	0
Zasolenie	a-c	a-c	0	a-c	a-c	a-c	a-c	c	a-c	0	a-c	0
Nadbytok nitrátov	a	b-c	0-a	a	0	0	0	0	0	0	0	0
Rezíduá agrochemikálií	0-c	a-c	0-a	a-c	0	0	0	0	0	0	a	0
Intoxikácia anorgan.	0-c	a-c	0-a	a-c	0-a	0	0	0-a	c	a-c	a-c	a
Intoxikácia organ.	0-a	0-b	0-a	a-c	0-a	a	a	0-a	c	a-c	a-c	a
Rádionuklidy	0	a-b	0-c	a-c	0	0	0	0	c	a-c	c	a-c
Mineralizácia humusu	a	a-c	a	a-c	a	a-c	a-c	a-c	a-c	0-a	0	0
Infekcia	c	a	0-a	0	a	0	0	0	c	0	0	0
Alelopatizácia	c	a-c	0-a	a-c	a	0	0	0	c	0	0	0
Únava pôdy	c	a-c	0-a	0-a	a	0	0	0	c	0	0	0

Vysvetlivky: 1 – trofická, 2 – biochemická, 3 – priestor pre biotu a génová rezerva, 4 – transformačná, 5 – akumulačná, 6 – filtračná, 7 – transportná, 8 – tlmivá, 9 – asanačná, 10 – zdroj surovín, 11 – priestor ľudských aktivít, 12 – historické médium.

Ako vidieť z tabuľky, najagresívnejšie sa prejavuje erózia pôdy, ktorej vplyv môže výrazne zhoršiť skoro všetky funkcie pôdy (výnimkou je pôda ako zdroj surovín). Najmenej postihuje kvalitu pôdy nadbytok dusičnanov, ktorý negatívne ovplyvňuje okrem trofickej iba biochemickú funkciu pôdy a génovú rezervu. Z jednotlivých funkcií pôdy sú najviac postihnuté negatívnymi javmi a vplyvmi ekologické funkcie a najmenej socio-ekonomické funkcie, keď najcitlivejšia je trofická funkcia pôdy a teda tá, ktorá bezprostredne vplýva na tvorbu biomasy poľnohospodárskych plodín.

Zlepšenie vlastností pôdy

Pozitívna antropizácia poľnohospodárskej pôdy sa výskumne sledovala najmä v období intenzifikácie nášho poľnohospodárstva, t.j. v 70 – 80-tich rokoch minulého storočia. Miera alebo stupeň pozitívnej antropizácie pôdy sa môže vyjadriť všeobecne jej obrábaním, zúrodnením alebo melioráciou. Do **obrábania pôdy** môžeme v širšom poňatí zahrnúť bežné agrotechnické úkony mechanickej úpravy pôdnej hmoty a aplikáciu nižších dávok agrochemikálií. **Zúrodnenie pôdy** znamená výraznejšiu a trvanlivejšiu optimalizáciu vlastností poľnohospodárskej pôdy na pestovanie plodín. Poznáme fyzikálne (hlbkové kyprenie, prehlbovanie ornice), chemické (hnojenie vyššími dávkami hnojív k úprave obsahu živín v pôde prístupných pre rastliny) a biologické (pestovanie viacročných krmovín, medziplotín a strukovín) metódy zúrodňovania poľnohospodárskej pôdy. **Meliorácia pôdy** je trvalý a radikálny zásah, ktorý sa

prejavuje podstatnou zmenou pôdných znakov a vlastností až do vzniku pôdneho typu kultizem a antrozem. K melioračným opatreniam patria: terasovanie, vyľahčovanie, odvodňovanie, zavlažovanie, sadrovanie a iné opatrenia. K vymenovaným opatreniam k zlepšovaniu vlastností pôdy treba ešte pridať aj asanáciu pôdy. Rozumieme pod ňou opatrenia k obnove kvality znehodnotenej pôdy, ku ktorým patria aj revitalizácia, renaturalizácia a rekonštrukcia poľnohospodárskej pôdy.

Asanácia pôdy rieši paliatívnymi (zmiernenie škodlivého účinku) a remediačnými (zníženie nadmerného obsahu škodlivín v pôde) metódami úpravu pôdy znehodnotenej prevažne negatívnou aberáciou (odchýlkou) chemických vlastností pôdy. **Revitalizácia pôdy** je jej oživenie po zničení edafónu nadmerným hnojením, vápnením alebo aplikáciou pesticídov spravidla biologickými metódami, ako je hnojenie organickými hnojivami, aplikácia biologických preparátov, vysádzanie vhodných druhov trvalých kultúr a pod. **Renaturalizácia pôdy** je jej návrat do pôvodného prírodného stavu v akom sa nachádzala pred nevhodným antropogénnym zásahom. Patrí k nej zatrávnenie rozoranej lúky, opätovné zamokrenie odvodnenej pôdy prerušením odvodňovacích kanálov a drénov a iné opatrenia. **Rekonštrukcia pôdy** je antropogénna reštaurácia alebo obnovenie deštrukciou (zosuvom, eróziou, stavebnou činnosťou) narušenej alebo rozrušenej pôdy. Často sa takto vrátila do poľnohospodárskeho užívania po výstavbe novej dopravnej komunikácie nepotrebná stará cesta. Rekonštrukciou vzniká vždy nová pôda typu antrozem.

Mechanické obrábanie pôdy sa v dobe intenzifikácie nášho poľnohospodárstva obohatilo popri detailne prepracovanej príprave osivového lôžka pre sejbu obilnín aj ďalšími významnými postupmi: minimalizáciou spracovania pôdy, bezorebnou technológiou, rotavátorovaním atď. Menší úspech malo urovnávanie terénu jednotlivých pozemkov a hĺbkové kyprenie uľahnutých pôd. Súhrnné poznatky sú v knihe Demo a kol. (1995).

Hnojenie a výživa rastlín sú v pozornosti poľnohospodárov a teda aj pôdoznalcov už viac ako 100 rokov. Prepracované sú nielen požiadavky jednotlivých poľnohospodárskych plodín na živiny, ale aj charakteristiky pôdy ako akumulátora, transformátora a zdroja minerálnych živín.

So sústavami hnojenia poľnohospodárskych plodín sa na Slovensku zaoberali a zaoberajú nielen staršie generácie výskumníkov (Ivanič, Fecenko, Lopatník, Juráni, Bedrna a iní), ale aj mladší vedeckí pracovníci (Ložek, Bujnovský, atď.). Súčasný svetový trend smeruje v krajinách s vyspelým poľnohospodárstvom k znižovaniu dávok aplikovaných priemyselných hnojív pri udržiavaní vysokých úrod poľnohospodárskych plodín. Postkomunistické krajiny k tomuto trendu pristúpili extrémnym spôsobom zapríčineným pauperizáciou poľnohospodárstva, s následným poklesom úrod väčšiny pestovaných poľnohospodárskych plodín.

Z pôdoznaleckého hľadiska sú však dôležitejšie úspechy a neúspechy našich výskumníkov dosiahnuté pri **zúrodňovaní pôdy hnojením a vápnením**. Sústavné (3 – 5 ročné cykly) sledovanie agrochemických ukazovateľov zásobenosti poľnohospodárskych pôd fosforom, draslíkom, horčíkom a tiež bórom, molybdénom, zinkom a mangánom, ako aj pôdnej reakcie, nás zaradilo medzi vyspelé štáty sveta. Údaje sa využili najmä k nasýteniu pôd fosforom a neutralizácii pôdnej kyslosti. Nezabrá-

nilo sa však prehnojeniu väčšiny ornej pôdy draslíkom. Alarmujúce je súčasné zisťovanie poklesu obsahu fosforu a draslíka v ornej pôde a najmä deficitu v bilancii organických látok spojeného s drastickým úpadkom hnojenia organickými hnojivami. To sa môže výrazne prejaviť na postupnom znižovaní obsahu humusu a teda aj úrodnosti našich pôd. S organickými látkami úzko súvisia premeny a akumulácia dusíka v pôde. V tomto smere sú prístupné rozsiahle bilancie a údaje Bieleka (1998), ktoré nás utvrdzujú, že súčasný priemerný vstup $20 - 40 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ dusíka v priemyselných hnojivách plne postačuje k vykrytiu potreby plodín na tvorbu primeranej úrody pri maximálnej ochrane životného a prírodného prostredia.

Zavlažovanie a odvodňovanie pôdy na Slovensku je úzko späté najmä s publikáciami Benetína a kol. (1979, 1987). V období intenzifikácie poľnohospodárstva sa výsledky výskumu aplikovali vo veľkom rozsahu v poľnohospodárskej praxi. Odvodnila sa väčšina zamokrených poľnohospodárskych pôd v nížinách a kotlinách Slovenska, keď v horských oblastiach sa globálne odvodňovanie pribrzdiло aj pre nehody ekológov s intenzifikátormi. V súčasnosti mnohé odvodňovacie sústavy chátrajú podobne ako aj vybudované zavlažovacie zariadenia. Hrozba aridizácie však prinúti prehodnotiť vzťah našej spoločnosti k zavlažovaniu poľnohospodárskych pozemkov. V súlade s potravinovým programom sa vo všetkých arídnych oblastiach sveta propaguje a rozširuje zavlažovanie poľnohospodárskych plodín. Perspektívne to čaká aj poľnohospodárov hospodáriacich v našich zatiaľ najproduktívnejších nížinných poľnohospodárskych regiónoch. Pokiaľ výskum nebude s náležitou argumentáciou sústavne poukazovať na potenciálnu potrebu zavlažovania, môžeme na Slovensku v pomerne blízkej budúcnosti očakávať nepríjemný prepád v množstve vyprodukovanej poľnohospodárskej produkcie.

Nielen hydromeliorácie, ale ani iné druhy meliorácie pôdy nemajú v súčasnosti u nás perspektívu intenzívneho výskumu a najmä aplikácie v praxi. Zapadli prachom snahy o zúrodnenie pieskov na Záhorí, budovanie terás pre vinohrady a o premenu východoslovenských zasolených pôd sadrovaním na úrodnú ornú pôdu. Úpadok týchto často nerentabilných opatrení treba spájať s globálnou poľnohospodárskou politikou, ktorá sa v rámci Európy ale aj sveta presadzuje najmä štátmi s prebytkom poľnohospodárskej produkcie.

Asanácia, revitalizácia, renaturalizácia a rekonštrukcia poľnohospodárskej pôdy sa riešila výskumne a realizovala v praxi spravidla iba lokálne a v akútnych prípadoch, ako napr. asanácia intoxikovanej pôdy arzénom na Hornej Nitre, renaturalizácia vysušených pôd na nive rieky Moravy, rekonštrukcia pôd zo starej cesty Senica – Jablonica a pod. Nevyriešili sa však doteraz miestne znehodnotenia poľnohospodárskeho pôdneho fondu v okolí Banskej Štiavnice, Jelšavy a Hačavy, Žiaru nad Hronom, Myjavy a inde.

Systémy hospodárenia a využívanie poľnohospodárskej krajiny

Poznáme nasledujúce **systémy hospodárenia na poľnohospodárskej pôde**: *prvotné, extenzívne, intenzívne a organické (trvalo udržateľné, ekologické, biologické)*. Jednotlivé systémy hospodárenia historicky na seba nadväzujú, ale mnohé existovali a existujú aj súčasne. V našom poľnohospo-

dárstve sa uplatňujú extenzívne, intenzívne aj organické sústavy hospodárenia na pôde. Okrem toho zo zákona 307/1992 vyplývajú aj *osobitné sústavy hospodárenia* na erózne ohrozených a intoxikovaných pôdach, alebo pre ochranu iných prírodných zdrojov alebo zložiek životného prostredia (pásma hygienickej ochrany zásob pitnej vody a iné).

Šetrenie prírodných zdrojov a ochrana prírody má osobitný význam pre ďalší vývoj našej planéty. Toto najlepšie zabezpečujú organické systémy hospodárenia na poľnohospodárskej pôde, ktoré majú rad smerov a druhov, o ktorých pojednávajú špecializované publikácie (Bartošová a kol., 1993; Demo, Bielek, Hronec, 1999; Kováč a kol., 1996 a iné). Cieľom organického poľnohospodárstva nie je nahradiť intenzívne poľnohospodárstvo v plnom rozsahu. Týmto spôsobom sa totižto nedá plne zabezpečiť výživa ľudstva. Podľa doterajších odhadov sa môže aplikovať organické poľnohospodárstvo s rizikom pestovania plodín < 20 % iba na 8 % poľnohospodársky využívannej pôdy sveta. (s rizikom 20 – 40 % to je 28 % celosvetového poľnohospodárskeho pôdneho fondu). Doteraz takýto údaj pre Slovensko chýba, aj keď sa touto formou hospodári asi na 2,5 % poľnohospodárskej pôdy. K dispozícii sú však iba návrhy na rekonštrukciu poľnohospodárstva SR z roku 1993. Tieto odporúčali intenzívne poľnohospodárstvo so závlahami v nížinách, stredne intenzívne v kotlinách a ekologicky šetrné v horských a podhorských oblastiach. Aj keď v neskoršie pripravených a v parlamente prerokovaných zelených správach o našom poľnohospodárstve sa načrtli základné smery rozvoja nášho poľnohospodárstva, treba tieto sústavne inovovať a vylepšovať, najmä s prihliadnutím na reálny aktuálny dopad vstupu SR do EÚ a teda s vyhliadkami na ďalšiu realizáciu závlah, organické poľnohospodárstvo, agroturistiku a iné momenty súvisiace so systémami hospodárenia na pôde.

Využívanie poľnohospodárskej pôdy je v súčasnosti úzko späté s trhovou ekonomikou, ktorej sa dáva často prednosť pred ochranou prírody. V tejto súvislosti sú cenné najmä závery z monografie Pospíšila a Vilčeka (2000), ktoré si dovoľíme v skrátenom výbere odcitovať:

- rozvíjať biologicky orientované sústavy hospodárenia, ktoré sú predpokladom vyššej rentability výroby a znižujú podnikateľské riziko,
- časť priemyselným spôsobom vyrobeného dusíka treba nahrádzať jeho biologickou fixáciou strukovínami a viacročnými krmovinami, keď v osevných postupoch s nižším podielom obilnín sa dosahuje vyššia produkcia energie,
- všetku organickú hmotu treba využívať na oživenie pôdneho prostredia, zlepšenie štruktúry pôdy a úhradu živín,
- základným predpokladom efektívneho využívania vkladov energie je čo najuzatvorenejší kolobeh hmoty a energie v každej sústave hospodárenia
- súčasná rastlinná výroba sa nemôže riadiť podľa uniformnej schémy platnej pre všetky podniky a treba teda operatívne reagovať na situáciu na trhu a podľa potreby meniť plochy a druhy pestovaných plodín.

K tomuto ešte na záver dodáme, že treba smelšie zalesňovať nepotrebné lúky a pasienky, ktoré zaťažujú poľnohospodársku výrobu a neprispievajú k ekologickej stabilite krajiny.

Záver

V rámci vzťahu pôda rastlina v poľnohospodárskej krajine sa na Slovensku urobilo ako vo výskume, tak aj v praxi veľa pozitívneho, ale aj negatívneho. Pre pôdoznaleckú vedu treba jednoznačne určiť ciele, ktoré spočívajú v prednostnej ochrane poľnohospodárskej pôdy pred jej nesprávnym využívaním, znehodnocovaním a deštrukciou.

Práca sa urobila s podporou GP 1/9107/02

Použitá literatúra (výber)

- BARTOŠOVÁ M. a kol., 1993: Organické poľnohospodárstvo. Tempus Nitra, 121 s.
- BENETÍN J., DVOŘÁK J., FÍDLER J., KABINA P., 1987: Odvodňovanie. Príroda Bratislava, 541 s.
- BENETÍN J., FÍDLER J., HRABAL A., RAUČINA Š., 1979: Závlahy. Príroda Bratislava, 544 s.
- BIELEK P., 1998: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. VÚPÚ Bratislava, 256 s.
- BUJNOVSKÝ R., LOŽEK O., 1996: Zásady výpočtu dávok hnojív a ich aplikácie. VÚPÚ Bratislava, 54 s.
- DEMO M., BIELEK P., HRONEC O., 1999: Trvalo udržateľný rozvoj. SPÚ Nitra, VÚPOP Bratislava, 400 s.
- DEMO M. a kol., 1995: Obrábanie pôdy. VŠP Nitra, 315 s.
- DEMO M. a kol., 1998: Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. SPU Nitra, 302 s.
- DŽATKO M., 2002: Hodnotenie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a pôdno-ekologických regiónov Slovenska. VÚPOP Bratislava, 88 s.
- FECENKO J., LOŽEK O., 2000: Výživa a hnojenie poľných plodín. SPÚ Nitra, Duslo a.s. Šaľa, 452 s.
- IVANIČ J., HAVELKA B., KNOP K., 1984: Výživa a hnojenie rastlín. Príroda Bratislava, SZN Praha, 488 s.
- KOVÁČ K. a kol., 1996: Ekologické hospodárenie na pôde. VÚRV Piešťany, 132 s.
- LOPATNÍK J., GROMOVÁ V., BEDRNA Z., JURÁNI B., 1986: Komplexná metodika výživy rastlín. ÚVTIZ Nitra, 95 s.
- POSPÍŠIL R., VILČEK J., 2000: Energetika sústav hospodárenia na pôde. VÚPOP Bratislava, 108 s.

Lesné pôdy a ich funkcie

Eduard BUBLINEC, Juraj GREGOR

*Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta Technickej univerzity
Masarykova 24, 960 53 Zvolen*

Abstrakt

Lesné a poľnohospodárske pôdy plnia početné produkčné a mimoprodukčné funkcie. V našom príspevku chceme dať nové impulzy pre teóriu funkcií, ale aj nové impulzy ich praktickej aplikácie. Rozlišujeme pojem funkcia a vplyv.

Pod pojmom funkcia rozumieme činnosť orientovanú na zámerné využívanie a usmerňovanie vlastností pôdy pre uspokojovanie potrieb spoločnosti. Vplyv je účinok a pôsobenie, poslanie pôdy, vyplývajúce z jej prirodzených vlastností a daností.

Funkcie pôdy delíme na potenciálne – zistené funkčným potenciálom a efektívne – merané funkčným efektom. Funkčný potenciál je cieľ, na dosiahnutie ktorého sa má obhospodarovanie pôdy zamerať. Funkčný efekt vyjadruje stupeň uspokojenia hospodárskej a spoločenskej potreby.

Funkcie môžeme rozdeliť podľa druhu poskytovaných úžitkov na produkčné – ak sa využívanie pôdy orientuje na materiálne hodnoty, ekologické – ak sa využívanie pôdy orientuje na materiálne služby a environmentálne – ak sa využívanie pôdy orientuje na kultúrne služby. Možno kvantifikovať technickými parametrami (m^3 , joule atď.) alebo ekonomickými parametrami (peňažné ukazovatele).

Pôdy možno podľa ich funkcií kategorizovať do 3 skupín a to pôdy s prvoradou produkčnou funkciou, pôdy s prvoradou ekologickou funkciou a pôdy s prvoradou environmentálnou funkciou.

Kľúčové slová: Funkcie pôdy – produkčná, ekologická, environmentálna

Abstract

Forest and agricultural soils perform numerous producing and non-producing functions. In this contribution we want to give several new impulses for both the areas of the theory of functions and of their practical applications. We differentiate between a function and an influence.

A function is defined as an activity orientated towards intentional use and control of soil properties with the aim to satisfy the public demands. An influence is an effect, a purpose of the soil, following from its natural properties and abilities.

The soil function can be divided into potential – indicated through the function potential and effective – measured through the function effect. The function potential is the aim which is to be followed in the management. The functional effect expresses the degree of satisfying the commercial and social demands.

According to their benefits, soil functions can be divided into producing – if the use of the soil is orientated towards material values, ecological if the target of the soil use is in material services and environmental – if the soil use is orientated towards cultural services. The functions can be expressed quantitatively, using technical (m^3 , Joule, etc.) and/or economic (monetary indices) parameters.

According to their functions the soils can be classified into three categories: soils with primary producing function, soils with primary ecological function and soils with primary environmental function.

Key words: Soil functionality – productive, economical, environmental

Úvod a problematika

Ani nie pred rokom, v novembri r. 2001, vydal Inštitút aplikovanej ekológie – DAPHNE reprezentačnú publikáciu pod názvom Karpaty, s podnázvom „Správa o stave Karpát vypracovaná v rámci Iniciatívy karpatského ekoregiónu“. Publikácia vyšla t.r. v Bratislave. Napriek honosnému názvu, darmo by sme v publikácii hľadali čo len zmienku o stave pôd. Akoby pôda nebola súčasťou biotopov, akoby ju nebolo treba chrániť. Pôdy v Karpatoch akoby neexistovali. Aj táto skutočnosť nás

priviedla k tomu, aby sme náš príspevok venovali lesným pôdam a na prvý pohľad „ošúchanej“ problematike ich ekologických funkcií.

Lesný fond na Slovensku dosiahol k 1.1.2000 1 921 951 ha, čo tvorilo z celkovej výmeny SR 40,8 %. Lesné pôdy, podobne ako poľnohospodárske, plnia početné produkčné i mimoprodukčné funkcie (Bielek, 1997), ktoré súhrnne v súlade s lesníckou legislatívou nazývame verejnoprospešné. Ich ponímanie vychádza z poslania, resp. funkcií lesných ekosystémov. Principiálne pod funkciou pôdy možno označiť termín, ktorým sa označuje spoločenské poslanie pôdy, t.j. úloha ktorá sa pôde prisudzuje s cieľom zabezpečiť materiálne (i nemateriálne) potreby spoločnosti a ktorú lesníci i poľnohospodári uplatňujú špecifickým využívaním pôdy a zaobchádzaním s ňou. Táto definícia funkcií pôdy vychádza z ponímania funkcií lesa ako ich chápal prof. Papánek (1978).

Slovo „funkcia“ má viac významov. Okrem iného sa môže používať vo význame „závislosť“ (vzájomná závislosť veličín), ale aj „úloha“ a „význam“. Napríklad medzi vlastnosťami pôdy a obsahom vody v nej je závislosť v tom zmysle, že pôda zadržiava atmosférické zrážky a spomaľuje odtok vody z povodia. Pôda má teda retenčný účinok, alebo môžeme povedať, že má retenčný vplyv. Ale tento vplyv má pôda tak v prírodnom lese, pralese nedotknutom rukou človeka, ako aj na poľnohospodársky intenzívne využívanom pozemku. O vplyve hovoríme vtedy, keď vlastnosti pôdy nevyužívame zámerne na plnenie nejakého jej verejnoprospešného poslania. Ale keď vlastnosti pôdy a jej obhospodarovanie zámerne zameriavame na zvýšenie jej retenčného účinku, potom už je správne hovoriť o funkcii, že už plní vodohospodársku funkciu. Je to určitá analógia s funkciami lesa (Vološčuk, 2000). Pôda v prírodnom lese na síce vplyv na retenciu vody, ale tu nejde o funkciu. Funkciu bude mať pôda vtedy, ak pôdohospodár zámerne využíva a usmerňuje jej akumulčné vlastnosti na uspokojovanie potrieb spoločnosti.

Ak skúmame pôdu samu o sebe, zisťujeme, že je zložená z rozličných zložiek (tuhá, kvapalná, plynná), ktoré podmieňujú jej úrodnosť. Z tohto hľadiska pôda predstavuje prírodný zdroj.

Ak skúmame pôdu ako prostredie napr. pre rast rastlín a existenciu živočíchov (pedobiocenózy), pozorujeme ekologické vzťahy. V nich pôda vplýva na biotu a biota na pôdu.

Pôda je aj základnou zložkou životného prostredia človeka. Ak skúmame ľudskú spoločnosť a zložky životného prostredia hovoríme o environmentálnych vzťahoch.

Funkcie pôdy sú vyjadrením spoločenskej objednávky, ktoré pôda plní v daných podmienkach. Ale sú aj vyjadrením vlastností pôdy, ktoré sú podkladom a prostriedkom uspokojovania ľudských potrieb. Tak, ako je pôda spojivom medzi živou a neživou prírodou, aj funkcie pôdy sú podmienené na jednej strane vlastnosťami (možnosťami) pôdy, na druhej strane potrebami spoločnosti. Funkcie pôdy majú totiž 2 stránky. Zvýrazňujú záujmy spoločnosti a súčasne odzrkadľujú prírodné podmienky, v ktorých pôda existuje a z nich vyplývajúce možnosti realizácie funkcií.

Potenciálne a efektívne funkcie pôdy

Funkcie pôdy sú potenciálne a tie môžeme vyjadriť podľa všeobecného návrhu prof. Papánka (1978) funkčným potenciálom a aktuálne, efektívne, ktoré meriame funkčným efektom.

Funkčný potenciál pôdy, alebo jej funkčná mohutnosť, vyjadruje vlastne cieľ, význam, ktorý má funkčne usmernené využívanie pôdy v daných prírodných podmienkach a danej spoločenskej potrebe. Funkčný potenciál chápe teda funkciu pôdy ako účel, na dosiahnutie ktorého sa má obhospodarovanie pôdy zamerať svojimi prevádzkovými opatreniami. Funkčný efekt pôdy vyjadruje stupeň uspokojenia hospodárskej a spoločenskej potreby, je teda mierou plnenia funkcie. Funkčný potenciál vyjadruje žiadúcu možnosť využívania pôdy, kým funkčný efekt meria skutočný úžitok poskytovaný pôdou.

Podľa druhu poskytovaných úžitkov možno rozlíšiť tri základné funkcie pôdy:

- produkčnú, ak sa využívanie pôdy orientuje na materiálne hodnoty,
- ekologickú, ak sa využívanie pôdy orientuje na materiálne služby,
- environmentálnu, ak sa využívanie pôdy orientuje na kultúrne služby (v širšom význame).

Rozlišovanie týchto 3 základných funkcií pôdy je v literatúre všeobecne akceptované, aj keď treba povedať, že názvy týchto funkcií nie sú vždy jednotné.

Základné funkcie pôdy možno rozčleniť v zmysle Papánka (1978, pozri aj Vološčuk, 2000) na hlavné funkcie, ktoré určujú druh služieb a úžitkov poskytovaných pôdou.

Tabuľka 1 Základné a hlavné funkcie pôdy

Základná funkcia	Druhy úžitkov a služieb	Hlavná funkcia
I. Produkčná	<ul style="list-style-type: none">- Fytomasa- Zooedafón- Suroviny	<ul style="list-style-type: none">- Fytoprodukčná- Zooprodukčná- Doplnková produkčná
II. Ekologická	<ul style="list-style-type: none">- Hygiena- Voda- Ochrana genetickej základne- Eliminácia škodlivín	<ul style="list-style-type: none">- Sanitárna- Vodohospodárska- Ochranná- Pufračná
III. Environmentálna	<ul style="list-style-type: none">- Ochrana prírody a krajiny- Filtrácia a neutralizácia látok- Poznávanie a výchova- Priestorová stavebná základňa	<ul style="list-style-type: none">- Kultúrna- Očisťovacia- Inštitucionálna- Urbánna

V literatúre sa funkcie pôdy členia často na produkčné a mimoprodukčné. V lesníckej legislatíve sa používa aj termín verejno-prospešné funkcie. V tomto zmysle medzi mimoprodukčné funkcie možno zaradiť ekologické a environmentálne funkcie. Na druhej strane vzaté sensus stricto aj produkčné funkcie pôdy sú funkcie ekologické. Fytomasa je predsa výsledkom vzťahu medzi rastlinou a produkčnými činiteľmi, predovšetkým pôdou.

Hlavné funkcie a tým menej základné funkcie pôdy nehovoria ešte nič o konkrétnom spôsobe využívania pôdy a poskytovaní príslušného úžitku tak, aby sa z toho dalo usudzovať o pôsobení pôdy a o praktických zásahoch, ktorými sa dá toto pôsobenie usmerniť. Preto treba hlavné funkcie pôdy ďalej konkretizovať v čiastkových funkciách. Napríklad vodohospodárska funkcia ako hlavná funkcia,

môže byť ako čiastková funkcia funkciou retenčnou, retardačnou, akumulačnou a p. Čiastková funkcia je teda konkretizáciou funkcie pôdy v tesnej spojitosti s prírodnými podmienkami.

Funkcie pôdy možno kvantifikovať pomocou technických parametrov (t.j. meracích jednotiek ako je kg, m³, mól, joule atď.) a ekonomických parametrov (t.j. vo finančnom vyjadrení). Tieto parametre vyjadrujú užitočnosť pôdy a dovoľujú nám oceniť funkcie pôdy v peňažných ukazovateľoch. Takto kvantifikované a ocenené funkcie vyjadrujú závažnosť funkcie, ktorú možno posudzovať v absolútnom alebo relatívnom zmysle.

Absolútna závažnosť funkcie vyjadruje kvantitatívny stupeň významu funkcie a môžeme ich rozčleniť napr. na:

- funkciu vrcholného významu,
- funkciu veľkého významu,
- funkciu malého významu.

Relatívna závažnosť funkcie vyjadruje jej vzťah k iným funkciám tej istej pôdy a navrhujeme ju rozčleniť na:

- funkciu prvoradú,
- funkciu druhoradú,
- funkciu tretoradú,
- funkciu podradnú.

Pomocou absolútnej závažnosti možno vyjadriť rozdielny význam pôd z hľadiska uplatňovania tej istej funkcie (napr. produkčnej alebo ekologickej a p.). Pomocou relatívnej závažnosti možno vyjadriť rozdielny význam funkcií v rámci toho istého pozemku. Napr. prvoradá môže byť funkcia produkčná, pričom druhoradá môže byť vodohospodárska funkcia, tretoradá pufráčna a podradná funkcia na tom istom pozemku môže byť kultúrna.

Relatívna závažnosť funkcie pôdy sa vyjadruje ako percentuálny podiel základnej funkcie pôdy z úhrnného peňažného prínosu všetkých funkcií pôdy, prípadne ako nerovnosť základných funkcií.

Klasifikácia základných funkcií pôdy podľa ich relatívnej závažnosti sa môže zakladať napr. na týchto zásadách:

Prvoradá funkcia je základná funkcia s najvyšším percentuálnym podielom. Ak sú dve najvyššie základné funkcie zastúpené rovnakým percentom, za prvoradú sa považuje produkčná funkcia pred ekologickou a ekologická funkcia pred environmentálnou funkciou.

Druhoradá funkcia presahuje jednu tretinu, ale nepresahuje jednu polovicu globálneho ocenenia funkcií pôdy, je však vždy menšia ako prvoradá funkcia.

Tretoradá funkcia presahuje jednu desatinu, ale nepresahuje jednu tretinu globálneho peňažného ukazovateľa funkcií pôdy.

Podradná funkcia predstavuje najviac jednu desatinu peňažného úhrnu všetkých funkcií pôdy.

Ak sa v určitom celku nevyskytuje ani druhoradá, ani tretoradá funkcia, ale len prvoradá funkcia, táto sa stáva **výlučnou funkciou**.

Kategorizácia pôd podľa ich funkcií

Kategorizácia pôd podľa ich funkcií spočíva v stanovení **kategórie hospodárskeho určenia pôdy**. Kategória hospodárskeho určenia vyjadruje **smernosť** využívania pôdy a jeho **stupeň**, čiže **funkčné poslanie**.

Pôdy majú tri funkčné poslania:

- **produkčnú funkciu** plnia ako zdroj obnoviteľnej suroviny a iných materiálnych hodnôt,
- **ekologickú funkciu** plnia svojim priaznivým pôsobením na vodu, hygienu a vzduch,
- **environmentálnu funkciu** plnia ako bezprostredná súčasť životného prostredia človeka.

Podľa toho, ktorá základná funkcia je prvoradá, rozoznávame tri kategórie pôd:

- **pôdy** s prvoradou **produkčnou** funkciou,
- **pôdy** s prvoradou **ekologickou** funkciou,
- **pôdy** s prvoradou **environmentálnou** funkciou.

Na LPF sa môžeme oprieť o kategórie lesov SR. Potom podľa stavu k 1.1.2000 je nasledujúca situácia:

- a) Pôdy s prvoradou produkčnou funkciou majú výmeru 1 275 864 ha (66,40 %), teda zaberajú 2/3 LPF.
- b) Pôdy s prvoradou ekologickou funkciou (298 772 ha, t.j. 15,54 %) v tzv. ochranných lesoch, t.j.
 - pôdy na mimoriadne nepriaznivých stanovištiach s výmerou 128 511 ha (6,69 %)
 - pôdy pod hornou hranicou stromovej vegetácie (vysokohorské lesy) a pôdy na exponovaných horských hrebeňoch pod silným klimatickým vplyvom (49 782 ha, t.j. 2,59 %),
 - pôdy v subalpínskom pásme (pásmo kosodreviny) s výmerou 20 059 ha (1,04 %),
 - ostatné pôdy (100 420 ha, 5,22 %).
- c) Pôdy s prvoradou environmentálnou funkciou s výmerou 347 314 ha (18,06 %) kde patria:
 - pôdy v ochranných pásmach vodných zdrojov I. a II. stupňa (22 563 ha, 1,17 %),
 - pôdy v ochranných pásmach prírodných liečivých zdrojov a zdrojov minerálnych a stolových vôd (4 025 ha, 0,21 %),
 - pôdy v prímestských lesoch a lesoch s rekreačnou funkciou (31 318 ha, 1,63 %),
 - pôdy v zverníkoch (25 391 ha, 1,32 %),
 - pôdy v chránených územiach (46 537 ha, 2,42 %),
 - imisiami poškodené pôdy (170 740 ha, 8,88 %),
 - pôdy lesov určené na výskum a výučbu (6 233 ha, 0,32 %),
 - iné pôdy (40 507 ha, 2,11 %).

Funkčné požiadavky

V teórii o funkciách, ktoré sa formulovali v lesníctve (formuloval ich prof. Papánek) existuje ešte pojem funkčné požiadavky.

Funkčné požiadavky sú tie špecifické spôsoby hospodárenia s pôdou a tie opatrenia pôdohospodárskej prevádzky, ktoré sú potrebné na získanie a presadenie žiadúcich úžitkov z pôdy.

Funkčné požiadavky sa vytyčujú na základe funkčného spektra, ktoré vyjadruje všetky druhy základných funkcií pôdy a im prislúchajúci významový stupeň v členení na voľný úžitok, malú, veľkú a vrcholnú funkciu. Týmto štyrom stupňom absolútnej závažnosti funkcie môžu zodpovedať štyri stupne intenzity hospodárenia.

V nultom stupni (voľný úžitok) produkčná funkcia nie je ovplyvnená mimoprodukčnými funkciami pôdy.

V prvom stupni intenzity obhospodarovanie pôdy sa musí zamerať už na cieľavedomé uplatnenie mimoprodukčnej funkcie pôdy, ale za tým účelom postačuje najnižšia úroveň opatrení a obmedzení a extenzívny stupeň prispôsobenia pôdy príslušnému všeužitočnému poslaniu.

V druhom stupni intenzity význam mimoprodukčných funkcií pôdy narastá do tej miery, že treba použiť strednú úroveň opatrení a obmedzení, umožňujúcich intenzívne prispôsobenie pôdy stanovenému účelu.

V treťom stupni intenzity význam mimoprodukčných funkcií vrcholí, čo si vyžaduje najvyšší stupeň adaptácie pôdy vytýčenému poslaniu s uplatnením vysoko intenzívnych zásahov na dosiahnutie požadovaného účinku.

Funkčné požiadavky vzniknú len v tom prípade, keď niektorá funkcia pôdy vyžaduje špecifický spôsob jej užívania.

Funkčné požiadavky môžu byť zhodné (ak sú vo vzájomnom súlade), neutrálne (ak na seba neovplyvňujú) a rozporné (ak je medzi nimi kolízia, protirečenie). Kým funkčné požiadavky vyplývajúce z rôznych funkcií pôdy sú zlučiteľné (zhodné alebo neutrálne) netreba sa zaoberať ich zladením a funkčné plánovanie nám nebude robiť ťažkosti.

Kolízia funkčných požiadaviek vyvoláva nevyhnutnosť riešiť rozpor medzi funkčnými požiadavkami integrovaním funkcií pôdy. Vzniká teda otázka, ako postupovať pri funkčnej integrácii.

Metodický postup funkčnej integrácie

Možno povedať, že integrácia funkcií pôdy je zavŕšením logického sledu operácií, ktoré na seba nadväzujú v tomto poradí:

- **Identifikácia funkcií pôdy**, kedy hľadáme odpoveď na otázku „Aké funkcie pôdy sa vyskytujú na vymedzenom území“ a „Aké územie zaberá vymedzená funkcia pôdy“.
- **Kvantifikácia funkcií pôdy**, ktorú vyjadrujeme absolútnou závažnosťou funkcie (vrcholného, veľkého, malého významu).
- **Oceňovanie funkcií pôdy** bude pomerne zložitý problém, pretože sa oceňujú aj mimoprodukčné funkcie, ktoré sa nepredávajú a nekupujú a ktoré treba oceniť peňažnými čiastkami.
- **Globalizácia funkcií pôdy** predstavuje úhrnný produkčný a mimoprodukčný prínos pôdy, čiže výsledný súčet ocenených funkcií.
- **Určenie priorít funkcií pôdy** znamená stanovenie poradia základných funkcií podľa veľkosti úžitku, ktorý prináša príslušná funkcia spoločnosti.

- **Stanovenie funkčnej charakteristiky pôdy** znamená súhrn informácií získaných o funkciách pôdy v takých prierezoch, ktoré umožňujú integráciu funkcií. Funkčná charakteristika je zhrnutím analýzy funkcií pôdy a východiskom pre ich syntézu.
- **Odvodenie funkčných požiadaviek** je vymenovanie všetkých opatrení, ktoré musí pôdohospodárstvo urobiť, aby sa získal z pôdy príslušný druh úžitku v požadovanej kvalite a kvantite.
- **Porovnanie funkčných požiadaviek** vedie k roztriedeniu funkčných požiadaviek do dvoch skupín: na také požiadavky, ktoré sú zhodné, alebo neutrálne (zlučiteľné požiadavky) a na také, medzi ktorými sa vyskytuje menšie alebo väčšie protirečenie (rozporné požiadavky). Teda táto druhá skupina je predmetom integrácie funkcií. Prvá skupina funkčných požiadaviek by vošla bez zmeny do smerníc hospodárenia.
- **Integrácia funkcií pôdy** prispôbením obhospodarovania pôdy predstavuje výber optimálneho variantu funkčnej orientácie pôdohospodárstva.

Záver

V našom príspevku sme chceli poukázať na niektoré lesnícke pohľady na funkcie pôdy. Uvedomujeme si, že nejde o problematiku novú. Domnievame sa však, že stále narastajúci význam verejnoprospešných funkcií pôdy potrebuje nové impulzy v oblasti teórie, ktoré sme si tu dovolili prezentovať, ale aj ich praktickej aplikácie.

PodĎakovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami z grantu VEGA č. 1/9264/02, 1/9263/02 a 2/1155/22.

Literatúra

- BIELEK P., 1997: Pôda – objekt hospodárskeho ekologického a medzinárodného záujmu. Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach. LF-TU Zvolen, s. 5 – 13.
- BUBLINEC E., 1973: Spôsob hospodárenia, melioračná a pôdotvorná funkcia lesných porastov na piesočnatých pôdach rovín SSR. In: Komplexné melioračné opatrenia na piesočnatých pôdach rovín. Zborník II. SVTS, Bratislava, s. 173 – 178.
- BUBLINEC E., 1983: Ameliorating function of forest stands on sandy soils of plains. Acta Instituti Forestalis Zvolensis, Tom. 6, s. 25 – 50.
- BUBLINEC E., 1984: Pedomelioračná funkcia lesných drevín a jej hodnotenie. Lesníctví, 30, č. 4, s. 339 – 350.
- BUBLINEC E., 1986: Plnenie pedogenetickej a pedomelioračnej funkcie lesného porastu pri rôznej intenzite ťažbového zásahu. In: Integrované hospodárenie – perspektíva nášho lesníctva. Zborník zo seminára. Vyd. Príroda (Bratislava), s. 99 – 103.
- PAPÁNEK F., 1978: Teória a prax funkčne integrovaného lesného hospodárstva. Lesnícke štúdie 29. Príroda, Bratislava, 218 s.
- VOLOŠČUK I., 2000: Základy lesníctva. Skriptum, FEE-TU Zvolen, 101 s.

Využitie vzťahu pôda – rastlina pri regulácii vstupov živín

¹⁾ Radoslav BUJNOVSKÝ, ¹⁾ Dušan MIKLOVIČ, ²⁾ Klára HORNIŠOVÁ

¹⁾ *Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava*

²⁾ *Katedra kartografie, geoinformatiky a DPZ, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Mlynská dolina, 842 15 Bratislava*

Abstrakt

Príspevok prináša hodnotenie bilancie živín na úrovni poľnohospodárskeho podniku. Súčasne analyzuje aj niektoré problémy súvisiace s vymedzením priestorovou variabilitu agrochemických parametrov pôdy ako podkladu pre diferencované hnojenie v rámci honu. Ako vyplýva z výsledkov, bilancia dusíka v priemere predstavovala 34 kg N.ha⁻¹, pričom orientačná hodnota OECD (+50 kg N.ha⁻¹) bola prekročená v 31 % prípadov. V 19 % prípadov bola zistená negatívna bilancia dusíka, ktorá z pohľadu stabilizácie produkčného procesu nie je dlhodobu akceptovateľná. Priemerné zaťaženie poľnohospodárskej pôdy týmto dusíkom z hospodárskych hnojív predstavovalo 35,1 kg N.ha⁻¹. Hoci bilancia fosforu a draslíka bola v priemere negatívna, v 6 % prípadov indikovala nadbytočný prísun fosforu a v 19 % prípadov nadbytočný prísun draslíka.

Zo štatistického spracovania nameraných údajov vyplýva že hodnoty dosahu vybraných agrochemických parametrov (pH/KCl, prístupný P, K) sa pohybovali medzi 68,9 a 137 m. Odporúčanú hustotu odberu pôdnych vzoriek pre potreby presného hnojenia v sieti 100 × 100 m resp. jedna vzorka na hektár je potrebné považovať za určitý kompromis medzi dosiahnutím priestorovej závislosti agrochemických parametrov pôdy a nákladmi na analýzy pôd. Vytváranie zón hospodárenia v rámci honu vyžaduje niekoľko ročné informácie o variabilite úrod a iných pôdnych parametrov relevantných k úrode. Ako určitú alternatívu pri vymedzovaní úrod plodín v rámci honu možno využiť úrodový potenciál jednotlivých hlavných poľných plodín na úrovni pôdnych typov a subtypov.

Kľúčové slová: bilancia živín, dusík, fosfor, draslík, pôdna reakcia, priestorová variabilita

Úvod

Agrochemické parametre pôdy sa významnou mierou podieľajú na stabilizácii úrod plodín. Pravidelné hnojenie pomáha dosiahnuť resp. udržať ich optimálny stav. Pri nevyrovnanom hnojení alebo jeho absencii dochádza k vyčerpaniu zásob pôdnych živín s dopadom na produktivitu prípadne kvalitu pôdy a úrody plodín (Laegreid a kol., 1999; Isherwood, 2000). Zosúladenie nárokov plodín s pôdnymi podmienkami a ponukou živín predstavuje jeden z momentov uplatňovania stratégie trvalo udržateľného rozvoja v oblasti poľnohospodárstva. Kým bilancovanie živín na poľnohospodárskom podniku poskytuje cenné informácie pre iniciáciu zmien manažmentu v oblasti pestovania a hnojenia plodín, technológia precízneho poľnohospodárstva ponúka možnosť zosúladenia vstupov živín do pôdy a požiadavkami plodín s prihliadnutím na ich variabilitu v rámci honu.

Materiál a metódy

Problematika bilancie živín je demonštrovaná na príklade vybraných poľnohospodárskych podnikov Trnavského kraja v roku 1999 a 2000. Výpočet bilancie živín vychádzal z princípov OECD bilancie (OECD, 1998; Klír, 1999). Na strane vstupov sa zohľadňovali nasledovné zdroje živín: hospodárske hnojivá, nakúpené organické hnojivá, priemyselné hnojivá, biologicky fixovaný N, atmosférický spád dusíka, osivá a sadivá. Výstup živín predstavoval množstvo N, P, K odvezených v produktoch úrody z poľa. V prípade atmosférického spádu dusíka bola uvažovaná hodnota 20 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹. Pri hodnotení výsledkov bilancie fosforu a draslíka sa zohľadňoval aj obsah prístupných foriem týchto

živín v pôde a to prostredníctvom tzv. bilančných koeficientov. Priemerné hodnoty bilančných koeficientov za podnik vychádzali z percentuálneho zastúpenia jednotlivých kategórií zásobenosti pôdy prístupnými živinami a potreby zvýšenia resp. zníženia prísunu živín (pri veľmi nízkom obsahu sa použil koeficient 2,0, pri nízkom 1,5, pri strednom 1,0, pri dobrom 0,5 a pri vysokom a veľmi vysokom 0,0). Hodnoty bilančných koeficientov nad 1,0 indikujú potrebu zabezpečenia pozitívnej bilancie danej živiny, naopak hodnoty bilančných koeficientov pod 1,0 signalizujú potrebu zníženia vstupov živín a zabezpečenia ich negatívnej bilancie.

Problematika priestorovej variability agrochemických parametrov pôdy a úrod plodín je demonštrovaná na príklade dvoch honov. Na hone Chmeľnica III (PVOD Kočín, okres Piešťany) sa nachádza prachovito-hlinitá hnedozem typická na spraši, na hone U benzínky (PD Smolinské, okres Senica) sa v prevažnej miere vyskytuje hlinito-piesočnatá Regozem arenická a v menšej miere piesočnato-hlinitá Čiernica modálna. Pôdne vzorky boli odobraté na jar v roku 2000 v pravidelnej štvorcovej sieti. Na hone Chmeľnica s výmerou 8 ha v spone 25×25 m a na hone U benzínky s výmerou 8 ha v sieti 50×50 m z vrstvy 0 – 0,3 m. V odobratých pôdnych vzorkách bol stanovený obsah prístupných živín podľa Mehlicha II. a hodnoty výmennej pôdnej reakcie v 1M KCl (Fiala a kol., 1999). Odber rastlinných vzoriek, za účelom odhadu úrod plodín, sa vykonal tesne pred zberom ručne z plôch 1 m^2 .

Mapky honov v mierke 1:5 000 vrátane miest odberu pôdnych vzoriek boli vektorizované pomocou programu Topol 2.5. Získané súradnice hraníc honov a odberových bodov (vyjadrené v sústave S-JTSK) sa následne využili pri znázornení priestorovej variability sledovaných parametrov. Na interpoláciu priestorových dát bola použitá metóda bodového krigingu s odhadnutým semivariogramom, ako modelom priestorovej závislosti. Na geoštatistickú analýzu údajov boli použité najmä voľne šíriteľné programové systémy, pričom Variowin (Pannatier, 1996) sa využil najmä na hľadanie vhodného modelu priestorovej závislosti a program GSLIB (Deutsch, Journel, 1998) na crossvalidáciu a interpoláciu údajov. Mapky interpolovaných hodnôt sú nakreslené pomocou programu Surfer 7.0.

Výsledky

Výsledky bilancie živín uvádza tabuľka 1. Priemerné hodnoty bilancie dusíka predstavovali $23,2 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ v roku 1999 a $44,9 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ v roku 2000 s rozpätím od -27,8 do $90,6 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Orientačná hodnota OECD ($+50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$) bola prekročená v 31 % prípadov. V 19 % prípadov bola zistená negatívna bilancia dusíka, ktorá z pohľadu stabilizácie produkčného procesu nie je dlhodobu akceptovateľná. Zaťaženie poľnohospodárskej pôdy dusíkom z hospodárskych hnojív predstavuje ďalší indikátor pre hodnotenie potenciálneho znečisťovania vodných zdrojov. Priemerné zaťaženie poľnohospodárskej pôdy týmto dusíkom predstavovalo $35,1 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Vo všetkých prípadoch uvedené zaťaženie bolo hlboko pod limitom nitrátovej smernice (Anonym, 1991).

Bilancia fosforu sa pohybovala medzi -13,9 a $4,5 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$, s priemernými hodnotami $-5,4 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ v roku 1999 a $-4,8 \text{ kg P} \cdot \text{ha}^{-1}$ v roku 2000. Priemerné hodnoty bilancie draslíka boli $-13,9 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$ v roku 1999 a $4,1 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$ v roku 2000 s rozpätím hodnôt od -27,3 do $25,1 \text{ kg K} \cdot \text{ha}^{-1}$. Na zá-

klade porovnania výsledkov bilancie P a K a príslušných bilančných koeficientov možno konštatovať, že v 37 % prípadov bilancia fosforu indikovala vyčerpanie pôdy a v 6 % prípadov nadbytočný prísun tejto živiny. Bilancia draslíka indikovala v 12 % prípadov vyčerpanie pôdy a v 19 % prípadov nadbytočný prísun tejto živiny.

Tabuľka 1 Bilancia živín a bilančné koeficienty fosforu a draslíka na vybraných poľnohospodárskych podnikoch

Poľnohospodársky Podnik	Bilancia živín (kg.ha ⁻¹)						Bilančný koeficient	
	1999			2000				
	N	P	K	N	P	K	P	K
Bučany	-27,8	-12,0	-27,3	-13,0	-9,1	-19,4	1,35	0,53
Hubice	45,4	-13,9	-21,9	74,5	-5,9	1,2	0,54	0,32
Kočín	70,5	-8,6	-12,1	90,6	4,5	25,1	0,59	0,68
Madunice	-11,7	-11,6	-14,7	36,6	-2,7	9,8	1,35	1,50
Nový Život	10,6	-5,8	-14,2	17,7	-8,1	-24,0	0,68	0,80
Piešťany	16,9	-8,9	-8,6	34,4	-6,6	22,6	0,84	1,05
Veľké Blahovo	19,6	-7,1	-0,6	71,6	-2,3	24,3	1,11	0,69
Vrakúň	61,9	-7,6	-11,7	46,9	-8,1	-7,0	0,42	0,61
Priemer	23,2	-5,4	-13,9	44,9	-4,8	4,1	-	-

Relatívny podiel priemyselných a hospodárskych hnojív na celkovom vstupe živín ilustruje tabuľka 2.

Tabuľka 2 Relatívne zastúpenie vstupov živín v priemyselných a hospodárskych hnojivách

Poľnohospodársky Podnik	Priemyselné hnojivá			Hospodárske hnojivá		
	N	P	K	N	P	K
Bučany	2,4	0,0	0,0	36,3	90,0	97,4
Hubice	52,6	0,9	0,3	22,0	92,3	98,5
Kočín	44,5	22,4	9,4	29,2	70,3	85,9
Madunice	32,2	37,1	12,8	31,9	57,7	86,1
Nový Život	39,5	36,1	20,1	30,2	59,3	78,4
Piešťany	39,6	21,1	40,7	30,6	74,5	58,4
Veľké Blahovo	49,0	39,8	28,5	27,4	57,2	70,7
Vrakúň	49,9	20,8	17,0	25,4	75,4	82,2
priemer	38,7	22,3	16,1	29,1	72,1	82,2

Hospodárske a priemyselné hnojivá predstavujú dominantný zdroj vstupov živín. Priemyselné hnojivá pokrývali 38,7 % (0,0 až 53,2 %) vstupov dusíka, 22,3 % (0,0 až 52,9 %) vstupov fosforu a 16,1 % (0,0 až 46,5 %) celkových vstupov draslíka. Hospodárske hnojivá pokrývali 29,2 % (21,6 až 37,3 %) vstupov dusíka, 72,1 % (42,2 až 95,7 %) vstupov fosforu a 82,2 % (52,6 až 99,2 %) celkových vstupov draslíka. Skutočnosť, že vo vstupoch fosforu a draslíka dominujú hospodárske hnojivá indikuje nižšiu možnosť regulácie dávok týchto zdrojov vzhľadom k meniacemu sa obsahu týchto živín v pôde a nárokom plodín.

Výsledky štatistického hodnotenia obsahu prístupných živín a hodnôt pH/KCl na hone Chmeľnica III a U benzínky sú uvedené v tabuľkách 3 a 4.

Tabuľka 3 Štatistické charakteristiky jednotlivých súborov údajov na hone Chmeľnica III

Štatistické charakteristiky	pH/KCl	P	K	úroda
minimálna hodnota	7,2	36	200	1,62
maximálna hodnota	8,1	149	745	8,74
priemer	7,39	99,84	357,8	5,89
medián	7,4	97	325	5,86
variačný koeficient	1,53	22,21	30,62	23,66
použitý model semivariogramu	exponenciálny	sférický	sférický	sférický
nuget efekt	0,0009	0	0	0
uhol anizotropie	-	-	-	-
dosah	68,9	80	95,5	40,0
prah	0,013	520	13000	1,98
pomer anizotropie	1	1	1	1
priemer štandardiz. rezíduí z crossvalidácie	-0,014	-0,0009	-0,018	0,005702
odmocnina zo stred. kvadratickej chyby štandardizovaných rezíduí	0,88	0,9	0,92	1,028
závislosť zistených hodnôt od hodnôt predpovedaných crossvalidáciou	$y = -0,719 + 1,098x$	$y = -2,818 + 1,028x$	$y = -13,272 + 1,042x$	$y = 2,183 + 0,628x$
koeficient korelácie pôvodných a crossvalidáciou predpovedaných dát	0,62	0,81	0,83	0,26

Tabuľka 4 Štatistické charakteristiky jednotlivých súborov údajov na hone U benzínky

Štatistické charakteristiky	pH/KCl	P	K	úroda
minimálna hodnota	4,0	56	70	0,8
maximálna hodnota	7,8	290	450	10,62
priemer	5,87	126,76	163,42	4,41
medián	5,9	118	130	3,69
variačný koeficient	17,96	35,65	56,93	48,21
použitý model semivariogramu	sférický	sférický	sférický	sférický
nuget efekt	0	0	0	0
uhol anizotropie	-	114°	-	-
dosah	130	94	137	80,8
prah	1,25	1695	6103	3,60
pomer anizotropie	1	0,8	1	1
priemer štandardiz. rezíduí z crossvalidácie	-0,012555	-0,00375	-0,01167	-0,00203
odmocnina zo stred. kvadratickej chyby štandardizovaných rezíduí	0,977	1,024	1,12	1,11
závislosť zistených hodnôt od hodnôt predpovedaných crossvalidáciou	$y = -0,13 + 1,02x$	$y = -47,05 + 1,37x$	$y = -14,07 + 1,09x$	$y = 0,57 + 0,87x$
koeficient korelácie pôvodných a crossvalidáciou predpovedaných dát	0,67	0,48	0,75	0,32

Pre skúmané veličiny bol z hľadiska kritéria IGF (indicative goodness-of-fit – kritérium kvality aproximácie empirického semivariogramu teoretickým modelom), implementovaného v programe Variowin (Pannatier, 1996) vo všetkých prípadoch vybratý buď sférický alebo exponenciálny model. Ako vyplýva z údajov tabuliek, hodnoty dosahu („range“) odhadnutých teoretických modelov semivariogramu kolísali v prípade vybraných agrochemických parametrov v rozpätí od 68,9 do 137 m. V prípade úrod obilnín hodnoty dosahu predstavovali 40 m v prípade pšenice letnej (f.o.) na hone Chmeľnica a 80,8 m v prípade raže ozimnej na hone U benzínky.

V prípade nami skúmaných štatistických charakteristík boli výsledky crossvalidácie uspokojivé pri všetkých troch agrochemických parametroch honu Chmeľnica, čiastočne pri pH/KCl a obsahu prístupného fosforu aj na hone U benzínky. V prípade obsahu prístupného draslíka na hone U benzínky sú menej priaznivé výsledky pravdepodobne spôsobené výskytom väčšieho počtu izolovaných vysokých hodnôt medzi relatívne nízkymi.

Ako vyplýva z literárnych údajov (napr. Wilding a kol., 1994; Mulla, McBratney, 2000) obsah prístupných živín sa vzhľadom na hodnoty variačného koeficienta zaraďuje k značne variabilným parametrom, zatiaľ čo pH hodnota k málo a úroda k stredne variabilným parametrom. Z výsledkov v tabuľkách 3 a 4 vyplýva, že hodnoty dosahu bezprostredne nekorešponujú s klasickými ukazovateľmi variability (napr. variačný koeficient), nakoľko rastúce hodnoty variačného koeficienta nekorešponujú s poklesom hodnôt dosahu.

Diskusia

Pri hodnotení výsledkov bilancie dusíka sa kladie dôraz na jeho nadbytok. Navrhovaný limit OECD $+50 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$ za rok pri hodnotení rizika možného vyplavenia dusíka z pôdy do podzemných vôd (Eckert et al., 1999 cit. in OECD, 2001) má relatívnu platnosť. Nepochybne, negatívna bilancia dusíka môže byť priaznivá pri ochrane vodných zdrojov pred znečistením. Z hľadiska stabilizácie úrod plodín však dlhodobá negatívna bilancia nie je akceptovateľná. Podľa literárnych poznatkov (OECD, 2001) ani extenzívnejší spôsob hospodárenia (s bilanciou dusíka do $+50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$) nie je uspokojivou zárukou proti znečisteniu vôd dusíkom.

Podľa Johnstona (1986), negatívna bilancia draslíka nevplýva vždy negatívne na úrodu následných plodín dokonca ani v prípade dlhodobého nedostatku vo vstupoch tejto živiny. Podobná situácia sa môže vyskytovať aj v prípade fosforu. Pozitívnu bilanciu fosforu a draslíka možno hodnotiť ako dlhodobú investíciu do pôdy najmä v prípadoch pôd s nízkym až stredným obsahom prístupných živín v pôde. Na pôdach s vysokým obsahom prístupného P resp. K pozitívna bilancia je skôr indikátorom neefektívnych vstupov a to najmä z pohľadu ekonomiky pestovaných plodín.

Veľký nadbytok živín sa považuje za charakteristiku neudržateľného poľnohospodárstva. Okrem zistenia nadbytku živín je potrebné detailnejšie analyzovať tok živín v rámci poľnohospodárskeho podniku (Van Keulen et al., 1996; Oenema, 1999). Podobne, pri interpretácii výsledkov bilancie

živín je žiadúca taktiež informácia o výške úrod, nakoľko vyrovnaná bilancia živín je skôr indikátorom environmentálneho akceptovania než potreby hnojenia a prosperity podniku.

Limit nitrátovej smernice je potrebné považovať za preventívne a pomocné opatrenie, ktoré má znížiť riziko znečistenia vôd dusíkom. Ako vyplýva z jestvujúcich poznatkov, poľnohospodárske podniky nevyužívajú poľnohospodársku pôdu rovnako intenzívne. Aplikácia priemyselných aj hospodárskych hnojív sa viac koncentruje na ornú pôdu a tržné plodiny. Vo všeobecnosti, trvalé trávne porasty sú zaťažované dusíkom najmenej. Potreba rovnomernej aplikácie tekutých exkrementov (močovka, hnojovica a pod.) v rámci podniku zostáva aktuálnym problémom tak z hľadiska efektívneho využitia aplikovaných živín, ako aj z pohľadu lokálne vysokého zaťaženia pôdy týmito hnojivami a následne dusíkom. V súlade s myšlienkami autorov Parris (1998) a Crouzet (2000) je potrebné spomenúť, že nedostatok alebo nadbytok živín v krátkom období môže len indikovať možné vyčerpanie pôdy a nepriaznivý vplyv na zložky životného prostredia v dôsledku poľnohospodárskych aktivít, čo je relevantné aj k prezentovaným resp. hodnoteným údajom v príspevku. Znečistenie podzemných vôd je výsledkom dlhodobého vplyvu nadbytku dusíka, pričom jednoročný vplyv nadbytku nemá rozhodujúci vplyv na kvalitu vôd.

Odber pôdných vzoriek pre potrebu vymedzenia priestorovej variability agrochemických parametrov pôdy je stále predmetom diskusie. Ako uvádzajú Mulla, McBratney (2000), priestorová závislosť vyjadrená hodnotami dosahu sa pohybuje od 20 do 428 m. V podmienkach Slovenska možno odporúčať pre potreby precízneho poľnohospodárstva odber pôdných vzoriek v sieti 100×100 m, čo zodpovedá aj odporúčaniam v zahraničí (napr. Schnug et al., 1994; Robert, 2001). Uvedenú hustotu odberu pôdných vzoriek možno považovať za určitý kompromis medzi redukciou počtu vzoriek a dosiahnutím priestorovej závislosti hodnotených parametrov.

Presnosť odhadu hodnôt dosahu závisí od počtu odobraných vzoriek a hustoty odberu. Nedostatočný počet miest odberu (Burrough, 1991; Mulla, McBratney, 2000) môže skresliť presnosť odhadu semivariogramu a následne vymedzenie variability pôdných parametrov najmä na honoch s malou výmerou prípadne honov s nepravidelným tvarom, pokiaľ sa sieť dostatočne nezahusť. Odber pôdných vzoriek v sieti 50×50 m na hone U benzínky nezabezpečil uspokojivý odhad hodnôt prístupného draslíka.

Pri vytváraní máp agrochemických parametrov pôdy je potrebné zohľadňovať tie pôdne parametre, ktoré ovplyvňujú hodnotenie samotných výsledkov. V prípade obsahu prístupných živín stanovených vo výluhu Mehlich II. je to predovšetkým zrnitosť pôdy a v prípade fosforu taktiež aj pôdna reakcia.

Podrobnejšie zisťovanie priestorovej diferenciácie sledovaných agrochemických parametrov neprináša vždy bezprostredný efekt spojený s následnou diferencovanou aplikáciou hnojív v rámci honu. Je tomu tak na hone Chmeľnica III, kde hodnoty výmennej pôdnej reakcie sa pohybujú v rozpätí 7,2 – 8,1 a vápnenie nie je aktuálne.

V porovnaní so súčasnou praxou odber pôdných vzoriek pre potreby presného hnojenia v hustote 100×100 m resp. jedna vzorka na hektár sa zdá problematický a ekonomicky náročný. Odber pôdných vzoriek v hustote jedna vzorka z 3 – 5 ha, často krát ponúkaný pestovateľom ako východisko pre presnú aplikáciu hnojív, nerieši ani ekonomiku nákladov, ani presnosť vymedzenia variability pôdných parametrov. Vytváranie zón hospodárenia v rámci honu (napr. Schnug at al., 1994; Wollenhaupt et al., 1997), odporúčané aj za účelom redukcie počtu pôdných vzoriek, vyžaduje niekoľko ročné informácie o variabilite úrod a iných pôdných parametrov relevantných k úrode. Monitorovanie variability úrod v rámci honu v podmienkach praxe je reálne len za použitia automatických snímačov nainštalovaných na kombajnoch. Pokiaľ sa nezískajú dostatočné pozorovania v čase, ako východisko pre projekciu dávok hnojív možno použiť pôdne mapy v mierke 1:5 000, poskytujúce informácie o priestorovom rozšírení pôdných typov/subtypov a druhov, a informácie o úrodovom potenciáli jednotlivých hlavných poľných plodín v daných pôdno-klimatických podmienkach.

Záver

Bilancia živín vzhľadom k povrchu pôdy predstavuje jednoduchý indikátor hodnotenia nadbytku alebo nedostatku živín. Vo vzťahu k zásobenosti pôdy prístupnými živinami a produktivite pôdy, ako aj vzhľadom k ochrane životného prostredia môže prispieť k zmene štruktúry vstupov a ich množstva čo predstavuje začiatok zlepšenia manažmentu v oblasti hnojenia. Vysoko pozitívna bilancia dusíka je jeden z indikátorov nevhodného využitia zdrojov dusíka ako aj potenciálneho znečistenia zložiek životného prostredia (napr. znečistenie vôd). Z hľadiska stabilizácie produkčného procesu v rastlinnej výrobe dlhodobá negatívna bilancia dusíka nemôže byť akceptovateľná. Pozitívnu bilanciu fosforu a draslíka možno hodnotiť ako dlhodobú investíciu do pôdy najmä v prípadoch pôd s nízkym až stredným obsahom prístupných živín v pôde. Na pôdach s vysokým obsahom prístupného P resp. K pozitívna bilancia je skôr indikátorom neefektívnych vstupov a to najmä z pohľadu ekonomiky pestovaných plodín.

Zo štatistického spracovania nameraných údajov vyplýva že hodnoty dosahu vybraných agrochemických parametrov (pH/KCl, prístupný P, K) sa pohybovali medzi 68,9 a 137 m. Odporúčanú hustotu odberu pôdných vzoriek pre potreby presného hnojenia v sieti 100×100 m resp. jedna vzorka na hektár je potrebné považovať za určitý kompromis medzi dosiahnutím priestorovej závislosti agrochemických parametrov pôdy a nákladmi na analýzy pôd. Monitorovanie variability úrod v rámci honu v podmienkach praxe je reálne len za použitia automatických snímačov nainštalovaných na kombajnoch. Vytváranie zón hospodárenia v rámci honu vyžaduje niekoľko ročné informácie o variabilite úrod a iných pôdných parametrov relevantných k úrode. Ako určitú alternatívu pri vymedzovaní úrod plodín v rámci honu možno využiť úrodový potenciál jednotlivých hlavných poľných plodín na úrovni pôdných typov a subtypov.

Literatúra

- Anonym, 1991: Council directive concerning the protection of water against pollution caused by nitrates from agricultural sources (91/676/EEC). Official J. Eur. Commun. No L 375, 1 – 8.
- BURROUGH P.A., 1991: Sampling designs for quantifying map unit composition. In: MAUSBACH M.J., WILDING L.P. (eds), Spatial variabilities in soils and landforms. SSSA Spec. Publ. No 28, Madison, 89 – 125.
- CROUZET P., 2000: Calculation of nutrient surpluses from agricultural sources. Technical report No 51. EEA Copenhagen.
- DEUTSCH V.D., JOURNEL A.G., 1998: GSLIB – Geostatistical software library and user's guide. Oxford University Press, New York.
- FIALA K. a kol., 1999: Závazné metódy čiastkového monitorovacieho systému – pôda. VÚPOP, Bratislava.
- HORNIŠOVÁ K., 2001: Štatistické spracovanie údajov z piatich honov, Správa o vykonaní pracovnej úlohy pre Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy v Bratislave.
- ISHERWOOD K.F., 2000: Fertilizer use and the environment. Int. Fert. Industry Association – United Nations Environ. Programme, Paris.
- JOHNSTON A.E., 1986: Potassium fertilization to maintain a K-balance under various farming systems. In: Nutrient balances and the need for potassium. 13th Congress IPI, Basel, 199 – 226.
- KLÍR J., 1999: Balance rostlinných živin. Stud. informace č. 7, ÚZPI, Praha.
- LAEGREID M., BOCKMAN O.C., KAARSTAD O., 1999: Agriculture, fertilizers and the environment. CABI Publishing, Wallingford – Norsk Hydro, Oslo.
- MULLA D.J., McBRATNEY A.B., 2000: Soil spatial variability. In: Sumner M.E. (ed), Handbook of soil science. CRC Press Boca Raton-Washington, A321 – A352.
- OECD, 1998: Towards sustainable development. Environmental indicators. OECD, Paris.
- OECD, 2001: Environmental indicators for agriculture. Vol. 3. Methods and results. OECD, Paris.
- OENEMA O., 1999: Nitrogen cycling and losses in agricultural systems; identification of sustainability indicators. In: Nitrogen cycle and balance in Polish agriculture. Institute for Land Reclamation and Grassland Farming, Falenty, 25 – 43.
- PANNATIER Y., 1996: Variowin. Software for spatial data analysis in 2D. Springer Verlag, Berlin.
- PARRIS K., 1998: Agricultural nutrient balances as agri-environmental indicators: an OECD perspective. In: Van der HOEK K.W., ERISMAN J.W., SMEULDERS S., WISNIEWSKI J.R., WISNIEWSKI J. (eds.), Nitrogen, the confer-N-s. First Int. Nitrogen Conference, Amsterdam-Tokyo, 219 – 225.
- ROBERT P., 2001: Precision agriculture: A challenge for crop nutrition management. In: HORST W.J. et al. (eds.), Plant nutrition – Food security and sustainability of agro-ecosystems. Proc. 14th Int. Plant Nutrition Colloquium. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht-London, 692 – 693.
- SCHNUG E., HANEKLAUS S., MURPHY D., 1994: Equifertiles – an innovative concept for efficient sampling in the local resource management of agricultural soils. Aspects Appl. Biol. 37, 63 – 72.
- Van KEULEN H., Van der MEER H.G., De BOER J.M., 1996: Nutrient balances of livestock production systems in the Netherlands. In: GROEN A.F., Van BRUCHEM J. (eds.), Utilization of local feed resources by dairy cattle. Proc. of Symp., Wageningen Pers, 3 – 18.
- WILDING L.P., BOUMA J., GOSS D.W., 1994: Impact of spatial variability on interpretive modelling. In: BRYANT R.B., ARNOLD R.W. (eds), Quantitative modelling of soil forming processes. Proc. of SSSA Symp., Spec. Publ. No 39, SSSA, Madison, 61 – 75.
- WOLLENHAUPT N.C., MULLA D.J., CRAWFORD C.A.G., 1997: Soil sampling and interpolation techniques for mapping spatial variability of soil properties. In: PIERCE F.J., SADLER E.J. (eds), The state of site-specific management for agriculture. Proc. Symp. ASA-CSSA-SSSA, Madison, 19 – 53.

Odraz vlastností alginitu vo fyziologickom stave sadeníc duba a borovice v oblasti CHKO Cerová vrchovina

¹⁾ Boris BELÁČEK, ²⁾ Jaroslav KMEŤ, ¹⁾ Dionýz VASS

¹⁾ *Katedra prírodného prostredia Lesníckej fakulty Technickej Univerzity vo Zvolene
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen*

²⁾ *Katedra fytológie Lesníckej fakulty Technickej Univerzity vo Zvolene
T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen*

Abstrakt

Záverom tejto práce je, že alginit v lesníctve môže byť používaný nielen ako hnojivo. Základným argumentom je zistenie, že alginit zlepšuje, podporuje vstup vody do rastlín, čo je veľmi dôležité hlavne pri výsadbe lesa. V čase prvých rokov koreňový systém rastlín nie je schopný hromadiť vodu z hlbších horizontov pôdy.

Predpokladom, že alginit môže byť použitý hlavne pri piesočnatej pôde (hlavne na Záhorí a Cerovskej vrchovine) je skutočnosť, že takáto pôda nemá vyvinutú štruktúru. Je to pôda ľahká, priepustná, neschopná pútať vlahu dlhší čas.

Kľúčové slová: alginit, fyziológia stresu, *Quercus robur*, *Pinus sylvestris*

Abstract

The conclusion of this work is that alginite in forestry can be used not only as a fertilizer. Fundamental to argument is the following observation that alginite improves; support the entrance of water to plants that is very important mainly after forest planting. During first years the root system of plants is not able to gather water from deeper horizons of soil.

Grounds for supposing that alginite can be used mainly for sandy types of soil (spreaded mostly in Záhorie and Cerová vrchovina highlands) are just because of this types of soil are with under – developed structure. They are very light, permeable and without ability of water retention for longer time.

Key words: alginite, fertilizer, stress physiology, *Quercus robur*, *Pinus sylvestris*

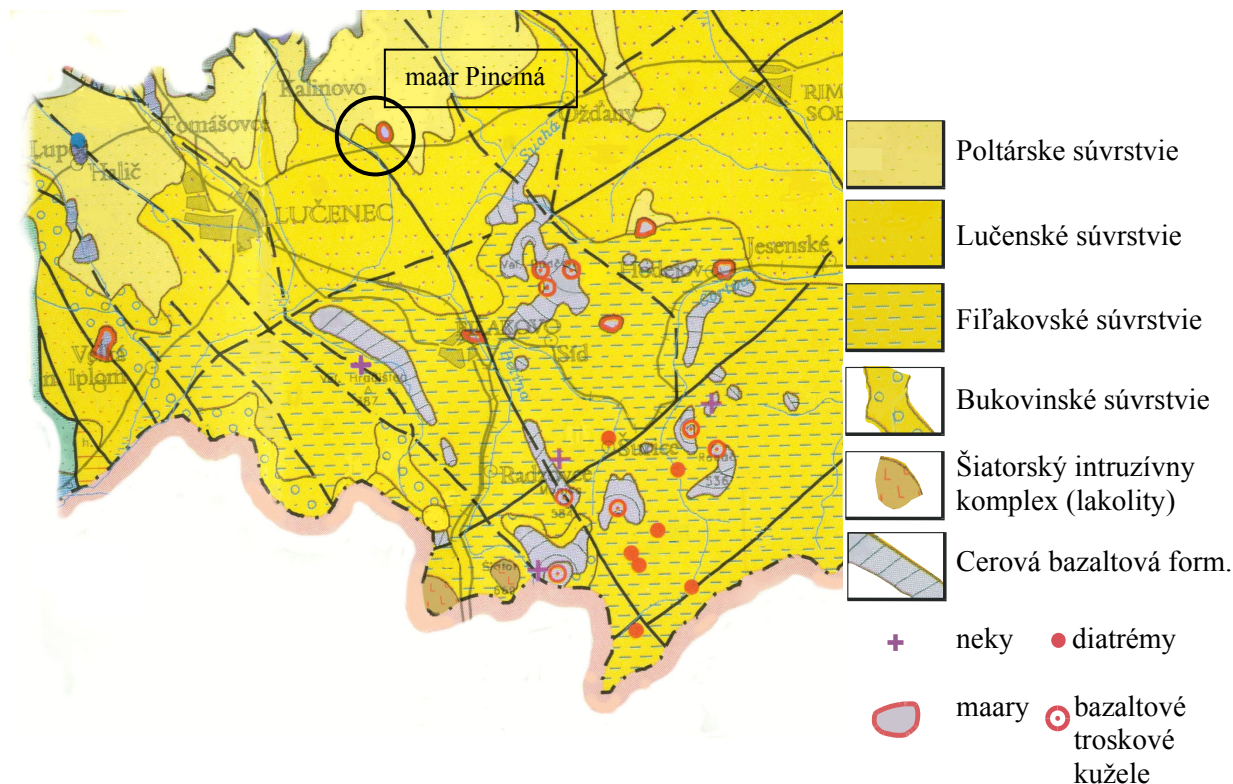
Úvod

Súčasný stav devastácie životného aj prírodného prostredia vyžaduje od nás úsilie o hľadanie surovín, ktoré čo najmenej poškodzujú základné zložky ekosystémov. A jednou z týchto základných zložiek je jednoznačne pôda.

Možnosťou, ako zabrániť ďalšiemu zhoršovaniu jej kvality a tým zlepšiť kondíciu a zdravotný stav lesných drevín je využívanie prírodných materiálov a surovín pri pestovaní v škôlkach, ale aj pri revitalizácii či rekultivácii chudobných, bezštruktúrnych a devastovaných pôd, a tak isto pri obnove a záchrane lesných porastov v oblastiach atakovaných priemyselnými imisiami.

Laboratórne analýzy, ako aj doteraz vykonané terénne a nádobové pokusy oprávňujú predpokladať, že perspektívnou surovinou pre trvale udržateľný rozvoj lesného hospodárstva môže byť nerastná surovina ílovej konzistencie, **alginit**. Je to sedimentárna hornina bohatá na organickú hmotu, nutritívne prvky a má aj výborné melioračné vlastnosti. To umožňuje využitie alginitu ako hnojiva, alebo pôdneho kondicionéru. Alginit a podobné horniny (tzv. roponosné olejové bridlice) sú v zahraničí využívané väčšinou ako hnojivo.

Na Slovensku sú známe viaceré horniny podobného typu (VASS, 2001), ale iba jedna z nich, alginít, zodpovedá kondíciami pre ekonomické využívanie. Ložisko ekonomicky využiteľného alginitu sa nachádza v katastrálnom území obce Pinciná v okrese Poltár. Ložisko je geneticky späté s bazaltovým vulkanizmom – alginít predstavuje laminovaný sediment, vnútornú výplň bazaltového maaru podrečianskej bazaltovej formácie mladomiocénneho (pontského) veku.



Obr. 1 Geologická mapa lučenskej kotliny s vyznačeným ložiskom alginitu pri Pincinej (Biely et al., 1996)

Cieľom nášho príspevku je oboznámiť vás s výsledkami pokusných prác overujúcich vplyv alginitového substrátu na produkciu a rast vybraných lesných drevín a využiteľnosť alginitu v lesnom hospodárstve pri umelej obnove lesa – zalesňovaní.

Overovali sme aj schopnosti alginitového substrátu zadržiavať vodu, čiže jeho vododržnosť a vhodnosť jeho použitia v prostrediach, kde je z rôznych príčin znížený prísun vlhky. Za týmto účelom sa pri terénnom pokuse robili pravidelné odbery vzoriek na meranie vlhkosti pôdy.

V sedemdesiatych rokoch minulého storočia maďarskí autori názov alginít použili na označenie tmavosivej, laminovanej horniny s lupeňovitým rozpadom. V tmavých laminách tejto horniny sa masovo vyskytuje riasa *Botryococcus braunii*. Na Slovensku bolo spomínané ložisko alginitu pri Pincinej objavené v deväťdesiatych rokoch. Alginít bol podrobne analyzovaný vo viacerých domácich aj zahraničných laboratóriách. Výsledky komplexného laboratórneho spracovania alginitu sú zhrnuté a zhodnotené v práci Vass et al., 1997.

Materiál a metódy

Pre overenie účinnosti alginitu sme vykonali sériu niekoľkých pokusov. Pokusy prebiehali v rôznych podmienkach a na rôznych lokalitách.

Terénny lesnícky pokus sme založili v spolupráci so Škôlkárskym strediskom v Širkovciach, v okrese Rimavská Sobota. Sadenice duba letného – *Quercus robur* L. a borovice lesnej – *Pinus sylvestris* L. boli vysadené v apríli 1997.

Pokusná lokalita sa nachádza na území Chránenej krajinskej oblasti Cerová vrchovina, tesne pri jej hranici, 450 metrov západne od osady Nižné Bizovo v nadmorskej výške 240 m n. m.

Geologický podklad tvoria holocénné hlinito – kamenité sedimenty a hlavne v ich podloží ležiace tachtianske pieskovce fil'akovského súvrstvia spodnomiocénneho veku (egenburg). Prevažne sú to sivé až sivohnedé rozpadavé pieskovce, miestami s polohami a lavicami sivohnedých až žltohnedých pevných pieskovcov. Možno ich dobre vidieť vystupovať na povrch na viacerých miestach na dne dolinky Šťavice, ktorou vedie prístupová cesta k osade Nižné Bizovo. Pôdy v tejto oblasti sú silno piesčité, priepustné, majú slabé zastúpenie základných živín a nedostatočne vyvinutú štruktúru. Zalesňovanie v tejto oblasti je problematické, rastie tu najmä smrekovec opadavý (*Larix decidua*) a dub letný (*Quercus robur*), miestami borovica lesná (*Pinus sylvestris*). Na suchších svahoch sú porasty agátu bieleho (*Robinia pseudoacacia*).

Aplikované množstvá alginitu vychádzali čiastočne z prác publikovaných v Maďarsku, pričom množstvo alginitu pre pokusy bolo limitované skutočnosťou, že ložisko pri Pincinej nie je doteraz otvorené a surovina pre pokusy bola získaná zo širokoprofilových vrtov iba v obmedzenom množstve. Táto skutočnosť sa prejavila nižšími dávkami alginitu použitými pri pokuse – 1 kg do každej jamky.

Pri meraní zdravotného stavu a kondície sadeníc sme využili metódu merania rýchlej kinetiky fluorescencie chlorofylu (KMEŤ, 1999). Princíp tejto metódy spočíva v tom, že svetelná energia prevyšujúca potrebu fotosyntézy je rastlinou emitovaná v podobe žiarenia s väčšou vlnovou dĺžkou. Či sa excitovaný stav molekuly chlorofylu stráca v podode flourescenčného svetla, alebo je využitý vo fotochemických procesoch v rastline závisí od okamžitých podmienok. Prejavuje sa to najmä ako dôsledok stresových faktorov.

Z meraných parametrov najdôležitejšie sú tri:

Pomer F_v/F_m – udáva maximálny kvantový výťažok primárnych fotochemických reakcií. V nenarušených systémoch sa hodnoty pohybujú v intervale 0,75 – 0,85. Hodnoty pod 0,725 poukazujú na zreteľné zníženie fotochemickej kapacity a sú pod prahovou hodnotou porúch, indikujú výrazné poškodenie fotochemického systému.

Area – (plocha nad krivkou v intervale medzi F_0 a F_m . Poskytuje informáciu o kapacite transportného reťazca elektrónov medzi ich primárnym akceptorom a fotosystémom.

Pomer F_m/F_0 – závisí od vodného potenciálu asimilačných orgánov. Sucho je indikované poklesom hodnoty k 1. Po obnovení vodného potenciálu sa pomer zvyšuje nad hodnotu 3.

Zhrnutie výsledkov pokusných prác

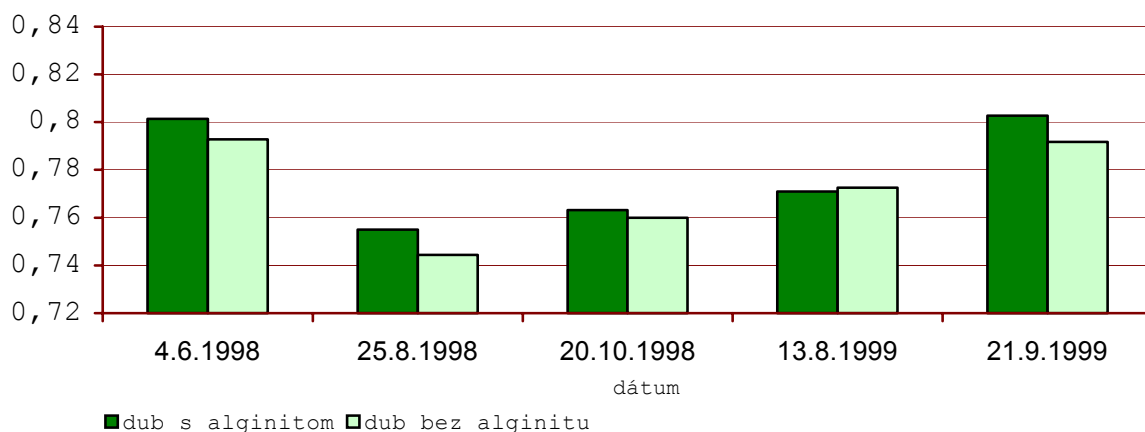
Podrobné merania na rastlinách boli vykonané počas vegetačných období v rokoch 1998 a 1999.

Z porovnania hodnôt vlhkosti pôdy vyplýva, že na pokusnej ploche s alginitom boli takmer pri každom odbere vyššie hodnoty vlhkosti v porovnaní s kontrolnou plochou (bez aplikácie alginitu). Najvyššia priemerná vlhkosť a zároveň najmenšia amplitúda hodnôt (variabilita), bola v jamke s aplikovaným alginitom. Najmenšie množstvo vody obsahovala pôda pod borovicou a dubom v jamkách, do ktorých nebol aplikovaný alginit.

Z údajov získaných počas pokusu v rokoch 1998 – 1999 sú rozdiely v pôdnej vlhkosti vzhľadom na malý počet meraní medzi paralelnými plochami prevažne štatisticky nepreukazné. Vyššie hodnoty vlhkosti na pokusnej ploche s alginitom tento predpoklad však jasne signalizujú (TUŽINSKÝ, 2002, nepublikované).

V meraniach z roku 1998 najdôležitejšie veličiny fotosyntetickej výkonnosti rastlín (F_v/F_m , Area a F_m/F_0) až na niekoľko výnimiek, vykazujú vždy priaznivejšie hodnoty pri rastlinách s aplikovaným alginitom, než pri rastlinách kde alginit použitý nebol. Aj napriek malému množstvu použitého alginitu sa tento prejavil priaznivo pri prakticky všetkých meraných sadeniciach. Malé množstvo alginitu je ale zrejme príčinou toho, že rozdiely v týchto hodnotách sú pomerne malé. Je predpoklad, že pri použití väčšieho množstva bude účinok výraznejší.

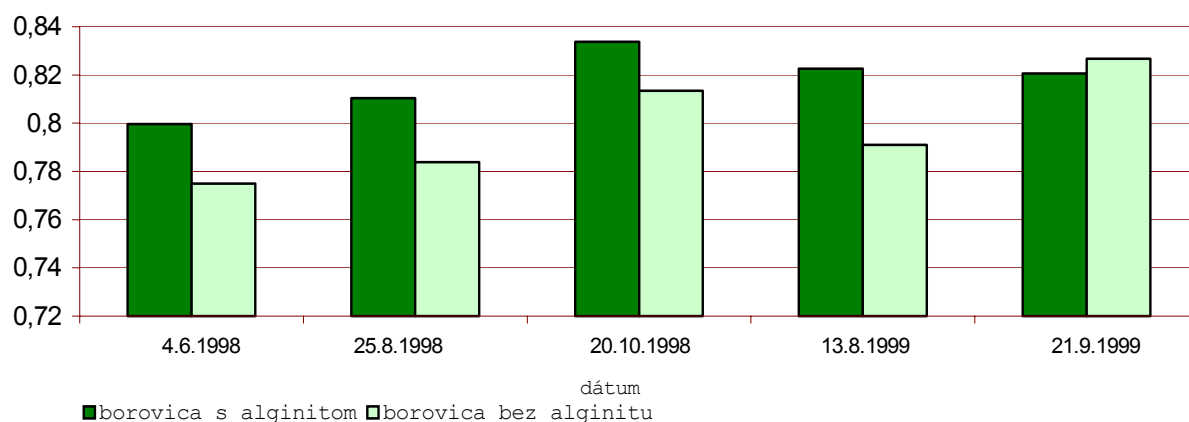
V prípade duba letného jediná anomália nastala v hodnotách z merania v júli 1999, keď hlavné parametre mali priemerné hodnoty lepšie v prípade rastlín bez alginitu. Túto skutočnosť vysvetľuje-



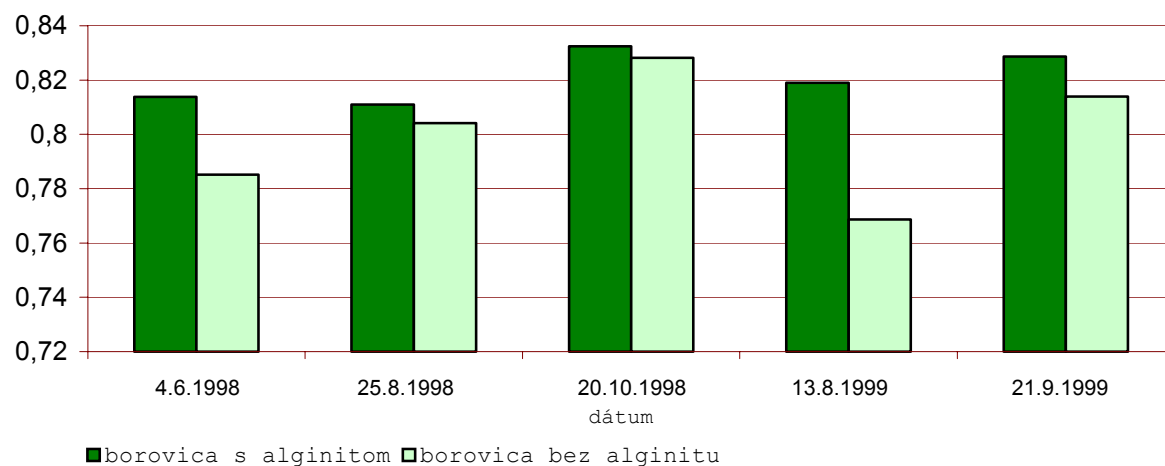
Obr. 2 Priemerné hodnoty z merania parametra F_v/F_m na sadeniciach duba letného (*Quercus robur*)

me veľmi priaznivými zrážkovými pomermi v tejto oblasti počas dlhšieho obdobia pred týmto meraním. Zhoršené výsledky z tohto merania pri rastlinách s aplikovaným alginitom môžu byť následkom väčšej akumulácie vlhky v alginite, ktorý ju v ďalšom období rovnomernejšie distribuoval sadeniciam, zatiaľ čo z pôdy bez alginitu rastliny vlahu vyčerpali skôr a pri nasledujúcich meraniach boli ich hodnoty opäť nepriaznivejšie.

Reakcia borovice na tejto pokusnej ploche bola odlišná. Rozdiely medzi skupinami sadeníc s použitým alginitom a bez neho boli väčšie, ako v prípade duba. Pri meraní hlavných parametrov fo-



Obr. 3 Priemerné hodnoty z merania parametra F_v/F_m na jednoročných ihliciach borovice lesnej (*Pinus sylvestris*)



Obr. 4 Priemerné hodnoty z merania parametra F_v/F_m na dvojročných ihliciach borovice lesnej (*Pinus sylvestris*)

tosyntetickej kondície rastlín boli priaznivejšie hodnoty pre rastliny vysadené bez alginitu zaznamenané pri poslednom meraní, 21.9.1999 a v prípade jedného parametra (Area, z merania dvojročných ihlíc) aj počas prvého roku merania, 25.8.1998.

Pri celkovom hodnotení pokusu v Cerovej vrchovine treba najmä konštatovať, že pokus prebiehal na ploche, ktorá nebola hodnotená ako veľmi nepriaznivá pre zalesnenie. Napriek tomu sa účinky alginitu prejavili zreteľnými rozdielmi v prospech rastlín pestovaných s použitím alginitu a to aj tri roky po vysadení.

Diskusia

Fyziologické procesy prebiehajúce v rastlinách sú hlavne základom tvorby novej biomasy. Dôležitý význam však majú aj ako bioindikátor poškodenia asimilačných orgánov v závislosti od vonkajších, najmä stresujúcich vplyvov.

Ditmarová (2002) vo svojej práci uvádza niekoľko štúdií, ktoré sa venujú indikácii stresových vplyvov na fotosyntetickú výkonnosť drevín. Väčšina týchto prác dáva do súvisu parametre rýchlej kinetiky fluorescencie s obsahom chlorofylu v asimilačných orgánoch.

V našom prípade sme sa zamerali na rozdiely hodnôt hlavných ukazovateľov fluorescencie. Podľa výsledkov pokusov zameraných na overenie vododržnosti sa alginit priaznivo prejavil vo väčšine meraných parametrov. Vo všeobecnosti možno konštatovať, že naše výsledky sú v dobrej zhode aj s modelovým príkladom, ktorý uvádzajú vo svojej expertíze Bublinec a Gregor (1997). Podľa nich vododržnosť zmesi piesočnatej pôdy a alginitu v pomere 1 : 1 vzrastá viac ako štvornásobne.

V dostupnej literatúre existuje viacero prác, ktoré sa zaoberajú pestovaním drevín na rôznych typoch umelých substrátov (Dušek, 1988; Lipták, Saniga, 1983; Slávik, 1999), ale zatiaľ nie sú známe práce, ktoré by sa zaoberali meraniami vplyvu alginitu na výkonnosť fotosyntetického aparátu lesných drevín. Preto predpokladáme ďalšie pokračovanie praktických pokusných prác s touto horninou. Ďalšie pokusy by sa mali zamerať aj na overenie reakcií drevín pestovaných s alginitom na ďalšie nepriaznivé faktory, ako je chemická reakcia pôdy, obsah ťažkých kovov, prípadne znížený obsah živín v pôde.

Záver

Z výsledkov pokusu vyplýva, že alginit je možné využiť v lesnom hospodárstve nie len ako hnojivo, ale najmä pri zlepšení kvality pôdy, pri zvyšovaní jej vododržnosti, zabránení rýchlemu priesaku do podložia a na zabezpečenie lepšieho prístupu rastlín k vlaha, najmä počas prvých rokov po vysadení, kým koreňový systém sám ešte nie je schopný čerpať vodu z väčšej hĺbky pod povrchom. Týka sa to najmä pôd s nedostatočne vyvinutou štruktúrou, ľahkých, veľmi priepustných piesčitých pôd, ktoré nemajú schopnosť dostatočne dlho zadržiavať vlahu. Predpokladáme, že alginit nájde využitie práve v oblastiach, kde prevažujú práve takéto pôdy. Z nich najmä oblasť CHKO Cerová vrchovina je navyše relatívne blízko od ložiska alginitu pri Pincinej, čím odpadá aj finančná náročnosť dopravy suroviny.

V pokusných prácach s alginitom a s výskumom jeho ďalších možností budeme pokračovať aj v ďalšom období. Diskusia o výsledkoch našich pokusov by mala naznačiť najmä ďalšiu perspektívu využitia tejto zaujímavej suroviny v slovenskom lesnom hospodárstve a chceli by sme dosiahnuť, aby sa stala základom pre ďalší výskum s touto surovinou.

Literatúra

- BELÁČEK B., 1998: Možnosti využitia novej ekologickej suroviny – alginitu, pri hospodárení v chránených oblastiach, Ochrana prírody, SAŽP, Banská Bystrica, s. 5 – 15.
- BELÁČEK B., 2002: Možnosti využitia novej nerastnej suroviny – alginitu v lesnom hospodárstve, Dizertačná práca, Manuskript, KPP TU vo Zvolene, Zvolen, 139 ss.
- BIELY A., BEZÁK V., ELEČKO M., GROSS P., KALIČIAK M., KONEČNÝ V., LEXA J., MELLO J., NEMČOK J., POTFAJ M., RAKÚS M., VASS D., VOZÁR J., VOZÁROVÁ A., 1996: Geologická mapa Slovenska, 1:500 000, GÚDŠ, Bratislava.
- BUBLINEC E., GREGOR J., 1997: Význam alginitu pre vododržnosť pôdy a zásobovanie rastlín vodou, expertíza, Manuskript, ÚEL SAV, KPP LF TU vo Zvolene, 5 ss.
- DITMAROVÁ Ľ., 2002: Bioindikácia fyziologického stavu buka v rôznych stresových podmienkach, Dizertačná práca, Manuskript, TU Zvolen, 80 ss.
- DUŠEK V., 1988: Optimalizace výživy sazenic pěstovaných na substrátech, Závěrečná správa výzkumnej úlohy, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jiloviště – Strnady, 96 ss.
- KMEŤ J., 1999: Fluorescencia chlorofylu ako indikátor stresového zaťaženia drevín a jej aplikácia v lesníctve, Vedecké štúdie, 3, TU vo Zvolene, 67 ss.
- LIPTÁK J., SANIGA M., 1983: Pestovanie semenáčikov smreka obyčajného (*Picea abies* Karst.) na kombinovanom substráte z rašeliny a perlitu, Vedecké práce VÚLH, Zvolen, s. 109 – 131.
- SLÁVIK M., 1991: Výskum substrátov a kompostov vyrobených na báze drevných odpadov, Kandidátska dizertačná práca, Manuskript, Lesnícky výskumný ústav, Zvolen, 144 ss.
- TUŽINSKÝ L., 2002: Vlhkosť pôdy – Širkovce, nepublikované, 3 ss.
- VASS D., KONEČNÝ V., ELEČKO M., MILIČKA J., SNOPOKOVÁ P., ŠUCHA V., KOZAČ J., ŠKRABANA R., 1997: Alginit – nový zdroj Slovenského nerudného surovinového potenciálu (ložisko Pinciná), Mineralia Slovaca 29, Bratislava, 38 ss.
- VASS D., 2001: Roponosné bridlice vo svete a na Slovensku, Mineralia Slovaca 33, Bratislava, s. 147 – 158.

Príjem ťažkých kovov rastlinami z pôd s aplikáciou kanalizačných kalov

Heavy Metal Uptake by Plants from Sewage Sludge Amended Soils

¹⁾ P. BOZHINOVA, ¹⁾ E. FILCHEVA, ¹⁾ G. PETKOVA, ²⁾ I. YANAKIEVA

¹⁾ N. Poushkarov Institute of Soil Science, Sofia, Bulgaria

²⁾ Institute of Agricultural Economics

E-mail: p_bojinova@yahoo.com, filcheva@bgnet.bg, yanakieva@yahoo.com

Abstract

Municipal sewage sludge (SS) contains a big amount of nutrients like N, P, K, microelements as well as organic matter. Recycling of SS from Waste Water Treatment Plant (WWTP) and their application, as fertilizers in agriculture becomes a common practice all over the world. Except high content of nutrients SS often have different kind of toxicants (mineral and organic pollutants, pathogens), so their application must be attended by serious investigations and monitoring in order to ensure environmentally safe and economically acceptable manner of utilization. Three types of composts were studied: aerobic composted sewage sludge (acSS); compost I, containing SS + 3 % zeolite (Z) + 2 % barks (SS + Z + B) and compost II, containing SS + 3 % modified zeolite (Z) + 2 % barks (SS + mZ + B). Proposed investigation is based on a pot experiment with oats grown on A_p-horizon of Eutric Fluvisols (FAO) – unpolluted and heavy metal polluted (Cd, Cu, Pb, Zn) with 20 treatments. They included supplement of 2.5 %, 5.0 % and 10 % amendments of the above mentioned composts. The results obtained showed different behavior of the heavy metals and different uptake from the plants.

Key words: sewage sludge, composts, heavy metals, zeolite, barks

Abstrakt

Kanalizačné kaly (SS) obsahujú veľké množstvo živín, ako N, P, K, mikroelementov a organickej hmoty. Recyklácia SS čistiacej stanice odpadových vôd (WWTP) a ich aplikácia vo forme hnojív v poľnohospodárstve sa stalo bežnou praxou na celom svete. Okrem vysokého obsahu živín SS často obsahujú rôzne druhy toxických látok (minerálne a organické znečisťujúce látky, patogény), tak ich aplikácia musí byť spájaná s dôkladnou analýzou a monitoringom s cieľom zabezpečiť environmentálne bezpečný a ekonomicky prijateľný spôsob využitia. Tri typy kompostov boli pozorované:

- aerobne kompostované kanalizačné kaly (acSS)
- kompost I obsahujúci SS + 3% zeolit (Z) + 2% kôry (SS + Z + B) a
- kompost II obsahujúci SS + 3% modifikovaného zeolitu (Z) + 2% kôry (SS + mZ + B).

Navrhnuté analýzy sa zakladajú na nádobovom pokuse s ovsom pestovaným na A_p-horizonte Eutrickej fluvizeme (FAO) – neznečistením a na znečistenom ťažkými kovmi (Cd, Cu, Pb, Zn) s 20 variantmi. Obsahovali prídavok 2,5 %, 5,0 % a 10 % uvedených kompostov. Získané výsledky ukázali rôzne správanie ťažkých kovov a ich rôzny príjem rastlinami.

Kľúčové slová: kanalizačné kaly, komposty, ťažké kovy, zeolit, kôra

Introduction

It was observed in the numbers of soil study that their capability to grow crops was related to the organic matter content. It can be said that organic matter plays a controlling influence on soil properties, including productivity and without it the surface layer of the earth could not be determined as soil. The soil organic matter is one of the most important and most easily exhausted resources. This is supported by using more mineral fertilizers instead of different types of organic matter containing substances as composts, manure, plant residues, green fertilization, etc.

Municipal sewage sludges (SS) are materials containing a big amount of nutrients like N, P, K and other biogenic elements such as Ca, Mg, Fe, Cu, Mn, Zn, as well as organic matter. It is well known that Cu, Mn and Zn have physiological effect on the plant growth in a low concentration. Sewage sludge produced by wastewater treatment plants (WWTP) can improve soil fertility, particularly of poor soils by maintaining and enhancing the organic carbon content and improving soil physical characteristics (C. Tsadilas et al., 2000; Filcheva et al., 2000). That is why sewage sludge started to be recycled and their application in agriculture, as a substitute of mineral fertilizers or soil amendment in poor soils become a common practice all over the world (Marinova et al., 1995; Tsadilas et al., 1995). Except high content of nutrients sewage sludge often has different kind of toxicants (mineral and organic pollutants, pathogens). In such case their application must be attended by serious investigations and monitoring, from one hand, in order to ensure environmentally safe and economically acceptable manner of utilization, e.g. to keep the toxicants in permissible concentration levels (PCL) according to national or international regulations. From the other hand, producing the sewage sludge by WWTP's creates problems with their disposal, therefore it is necessary to take some actions and to apply some options for utilization. They are such as land reclamation (Filcheva et al., 1994; Petrova et al., 1994; Marinova et al., 1997), covering waste dumps from metallurgical industry, landfill, application to forestry and agriculture. In the last case the prevention of the toxicity (pathogenic, heavy metals and organic pollutants) is of a particular importance. That is why despite the possibilities of SS utilization their application must be attended by routine analyses and experiments, which will allow making the right choice of the type of composts, periods of their preparing and how long these periods have to last during different seasons.

The aim of this paper was to investigate chemical properties of unpolluted and polluted soils amended with different types of composts containing sewage sludge produced by WWTP and heavy metal uptake by oats.

Material and Methods

An experiment on aerobic composting SS alone and SS with zeolite and barks was carried out. Five types of composts were prepared but only three of them have been studied and applied to pot experiment according to the following scheme: aerobic composted sewage sludge; compost I, containing SS+ 3 % zeolite (Z) + 2 % barks (SS + Z + B) and compost II, containing SS + 3 % modified zeolite (Z) + 2 % barks (SS + mZ + B). Proposed investigation is based on a pot experiment with oats grown on A_p horizon of Eutric Fluvisols (FAO) – unpolluted and heavy metal polluted (Cd, Cu, Pb, Zn) with 20 treatments. Analyzes carried out were as follow:

1. pH in water (1:2.5) was measured potentiometrically.
2. Total organic carbon (C_t) content by the modified dichromate digestion (Kononova, 1966);
3. Humic (C_h) and fulvic acids C_f content), their ratio (C_h/C_f), degree of humification (C_h/C_f *100 %) (Kononova, 1966);

4. Total heavy metal content in soil and plant samples (Cd, Cu, Pb and Zn). The aqua regia digestion procedure was applied for both type of samples ($\text{HCl}:\text{HNO}_3 = 3:1$);
5. Mobile forms of heavy metals in composts (mg/kg) after 3 months of aerobic composting by extractions (1:2.5) with 1M NH_4NO_3 after Zeien&Brummer; 0.01N NaNO_3 and EDTA.
6. Heavy metal content (total in soil and plant samples) was measured using flame atomic absorption spectrophotometer and graphite furnace "Perkin Elmer 2100".

The composting experiment started at the WWTP of Sofia in 1998. The calculations of the used amendment amounts were based on the data of sorption of free NH_3 and C/N ratio. The aeration of the composts was achieved by three mixture operations. They were done on the fourteenth, twenty second and thirty forth day after the beginning of the experiment. During this time the temperature was measured every day and it showed a gradual increasing up to 60 – 65°C. It is very important for decreasing of the dangerous pathogen microorganisms and natural self-cleaning of the composts. Chemical analyses concerning content and organic matter composition were done after first and third months of aerobic composting period.

Result and Discussion

Some characteristics of the studied soils and sewage sludge (SS) are listed in Table 1. Unpolluted soil had neutral reaction. Cd-content was under the detection limits. Cu, Pb and Zn contents were in the limits of the mean background values for Bulgaria. They are: $30 \pm 25 \text{ mg.kg}^{-1}$ for Cu, $25 \pm 15 \text{ mg.kg}^{-1}$ for Pb and $75 \pm 20 \text{ mg.kg}^{-1}$ for Zn (Tchuldjian, 1989). Polluted soil had strongly acid reaction. Heavy metal content of Cu is close to PCL but Cd, Pb and Zn content exceeded the permissible concentration levels 2.09, 2.6 and 4.4 times, respectively. There are not Bulgarian standards (PCL) for sewage sludge and standards from countries of EC and Canada were used. They vary in the limits from 8 to 30 mg.kg^{-1} for Cd, from 300 to 3 000 mg.kg^{-1} for Cu, from 300 to 1 200 mg.kg^{-1} for Pb and from 1 850 to 10 000 mg.kg^{-1} for Zn.

It is obvious that Cd content in SS is above the upper limit, Cu content slightly exceeds the lowest value, Pb and Zn content are under the lowest values (Table 1).

Table 1 Main chemical characteristics of the studied soils and PCL values

Soil	Organic carbon (%)	pH in H_2O	Cd (mg.kg^{-1})	Cu (mg.kg^{-1})	Pb (mg.kg^{-1})	Zn (mg.kg^{-1})
Unpolluted	0.98	6.5	–	26.0	42	76
Polluted	0.90	5.12	1.67	63.7	131	400
PCL*	–	–	0.8	60.0	50	90
SS	15.88	6.8	45	336	194	1 200
PCL for SS			8 – 30	300 – 3 000	300 – 1 200	1 850 – 10 000

Note*: PCL's are permissible concentration levels

This investigation includes not only total heavy metal content but mobile forms, as well. It is of an especial importance as this status determines availability and toxicity of heavy metals. The last one can be used in order to be able to choose the most suitable type of composts for agricultural

utilization. Content of mobile forms in Table 2 shows an increasing of Cu extractable ones for modified zeolite and decreasing of Zn exchangeable forms for natural zeolite amendment with 0,01N NaNO₃ extraction. For all other cases the amount of extractable fraction was equal. Some variation was observed for 1M NH₄ NO₃ extraction. Again Cu had the highest amount for modified zeolite while Zn had the lowest concentration of extractable fraction for natural zeolite. Generally, mobile forms' content of all elements increased in EDTA extractable fraction.

Table 2 Mobile heavy metal contents in composts (mg.kg⁻¹) after 3 months of aerobic composting

Treatments	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn	Cd	Cu	Pb	Zn
	Extraction with 0.01N NaNO ₃				Extraction with 1M NH ₄ NO ₃				Extraction with EDTA			
SS	<0.005	0.75	<1.0	3.35	<0.005	2.80	<1.0	4.23	3.29	146	88.1	585
SS + Z + B	<0.005	0.75	<1.0	2.08	<0.005	3.43	<1.0	3.23	3.25	130	83.8	625
SS + mZ + B	<0.005	1.05	<1.0	3.35	<0.005	3.70	<1.0	5.20	3.55	156	88.2	670

The stage of maturity was determined by chemical analyses, concerning (cation exchange capacity (CEC), oxidation-reduction potential (E_h), optical characteristics of humus substances, total and "free" humic acids. All of them were directed to trace back transformation of organic substances, which leads to formation of the main humus substances. It was proved that natural zeolites added with barks improved humification processes. Condensed humic acids were formed in compost I with acSS + B + Z. The final stage of composting period was confirmed by the values of oxidation-reduction potential and results from microbial activity. The zeolites added increased both amount of exchangeable cations with 45 % and E_h (higher than 500 mV).

After maturity period of the composts a pot experiment with oats was set up in pots with 1 100 g air dry soils (unpolluted and polluted) in 20 variants and 4 replications each. Pot experiment included supplement of 2.5 %, 5.0 % and 10 % amendments of the above mentioned composts.

The results obtained, presented in Table 3 and Fig. 1 showed different behavior of the heavy metals and different uptake from the plants.

Only at the variant of 10 % added composts in unpolluted soil an increase of approximately 2 times for Zn is observed. In the case of polluted soil the value of Cu is higher for all added quantities of composts. Zn-content is higher in comparison to unpolluted soil but it decreases from acSS to compost I and compost II. The Zn-content in plants is about 3 times higher after application of 2.5 % and 5 % of composts. The supplement of 10 % of the above mixture has lead to accumulation of 4 times more Zn, than in plants grown on the clean soils. These data are comparable with Zn content in the soils. Copper and lead content in plants are not significantly different when all kinds of composts are applied to polluted soils. The Zn content increased again. The same is noted for Cd but not so high.

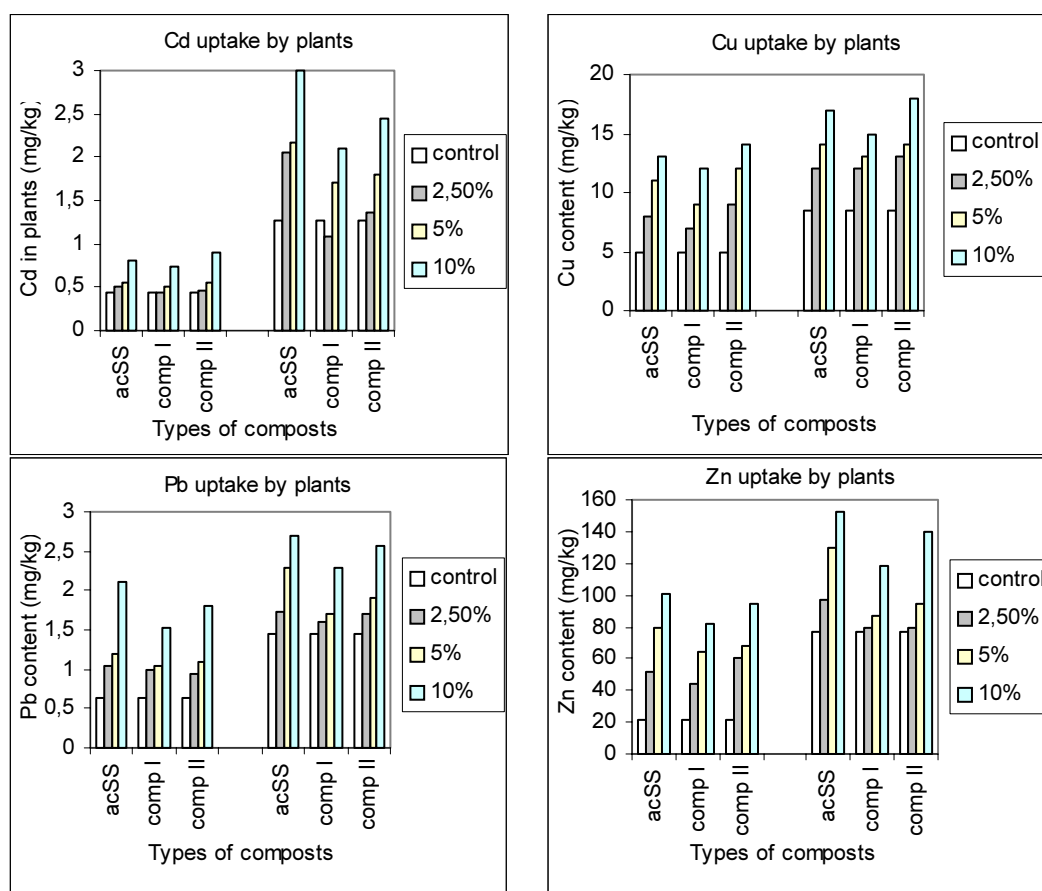
Table 3 Heavy metal content in soils, treated variants and plant production (g)

Variants	Treatments	Cd mg.kg ⁻¹	Cu mg.kg ⁻¹	Pb mg.kg ⁻¹	Zn mg.kg ⁻¹	Mass of leaves and stems	Mass of roots (g)
1 – 1	Unpolluted soil + NPK	<1.0	28.50	42.0	84.0	6.03	4.25
1 – 2	Unpolluted soil + 2.5 % acSS	2.1	36.00	46.0	106.0	13.22	3.69
1 – 3	Unpolluted soil + 5 % acSS	3.3	45.00	50.0	134.0	15.18	3.71
1 – 4	Unpolluted soil +10 % acSS	5.2	62.50	57.0	178.0	16.39	3.44
2 – 1	Unpolluted soil + 2.5 % compost I	1.9	35.50	36.0	88.0	14.57	4.58
2 – 2	Unpolluted soil + 5 % compost I	3.0	38.00	37.5	100.0	15.74	4.19
2 – 3	Unpolluted soil +10 % compost I	4.8	47.00	41.0	138.0	14.87	2.30
3 – 1	Unpolluted soil + 2.5 % compost II	1.8	33.50	30.0	83.5	13.87	3.67
3 – 2	Unpolluted soil + 5 % compost II	2.9	37.50	36.5	85.0	15.76	3.67
3 – 3	Unpolluted soil +10 % compost II	4.7	49.50	47.0	160.0	15.96	2.96
4 – 1	Polluted soil + NPK	1.7	63.70	131.0	400.0	6.76	2.86
4 – 2	Polluted soil + 2.5 % acSS	2.8	71.00	132.0	420.0	12.67	2.80
4 – 3	Polluted soil + 5 % acSS	3.9	78.00	134.0	441.0	12.83	2.56
4 – 4	Polluted soil + 10 % acSS	5.8	90.00	137.0	480.0	13.28	2.17
5 – 1	Polluted soil + 2.5 % compost I	2.1	68.50	101.0	395.0	14.28	2.96
5 – 2	Polluted soil + 5 % compost I	3.2	74.50	112.0	420.0	14.03	3.04
5 – 3	Polluted soil + 10 % compost I	4.9	85.00	130.0	465.0	13.42	2.86
6 – 1	Polluted soil + 2.5 % compost II	2.0	69.50	103.0	405.0	12.35	3.19
6 – 2	Polluted soil + 5 % compost II	3.0	72.00	118.0	435.0	13.70	3.22
6 – 3	Polluted soil + 10 % compost II	4.8	83.50	128.0	460.0	13.27	2.90

Visible differences were observed in relation to the quantities of the leaves' mass and stems on polluted and unpolluted soil. The control variants without addition of composts in both cases have the lowest amount of the over ground mass – 6.03 and 6.76, respectively. With addition of the composts these mass was higher up to 2 – 2.5 times. An addition of 5 % from all types of composts to unpolluted soil showed very close values (15.18; 15.74; 15.76 g). The best results and comparatively equal amounts were received for polluted soil with 2.5 and 5 % treatment with compost I and tendency of decreasing at 10 %.

Quite interesting are the data for the root mass. It definitely diminishes on polluted soil. The lowest amount of it was measured for variant 10 % addition of acSS. For compost I and II results are nearly equal.

Fig. 1 Heavy metal uptake by plants



Conclusion

1. For utilization of WWTP sewage sludge multivariate experiments for compost preparing are necessary to be carried out. In order to make the most suitable choice and rational application of these materials is obligatory to investigate their physico-chemical characteristics.
2. The addition of composts in all cases leads to significant enhance of the overground yields for polluted and unpolluted soil.
3. Root system is the weakest on polluted soil with addition of acSS.
4. The highest uptake of heavy metals was observed for acSS applied on both polluted and unpolluted soils. The addition of composts diminishes heavy metal uptake and the best result was received for compost I.
5. The most suitable was occurred the treatment of the polluted soil with compost I with quantity of 2.5 %. The growing plants developed significant overground mass and comparatively good root system without observing high heavy metal accumulation.

Reference

- FILCHEVA E., S. MARINOVA, 1994: Initial Humus Forming Process in the Biologically Reclaimed Lands, In: G. TSANKOV et al. (Eds.). Proc. 125 Years Anniversary Bulg. Acad. Sci. and 65 Years Forest Research Institute, Sofia.
- KONONOVA M.M., 1966: Soil Organic Matter, Its Nature, Its Role in Soil Formation. 2nd English Ed., Pergamon Press Inc., Elmsford, M. V., p. 544.
- MARINOVA S., L. PETROVA, S. ROUSSEVA, R. DONKOVA, E. FILCHEVA, P. BOZHINOVA, 1995: Ecological changes in Soil-Plant System as Affected by Treatment with Sewage Sludge from Waste Water Treatment Plants. Final Report of Project 7/93 of Ministry of Education, Science and Technology.
- MARINOVA S., G. KERCHEV, R. DILKOVA, 1997: Effect of Industrial and Agricultural Waste Materials Application on the Physical Properties of Soils Disturbed by Coal-mining. – Chemistry and Industry, LXVIII (1 – 3), 23 – 24.
- PETROVA L., S. MARINOVA, 1994: Soil Organic Matter characteristics of Field Experiment for Biological Land Reclamation in Maritza – Iztok District. In: Proc. Fifth National Conference of Soil Science in Bulgaria, Sofia, 107 – 110.
- TSADILAS C.D., D. DIMOYIANNIS, V. SAMARAS, 1995: Effect of Zeolite Application and Soil pH on Cadmium Sorption in Soils. – Commun. Soil Sci. Plant Anal., 28 (17 – 18), 1591 – 1602.
- TSADILAS C., S. ROUSSEVA, E. FILCHEVA, P. BOJINOVA, V. SAMARAS, K. CHAKALOV, G. PETKOVA, L. STANISLAVOVA, I. CHRISTOV, S. MARINOVA, V. VALEV, V. KRASTEVA, T. POPOVA, H. SETATOU, 2000: Greek-Bulgarian Research Project in Agroecology: Agricultural Use of Sewage Sludge and Its Impact on Physical and Chemical Properties of Soil. J. Balkan Ecology, v. 3, N 2, 9 – 48.
- FILCHEVA E., K. CHAKALOV, T. POPOVA, V. VALEV, P. BOJINOVA, C. TSADILAS, V. KRASTEVA, 2000: Influence of zeolitic tuff and barks on the organic matter composition and physicochemical properties of composts produced from sewage sludge. In: Proc. 8th Nat. Conference of the Soil Science Society, Kavala, Greece, 349 – 358.
- TCHULDJIAN H., 1989: Pollution of Soils. In: Lectures of Soil Science. Project FAO – Bulgaria. TSP/BUL/4205 (T).
- ZEIEN H., G. W. BRUMMER, 1989: Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Boden. Mitteiln. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch. 59, 505 – 510.

Pôdne mikromycéty v rizosfére pšenice

Olivia ĎUGOVÁ

Ústav krajiny ekológie SAV, Štefánikova 3, 814 99 Bratislava

Abstrakt

Bolo študované druhové zastúpenie pôdných mikromycét a ich častot' výskytu v černozeiach Slovenska v rizosfére pšenice. Celkove bolo izolovaných 82 druhov pôdných mikromycét s rôznou častot'ou výskytu. Najčastejšími druhmi sú z rodov *Penicillium*, *Aspergillus* a *Fusarium*. Významným zistením je výskyt *Mucoraceae* pre poľnohospodárske pôdy. Ako špecifické druhy pre pšenicu boli zistené niektoré druhy z rodu *Penicillium* a *Fusarium*.

Kľúčové slová: pôdne mikromycéty, druhová analýza, častot' výskytu

Úvod

Pôdne mikromycéty predstavujú nezameniteľný komponent rôznych biocenóz a predstavujú spojovací článok vo vzťahoch s vyššími rastlinami, pôdnou faunou, baktériami, v kolobehu látok v pôde a pôdnej úrodnosti.

Mikromycéty sú polymorfné organizmy, schopné osídliť mnohé substráty a previesť transformáciu organických a minerálnych látok na bielkoviny a iné fyziologicky aktívne metabolity. Ale aj samotné mikromycéty predstavujú substrát, okolo ktorého prebieha integrácia mnohých iných organizmov, čo vedie k vytvoreniu charakteristických asociácií a sukcesí. Mikromycéty tvoriace asociácie na nižších fázach transformácie organických látok pôdy, majú dôležitú úlohu pri tvorbe pôdnej úrodnosti a v konečnom dôsledku sú indikátormi zdravotného stavu pôdy.

Mikromycéty počas svojho života v pôde vstupujú do rôznych vzájomných vzťahov druh s druhom, s vyššími rastlinami, inými mikroorganizmami a ďalšími predstaviteľmi pôdnej fauny. Početnosť a druhová skladba saprofytických, parazitických, symbiotických, rizosférych a iných pôdných mikromycét je v značnej miere daná typom rastlinného krytu a hlavnými faktormi tej-ktorej biocenózy. Ovšem druhová skladba pôdných mikromycét závisí i od stupňa floristického nasýtenia fytoocenóz, ich priestorového rozšírenia, amplitúdy vertikálneho a horizontálneho rozmiestnenia, charakteru jednotlivých životných foriem a biologickej štruktúry dominantných foriem.

Poznanie špecifičnosti flóry pôdných mikromycét, ktoré osídľujú koreňový systém rastlín, je možné len na základe detailnej mikrobiologickej analýzy druhového zloženia a vysvetlenia hlavných (základných) zákonitostí vzájomného pôsobenia týchto mikromycét s vyššími rastlinami a inými mikroorganizmami, ktoré sa rozvíjajú na povrchu koreňa i v jeho tesnej blízkosti. Oblasť, v ktorej sa dotýkajú korene rastlín s pôdou a mikroorganizmami a v ktorej prebieha absorpcia vody a prvkov minerálnej výživy koreňmi, sa nazýva rizosféra.

Rizosféra predstavuje svojskú ekologickú niku, kde je masovo sústredené veľké množstvo mikroorganizmov. Postupným sledovaním sa zistilo, že väčšina mikromycét viaže svoju existenciu v pôde ku koreňovému systému rastlín. Najintenzívnejší rozvoj mikromycét v rizosfére rastlín je v čase intenzívnej vegetácie.

Materiál a metódy

Pôdne vzorky boli odobraté z 10-tich poľnohospodársky využívaných pôd z rôznych lokalít Slovenska z hĺbky do 20 cm v rôznych vývojových štádiách pšenice. Podľa pôdnej klasifikácie išlo pôdy černoziem modálna a kultizemná (MKSS, 2000).

Na izoláciu pôdných mikromycét bola použitá zriedňovacia metóda v pomere 1 : 10⁻⁵ KTJ (Fassatiová, 1977). Suspenzia bola naočkovaná na selektívne živné pôdy Czapek-Doxov agar s bengálskou červeňou a chloranfenikolom, Jensenov agar, Puškinskej agar a vodný agar s filtračným papierom. Časť výskytu jednotlivých druhov mikromycét sa vypočítalo pomocou vzorca: $F = a/b$, kde F = časť výskytu jednotlivých druhov, a = počet vzoriek, v ktorých sa druh nachádza a b = celkový počet vzoriek.

Výsledky a diskusia

Celkovo bolo izolovaných 82 druhov pôdných mikromycét, ktoré patrili do rôznych systematických a ekologických skupín, pričom druhové zloženie sa odlišovalo i v rámci jedného pôdneho typu, ktorý bol sledovaný. Odlíšenie v druhovom zastúpení pôdných mikromycét v rámci jedného typu pôdy je dané v poľnohospodársky pôdach predovšetkým ľudskou činnosťou. V agroekosystémoch činnosťou človeka nastávajú v ekologických podmienkach pôdy značné zmeny, ktoré vedú k porušeniu stability mikrobiálneho spoločenstva. Stabilita mikrobiálneho spoločenstva v poľnohospodárskych pôdach, teda i mykocenózy, oproti prirodzeným spoločenstvám, je narušená nielen agrotechnickými a agrochemickými zásahmi do pôdy, ale i „uniformitou“ rastlinných zvyškov dostávajúcich sa po pôd. Všetky vyššie uvedené zásahy vedú k narušeniu vzájomných vzťahov vo vnútri mykocenózy a k postupnému „vymiznutiu“ niektorých druhov a tým i k zmene celej mykocenózy (Bernát, 1981; Braunová, 1981; Ďugová, 2001).

V sledovaných pôdach boli najčastejšie izolované druhy z rodov *Penicillium*, *Aspergillus*, *Mucor* a *Fusarium* (tab. č. 1). Druhy rodov *Penicillium* a *Aspergillus* sú známy producenti mykotoxínov, ktoré môžu ďalej ovplyvňovať mykocenózu potlačením rastu druhov citlivých na produkované mykotoxíny. Druhy rodu *Fusarium* sú známe ako virulentné parazity rastlín a ich zvýšený výskyt v agroekosystéme môže indikovať nežiadúce zmeny v mykocenóze.

Pri analýze druhov pôdných mikromycét je potrebné vyčleniť druhy, ktoré sú charakteristické tým, že sa izolujú takmer vo všetkých pôdach sveta. Sú to predovšetkým druhy rodu *Penicillium* a *Aspergillus* a v menšej miere *Fusarium*. V sledovaných pôdach druhy rodu *Penicillium* sa podieľali až 44,8 % a druhy rodu *Aspergillus* 16,6 % z celkového množstva. Prekvapením sú *Mucoraceae*, ktorých podiel je pre poľnohospodárske pôdy vysoký – 8,7 % (tab. č. 3). Tieto druhy sú v literatúre uvádzané ako druhy typické pre lesné pôdy a pre pôdy severných, t.j. chladnejších oblastí Slovenska (Braunová, 1981) až na druhy *Actinomucor repens*, *Mucor saturninus* a *Rhizopus nigricans*, ktorých výskyt bol zaznamenaný i v pôdach južných oblastí Slovenska (Bernát et al., 1984). I keď uvedené rody majú vysokú časť výskytu a široký areál rozšírenia, predsa niektoré druhy, ako napr. *Penicil-*

lium nigricans, *P. varians*, *P. rubrum* a *P. funiculosum*, môžeme na základe ich výskytu v určitých časových obdobiach v rámci rastu pšenice, považovať ich za špecifické pre pšenicu. Platí to i pre niektoré druhy rodu *Fusarium*, ako sú *F. graminearum*, *F. culmorum*, *F. avenaceum*. Z nich najviac vo vzťahu k pšenici je sledované *F. graminearum*, ktoré je pôvodcom koreňovej hniloby, prípadne vytvára patogénny komplex s inými druhmi (Sivasthamparan et al., 1989).

Zmena druhovej skladby pôdných mikromycét závisí nielen na podmienkach prostredia, ale i na vývojovej fáze samotnej rastliny (tab. č. 2). V tabuľke sú uvedené druhové zmeny mikromycét v dvoch fázach vývoja pšenice a to v období steblovania a vo fáze mliečnej zrelosti. Vo fáze steblovania je absencia *Mucoraceae* až na dva druhy – *Mucor hiemalis* a *Rhizopus nigricans*. Vo fáze mliečnej zrelosti však nachádzame až 10 druhov. Z rodu *Fusarium* vo fáze mliečnej zrelosti pribúdajú druhy *F. moniliforme*, *F. solani*, *F. latericium* a *F. avenaceum*. Mnohé druhy mikromycét zotrývajú v rizosfére pšenice po celý jej vývojový cyklus ako *Aspergillus fumigatus*, *A. niger*, *Cladosporium cladosporioides*, *F. oxysporum*, *P. nigricans*, *P. varians*, *Trichoderma koningii*, *T. viride* a i.

Druhovú skladbu pôdných mikromycét a ich početnosť závisí od mnohých faktorov, ako od sezóny roka, fázy vývoja rastliny, vplyvu človeka a pod. V agrobiocenóze najviac druhov mikromycét bolo izolovaných na jar, kedy je intenzívny rast rastliny. Je to možné objasniť prítomnosťou optimálnych podmienok prostredia (teplotou, vlhkosťou, dostatkom výživných látok a pod.). V lete sa počet druhov znižuje, príp. ich častosť výskytu a na jeseň, zlepšením vlhkostných pomerov je množstvo druhov vyššie, ale nedosahuje hodnôt jarých.

Záver

I keď odbery pôdných vzoriek boli odobraté len počas dvoch rokov, výsledky ukazujú pomerne bohaté druhové zastúpenie v rizosfére pšenice a umožňujú aspoň čiastočne vyčleniť druhy charakteristické pre rizosféru pšenice.

Literatúra

- BERNÁT J., 1981: Reakcia mikromycét na zmeny pôdneho prostredia. ACTA FRNUC, Formatio et Protectio a Naturae VII, 219 – 224.
- BERNÁT J., DUBOVSKÁ A., BRAUNOVÁ O., 1984: Mikromycetes in agricultural soils of Slovakia. ACTA FRNUC, Microbiologia XIII, 3 – 21.
- BRAUNOVÁ O., 1981: Mikromycéty v pôdach experimentálnych báz. I. Druhové zloženie a častosť výskytu. Ved. práce VÚPVR, 197 – 205, Bratislava.
- ĎUGOVÁ O., 2001: Štruktúra spoločenstva pôdných mikromycét v lúčnych a poľnohospodárskych pôdach. Zborník z konferencie :Puda, její vlastnosti a taxonomie v zemědělské a lesní krajině. Pedologické dny. 28 – 29.5.2001., 13 – 15.
- FASSATIOVÁ O., 1979: Plísňe a vláknité houby v technické mikrobiologii. SNTL, Praha.
- Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. VÚPOP, 2000.
- SIVASTHAMPARAN K., PARKER C.A., EDWARDS C.S., 1989: Rhizosphere microorganisms of seminal and nodal roots of wheat grow in pots. Soil. Biol. biochem. 11, 155 – 160.

Pod'akovanie

Táto práca bola čiastočne podporená finančnými prostriedkami z grantu č. GP2/2006/22.

Tab. 1 Druhovú zloženie a častosť výskytu mikromycét

<i>Absidia spinosa</i>	0,5	<i>Penicillium miczynskii</i>	0,6
<i>Actinomucor repens</i>	0,5	<i>Penicillium cyclopium</i>	1
<i>Mucor angulisporus</i>	0,2	<i>Penicillium expansum</i>	1
<i>Mucor hiemalis</i>	1	<i>Penicillium granulatum</i>	0,3
<i>Mucor plumbeus</i>	0,1	<i>Penicillium martensii</i>	0,1
<i>Mucor racemosus</i>	0,1	<i>Penicillium funiculosum</i>	1
<i>Mucor pusillus</i>	0,1	<i>Penicillium purpurogenum</i>	0,6
<i>Mucor saturninus</i>	0,1	<i>Penicillium rubrum</i>	0,8
<i>Rhizopus nigricans</i>	1	<i>Penicillium tardum</i>	0,5
<i>Cunninghamella japonica</i>	0,8	<i>Penicillium variabile</i>	1
<i>Mortierella spinosa</i>	0,3	<i>Penicillium varruculosum</i>	0,3
<i>Gymnoascus reessii</i>	0,1	<i>Penicillium albicans</i>	0,6
<i>Eurotium herbariorum</i>	0,5	<i>Acremonium butyri</i>	0,1
<i>Eurotium amstelodami</i>	0,2	<i>Botrytis cinerea</i>	0,6
<i>Emericella nidulans</i>	0,1	<i>Gliocladium catenulatum</i>	0,2
<i>Talaromyces luteus</i>	0,8	<i>Gliocladium roseum</i>	0,3
<i>Talaromyces trachyspermus</i>	0,2	<i>Sepedonium chrysospermum</i>	0,1
<i>Talaromyces wirtmani</i>	1	<i>Spicaria violacea</i>	0,9
<i>Chaetomium globosum</i>	1	<i>Spicaria divaricata</i>	0,1
<i>Chaetomium spirale</i>	0,2	<i>Spicaria elegans</i>	0,1
<i>Chaetomium olivaceum</i>	0,3	<i>Trichoderma koningi</i>	1
<i>Phoma glomerata</i>	0,3	<i>Trichoderma viride</i>	1
<i>Aspergillus awamori</i>	0,1	<i>Verticillium albo-atrum</i>	0,1
<i>Aspergillus flavipes</i>	0,1	<i>Alternaria humicola</i>	0,3
<i>Aspergillus flavus</i>	0,9	<i>Cladosporium cladosporioides</i>	0,5
<i>Aspergillus fumigatus</i>	0,8	<i>Cladosporium sphaeospermum</i>	0,4
<i>Aspergillus niger</i>	0,3	<i>Stachybotrys chartarum</i>	0,7
<i>Aspergillus ochraceus</i>	1	<i>Cladosporium sphaeospermum</i>	0,4
<i>Aspergillus sydowi</i>	0,2	<i>Humicola nigrescens</i>	0,1
<i>Aspergillus versicolor</i>	0,1	<i>Stachybotrys chartarum</i>	0,7
<i>Penicillium decumbens</i>	0,5	<i>Stachybotrys cylindrispora</i>	0,6
<i>Penicillium frequentans</i>	0,8	<i>Stemphyllium botryosum</i>	0,5
<i>Penicillium canescens</i>	0,3	<i>Stemphyllium solani</i>	0,1
<i>Penicillium janthinelum</i>	0,5	<i>Fusarium avenaceum</i>	0,6
<i>Penicillium jenseni</i>	0,2	<i>Fusarium graminearum</i>	0,4
<i>Penicillium lilacinum</i>	0,8	<i>Fusarium oxysporum</i>	0,7
<i>Penicillium brevi-compactum</i>	0,4	<i>Fusarium bulbigerum</i>	0,2
<i>Penicillium chrysogenum</i>	0,3	<i>Fusarium latericium</i>	0,4
<i>Penicillium citrinum</i>	0,3	<i>Fusarium orthoceras</i>	0,3
<i>Penicillium steckii</i>	0,2	<i>Fusarium solani</i>	0,6
<i>Penicillium solitum</i>	0,2	<i>Fusarium gibosum</i>	0,5
		<i>Doratomyces stemonitis</i>	0,2

Tab. 2 Druhové zloženie vo vývojových fázach steblovania a mliečnej zrelosti pšenice

	1	2		1	2
Absidia spinosa	+	+	Penicillium cyclopium	+	+
Actinomucor repens	+	+	Penicillium expansum	+	+
Mucor angulisporus		+	Penicillium granulatum		+
Mucor hiemalis	+	+	Penicillium martensii		+
Mucor plumbeus	+		Penicillium funiculosum	+	+
Mucor racemosus	+	+	Penicillium purpurogenum	+	+
Mucor pusillus		+	Penicillium rubrum		+
Mucor saturninus		+	Penicillium tardum		+
Rhizopus nigricans	+	+	Penicillium variabile	+	+
Cunninghamella japonica	+	+	Penicillium varruculosum		+
Mortierella spinosa	+		Penicillium albicans	+	
Gymnoascus reessii		+	Acremonium butyri	+	+
Eurotium herbariorum	+		Botrytis cinerea	+	
Eurotium amstelodami	+		Gliocladium catenulatum		+
Emericella nidulans		+	Gliocladium roseum		+
Talaromyces luteus	+	+	Sepedonium chrysospermum	+	+
Talaromyces trachyspermus	+		Spicaria violacea		+
Talaromyces wirtmani	+	+	Spicaria divaricata	+	
Chaetomium globosum	+	+	Spicaria elegans	+	+
Chaetomium spirale		+	Trichoderma koningi	+	+
Chaetomium olivaceum		+	Trichoderma viride	+	+
Phoma glomerata	+		Verticillium albo-atrum	+	
Aspergillus awamori	+		Alternaria humicola	+	+
Aspergillus flavipes	+		Cladosporium cladospriedes		+
Aspergillus flavus		+	Cladosporium sphaeospermum	+	+
Aspergillus fumigatus	+	+	Stachybotrys chartarum	+	+
Aspergillus niger	+	+	Stachybotrys cylindrispora	+	+
Aspergillus ochraceus		+	Stemphyllium botryosum	+	+
Aspergillus sydowi	+		Stemphyllium solani		+
Aspergillus versicolor	+		Fusarium avenaceum	+	+
Penicillium decumbens	+	+	Fusarium graminearum	+	
Penicillium frequentans	+	+	Fusarium oxysporum	+	+
Penicillium canescens	+		Fusarium bulbigerum		+
Penicillium janthinelum	+		Fusarium latericium		+
Penicillium jenseni	+		Fusarium orthoceras	+	
Penicillium lilacinum	+	+	Fusarium solani	+	+
Penicillium brevi-compactum	+		Fusarium gibosum	+	+
Penicillium chrysogenum	+		Doratomyces stemonitis		+
Penicillium citrinum		+			
Penicillium steckii	+				
Penicillium solitum	+	+			
Penicillium miczynskii	+	+			
Mucor	10,7				
Absidia	3,1				
Mortierella	5,1				
Chaetomium	5,6				
Aspergillus	6,6				
Penicillium	44,8				
Gliocladium	2,5				
Curvularia	3,1				
Fusarium	6,1				

Vodná erózia na Slovensku

Pavel JAMBOR

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

Abstrakt

V našej práci sa zameriavame na vyčíslenie relevantných pôdoochranných opatrení zameraných na ochranu proti vodnej erózii. Potenciálne vodná erózia na Slovensku ohrozuje spolu 1 302 180 ha poľnohospodárskej pôdy (55 %), z toho extrémnym spôsobom (keď bola oderodovaná povrchová vrstva humóznej pôdy – A-horizont) 402 490 ha (17,0 %).

V súčasnej situácii zoslabenej ekonomiky poľnohospodárstva nie je možné chrániť pôdu pred vodnou eróziou nákladnými opatreniami, ako je napr. terasovanie. Relevantnými ostali iba agrotechnické pôdoochranné opatrenia ako napr. vrstevnicová agrotechnika, bezorbová a minimálna agrotechnika a iné. Mieru ich relevancie sme posudzovali podľa výsledkov získaných v poľnom pokuse na hnedozemi, podľa požiadaviek praxe a parametrov zo svetovej literatúry. S najväčšími prekážkami sa stretáva bezorbová technológia a na druhej strane ako vhodné do všetkých podmienok ornej pôdy sme doporučili minimálnu agrotechniku. Minimum obmedzení voči jednotlivým ochranným zásahom kladie pôdny typ černozem aj s podtypmi.

Úvod

Protierózna ochrana pôdy sa zakladá na boji proti faktorom vodnej erózie tak, aby tieto boli znížené na tolerovateľné hodnoty. S výnimkou klimatických faktorov (dážď, vietor) všetky iné faktory erodibility môžu byť regulované.

Preto protierózna bola vyvinutá do systému rôznych opatrení proti eróznym faktorom jednotlivu alebo súčasne proti niekoľkým z nich.

Opatrenia proti erózii pôdy sa môžu deliť podľa niekoľkých kritérií – napr.:

- podľa jednotlivých faktorov, proti ktorým sa postupuje
- podľa druhu erózie (vodná, veterná, spôsobená agrotechnikou)
- podľa metodického prístupu a tiež podľa
- príslušnosti k rezortu (poľnohospodárstvo, lesníctvo atď.) v rámci ktorého sa problém rieši.

Nakoniec posledným kritériom, podľa ktorého môžu byť protierózne zásahy rozlišované, je lokalizácia – opatrenia môžu byť vykonávané na:

- poľnohospodárskej pôde
- lesnej pôde
- horskej pôde (alpínskej)
- urbanizovanej pôde
- na dopravných linkách
- erózia na vodných zdrojoch

Predmetom nášho štúdia je poľnohospodárska (najmä orná) pôda.

Materiál a metóda

Tento príspevok sa zakladá na výsledkoch úlohy VÚPOP „Spomaľovanie procesov fyzikálnej degradácie pôdy“ a na siedmich čiastkových úlohách. Okrem toho sme použili materiály Pôdneho informačného systému vzťahujúci sa k celému územiu Slovenska. V tabuľke č. 1 sú uvedené hlavné

pôdne typy spolu s kategóriou erodibility stanovenou podľa predpokladaného priemerného ročného odnosu pôdy.

Tabuľka 1 Kategorizácia erododibilných pôd v SR

Kategória erodovanosti								
	I. zmyv		II. zmyv		III. zmyv		IV. zmyv	
	Bez erózie		Stredná erózia		Silná erózia		Extrémna erózia	
HPJ	0 – 4	%	4 - 10	%	10 - 30	%	nad 30	%
FM	345 024	32,4	0	0	0	0	0	0
CA	184 129	17,3	0	0	0	0	0	0
CM	242 911	22,8	32 594	7,0	7 870	1,8	0	0
HM	121 456	11,2	108 762	23,0	45 868	11,0	16 633	4,0
LM	74 578	7,0	80 395	17,0	28 013	6,6	6 483	2,0
RM	19 177	1,8	17 046	3,6	9 448	2,0	9 688	2,4
KM	17 046	1,6	203 605	43,0	299 503	70,0	285 866	71,0
RA	2 719	0,3	14 665	3,0	28 463	7,0	43 192	11,0
GL	51 137	4,9	14 937	3,0	5 223	1,2	0	0
OM	5 280	0,5	95	0,02	54	0,01	0	0
PZ	0	0	0	0	120	0,03	964	0,2
SC	1 224	0,1	0	0	0	0	0	0
LI	739	0,1	1 421	0,3	1 608	0,4	1 667	0,4
STR	0	0	0	0	0	0	37 997	9,0
SPOLU	1 065 420	100	473 520	100	426 170	100	402 490	100
%p.p.f.		45,0		20,0		18,0		17,0

Legenda: HPJ = hlavná pôdna jednotka

FM = fluvizem

CA = čiernica

CM = černoziem

HM = hnedozem

LM = luvizem

RM = regozem

KM = kambizem

RA = rendzina

GL = glej

PZ = podzol

OM = organozem

LI = litozem

SC = zasolená pôda

STR = pôda so sklonom nad 12°

Výsledky poľného pokusu nám pomohli pri posudzovaní vhodnosti jednotlivých ochranných opatrení proti vodnej erózii.

Charakteristika poľného pokusu – Kľačany, PD Hlohovec: hlinitá až ílovitohlinitá hnedozem, svah (SZ) 5 – 7° – horná časť, kyslá – pH pod 5,5, menej stabilná pôdna štruktúra, obsah humusu 1,4 %. V uľahnutom stave má pôda zníženú infiltračnú kapacitu.

Klasifikácia protieróznych opatrení

Michalson et al., (1999) pokladajú za ochranné protierózne opatrenie každú agrotechnickú technológiu, ktorá pomáha minimalizovať erózný povrchový odtok. V tomto zmysle:

- A. Vrstevnicová agrotechnika** sa obvyčajne spája s konvenčnou orbou vykonávanou pozdĺž vrstevníc s obracanie pôdy do svahu a s inou agrotechnikou vykonávanou pozdĺž vrstevníc (sejba, predsejbová príprava atď.). Vplyv: pomáha znižovať povrchový odtok v medzivegetačnom období približne o 50 % na ornej pôde so sklonom 3 – 9°. Dĺžka vplyvu: podľa textúry 1 – 5 mesiacov (piesočnatá < hlinitá < piesočnatohlinitá < ílovitá pôda a íl). Jej účinok sa zvyšuje

podorníčným kyprením. Je vhodná prakticky pre všetky pôdne podmienky na Slovensku na ornej pôde.

Nevýhoda: nepohodlie vodiča spôsobené sklonom, „zanášanie“ ťahaného náradia nie je stavajú tak, aby kompenzoval uvedené nevýhody a preto prax veľmi nerada aplikuje tento zásah.

B. Ochranná rotácia plodín – vhodná na ornej pôde Slovenska so svahovitou do 12° (Jambor, Ilavská, 1998). Zakladá sa na preferenčnom striedaní viacročných krmovín, ozimných a jarných obilnín v kombinácii pôdoochrannou agrotechnikou. Okopaniny sú prípustné iba na pôdach 2. kategórie (sklon do 7°), alebo i na svahovitejších pozemkoch za použitia mulčovania, či no-till technológií. Metodika (Jambor, Ilavská, 1998) udáva presne zastúpenie jednotlivých plodín v rámci 10-ročnej poľnej rotácie plodín a predpisuje konkrétny ochranný protierózny zásah, aby bolo možné dosiahnuť tolerovateľný rozsah vodnej erózie.

Rozdelenie plodín podľa ich ochranného vplyvu:

- viacročné krmoviny – tráv, lucerna, ďatelina majú stály ochranný účinok až po zaoranie plodiny. Po zaoraní plodiny ochranný vplyv pretrváva približne 6 – 8 mesiacov až do zníženia vodostálosti vytvorenej pôdnej štruktúry.
- Oziminy – oz. pšenica, oz. raž, oz. jačmeň, repka olejka majú ochranný vplyv (november – august) – na jeseň a cez zimu čiastočný, po vytvorení zapojeného porastu úplný, spolu 8 – 10 mesiacov (vrátane ochranného vplyvu strniska, podmienky).
- Jarné hustosiate obilniny – jarný jačmeň, jarná pšenica, ovos, strukoviny. Ochranný vplyv trvá cca 5 mesiacov (apríl – august), vrátane strniska a podmietky.
- Okopaniny – kukurica, slnečnica, cukrová repa, zemiaky atď. Ich ochranný vplyv je najkratší (4 mesiace, jún – september) a predstavujú najväčšie riziko erózie. Pôda pod okopaninami je erózne najzraniteľnejšia. Doporučuje sa preto používať v maximálne možnej miere protierózne ochranné technológie.

C. Podorníčné kypriace zásahy (do hĺbky 0,35 – 0,50 m) predstavujú (v kombinácii s ďalšími zásahmi jeden z najúčinnějších ciest znižovania povrchového odtoku a zvýšenia infiltračnej kapacity, najmä ak sa robia v smere po vrstevnici. Trvanie ochranného vplyvu v závislosti na pôdnych podmienkach nie je dlhšie ako 4 roky, najčastejšie však 1 rok. Podrývanie môžeme spájať aj s konvenčnou agrotechnikou – zvýši sa jej ochranný vplyv. Jeho uplatnenie je najlepšie v kombinácii s hlboko koreniacimi plodinami. Najefektívne sa využije na pôdnych typoch černoze a hnedozem. Avšak pre zbývajúce pôdne typy (bez skeletu v podorníči) znamená ešte väčšie plus – premenu (zväčša) anaeróbnych podorníčných podmienok na aerobne = prehĺbenie vegetačného profilu.

D. Bezorbová technológia (no-till) v nadväznosti na výsledky pozorovaní vo vegetačnom pokuse PD Hlohovec sa stretáva s najväčším množstvom obmedzení zo strany pôdy. Podľa Suškeviča (1991) a našich pozorovaní sme došli k nasledujúcim kritériám vhodnosti pôdy pre uplatnenie bezorbovej (no-till) technológie:

Tab. 2. Obmedzujúce pôdne vlastnosti pre uplatnenie no-till v podmienkach Slovenska

Faktor	Obmedzujúca pôdna vlastnosť
Textúra	25 – 45 % ílovej frakcie (pod 0,002 mm)
Hĺbka ornice	0,25 – 0,30 m
Skeletovitosť	sporadický výskyt 10 mm skeletu a viac
Zamokrenie	vhodné sú iba nezamokrené pôdy
Infiltračná kapacita	vhodné sú iba pôdy s dobrou a vysokou infiltr. kapacitou
Pôdna reakcia	iba pôdy s pH nad 5,5
Humus	nad 2,5 % (nad 1,5 % – P. Jambor)
Nasýtenie sorp. Komplexu	vhodné sú iba plne nasýtené pôdy
Biologická aktivita	dobrá a vyššia
Tepelná kapacita	dobrá, chladné pôdy sú vylúčené

Prečo no-till nie je vhodnou ochrannou technológiou na hnedozemi (PD Hlohovec, kataster Kľačany)?

Odpoveďou sú nasledovné skutočnosti:

- pri no-till nebola preukázaná vyššia infiltračná kapacita v porovnaní s konvenčnou agro-technikou,
- priama evaporácia z pôdneho povrchu nebola pri no-till nižšia (t.j. rýchle vysychanie pôdy),
- hodnoty pH boli nižšie ako 5,5,
- stabilita pôdnej štruktúry bola pri no-till veľmi nízka,
- hodnoty objemovej hmotnosti boli trvalo vysoké,
- ornica no-till sa podstatne pomalšie zahrievala, z čoho vyplývalo oneskorenie začiatku vegetácie o 14 – 20 dní,
- výskyt burín bol 2 – 3 násobne vyšší pri no-till,
- úrody kukurice boli rádovo o 50 – 70 % nižšie,
- obsah humusu nižší ako 1,5 %.

Minimálna agrotechnika (kyprenie cca do hĺbky 5 cm) odstraňuje niektoré nevýhody no-till.

Vhodnosť no-till pri hnedozemi je iba na čiastočne erodovaných subtypoch HM, kde hodnoty pH prevyšujú 5,5.

E. Minimálna agrotechnika odstraňuje hlavné nedostatky ochrannej technológie no-till (kyprenie do hĺbky 0,05 m) – znižuje zaburinenosť, zlepšuje vodný režim, podporuje zahrev pôdy, zapravuje hnojivá do pôdy atď. Je vhodná na orné pôdy v celej SR.

Minimálna agrotechnika predstavuje najschodnejšiu cestu k účinnej ochrane pred vodnou eróziou.

F. Mulčovanie – v podmienkach normálnej ornej pôdy, po zbere husto siatych obilnín (júl, august) sa zadiskuje semeno medziplodiny (obyčajne je to horčica). Do zimy narastie približne do výšky 1 m. Potom zmrzne a vytvorí ochrannú vrstvu mulču, ktorá chráni pôdu až do jari, keď sa priamo zaseje plodina, ktorá prerastie mulč, vytvorí zapojený porast. Medzitým sa vrstva mulču roz-

loží. Jedinou nevýhodou je nižšia teplota a zvýšená vlhkosť pôdy, ktoré skracujú vegetačnú dobu. Najvyššia miera vhodnosti je teda v teplejších oblastiach (kukuričná, repná).

G. Organizačné opatrenia – zahrňujú ochranné rotácie plodín a usporiadanie pôdneho fondu. Veľkosť a tvar pozemku, jeho orientácia sú veľmi dôležitými faktormi pri ochrane pred vodnou eróziou. Ich formovanie je plne v rukách užívateľa pôdy. Doporučujeme základné hodnoty tohto faktora:

- orientácia pozemku podľa dĺžky – pozdĺž vrstevnice
- optimálna dĺžka – 400 – 1000 m
- optimálna šírka – 200 – 300 m
- optimálna veľkosť – 10 – 30 ha.

Záver

V hrubých rysoch delíme poľnohospodársku pôdu Slovenska na 3 časti:

- nížiny s prevažujúcimi pôdnymi typmi čierne, černoze, prakticky bez vodnej erózie,
- pahorkatiny – černoze a hnedozeme (erodibilné),
- horské a podhorské oblasti s prevažujúcimi pôdnymi typmi kambizeme, rendziny, luvizeme atď. s vysokým erodibilným potenciálom.

Podľa výsledkov získaných vo vegetačnom pokuse PD Hlohovec môžeme doporučiť pre poľnohospodársku prax nasledovné:

- vrstevnicová agrotechnika je vhodná pre všetky pôdne podmienky ornej pôdy SR až po svahovitosť 9°. Avšak v praxi existuje mnoho praktických prekážok, ktoré spôsobujú, že táto technológia sa len ojedinele využíva a ostáva smer aplikovaných technológií hore a dolu svahom.
- Technológia no-till i napriek tomu, že je najprogressívnejšia, sa stretáva s mnohými problémami, napr. zhoršuje mieru infiltrácie, zhoršuje vodný režim, zhoršuje teplotný režim pôdy (hnedozeme), spôsobuje zvýšenú zaburinenosť atď. Tento zásah môžeme doporučiť na černoze a na erodovaných hnedozemiach s hodnotou pH nad 5,5.
- Minimálna agrotechnika rieši problémy, ktoré sa spájajú s no-till technológiou a preto ju doporučujeme na pôdne typy černoze, hnedozem, kambizem a luvizem.
- Mulčovanie je veľmi atraktívna technológia, doporučujeme ju však len na černoze a hnedozeme.
- Organizačné opatrenia: optimálna veľkosť a tvar honu, jeho orientácia pozdĺž vrstevnice a vhodná – na protieróziu ochranu zameraná rotácia plodín a agrotechnika.

Literatúra

- BIELEK P., 1999: Soils and soil degradation in the Slovak Republic. ESSC Newsletter n. 3 + 4, pp 3 – 31.
- BOTSCHKE J., 1999: Zum Bodenerosionspotential von Oberflächen- und Zwischenabfluss. Monography Rheinisch Friedrich-Wilhelms-Universität Bonn, p. 174 + annexes.
- COMMISSION of the European Communities, 2002: Communication from the Commission to the Council, the European Parliament... Brussels. Towards a Thematic Strategy for Soil Protection. 36 p.
- FOLLET R.F. et al., 1985: Soil erosion and crop productivity. Am. Soc. of Agronomy... Inc. Publishers, Madison, USA, 527 p.
- FULAJTAR E. – JANSKY L., 2001: Vodná erózia, pôda a protierózna ochrana. VÚPOP Bratislava, 310 p.
- JAMBOR P. – ILAVSKA B., 1998: Metodika protierózneho obrábania pôdy. VÚPOP Bratislava, 70 p.

- JURAŇ C., 1990: Erózne procesy na území Slovenska a perspektíva protieróznej ochrany pôdy. In: Pôda najcennejší zdroj. VÚPOP Bratislava, pp 61 – 74.
- KARNIŠ J., 1985: Erózia poľnohospodárskych pôd. In: Pôda a výživa rastlín. VÚPOP Bratislava, pp 78 – 83.
- MICHALSON E.L. et al., 1999: Conservation Farming in the United States. CRC Press, 235 p.
- MIŠTINA T. – KOVÁČ K., 1993: Ochranné obrábanie pôdy. VÚRV Piešťany. 165 p.
- MORGAN R.P.C., 1996: Soil Erosion and Conservation. Sec. ed., 200 p.
- SCHWERTMANN U. et al., 1988: Soil Erosion Protection Measures in Europe. Soil Techn. Ser. 1, Freising, 216 p.
- SUŠKEVIČ M., 1991: Vliv intensity zpracování půdy na plodiny a půdní úrodnost. OZA Hrušovany u B., 95 p.
- URI N.D. et al., 1999: Conservation tillage in U.S. agriculture. FPP New York, 130 p.

Podklady pro regionalizaci protierozních opatření v České republice

Miloslav JANEČEK

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha – Zbraslav

Abstrakt

V současné době jsou protierozní opatření doporučována pro celé území České republiky, bez ohledu na rozdíly v převažujících morfologických, půdních a hospodářských poměrech jednotlivých oblastí. V souvislosti se zásadním rozdělením území České republiky na oblasti s intenzivním zemědělstvím a na oblasti pro zemědělství okrajové (LFA) je nutné přistoupit i k diferenciaci doporučovaných způsobů protierozní ochrany. V oblastech s převažující intenzivní zemědělskou výrobou mohou nalézt uplatnění pouze ta ochranná opatření, která jsou jednoznačně podřízena požadavkům na dosahování potřebné intenzity výroby. V oblastech pro zemědělství okrajových (LFA) bude hledisko protierozní ochrany půdy, jako základní složky životního, resp. Přírodního prostředí, prvořadé a způsob využití půdy bude především podřizován tomuto hledisku.

Kromě tohoto základního rozdělení na oblasti intenzivně využívané a oblasti okrajové, musí být při regionalizaci protierozních opatření zohledněna i hlediska další, jako je klimatická diferenciace, zahrnující zejména různý výskyt a různou erozivitu přívalových dešťů, rozdílnost půdních vlastností, resp. různé erodibility půd. Významnou roli hrají morfologické poměry charakterizované svažitostí zemědělsky využívaných ploch a délkou pozemků po spádnicích. Rozhodujícím způsobem musí být zohledněn způsob využívání a obhospodařování půd, resp. půdoochranná funkce vegetačního pokryvu.

Klíčová slova: zemědělská půda, protierozní ochrana, geografický informační systém

Úvod

V souvislosti s rozdělením území České republiky na oblasti s intenzivním zemědělstvím a na oblasti horské, pro zemědělství méně příznivé a specifické, je nutné přistoupit k diferenciaci doporučovaných způsobů protierozní ochrany. V oblastech s intenzivním zemědělstvím je a pravděpodobně vždy bude vyšší zastoupení plodin okopaninového charakteru, včetně kukuřice, zatímco v oblastech méně příznivých je možné počítat s vyšším zastoupením trvalých travních porostů. Je zcela zřejmé, že v oblastech s převažující intenzivní zemědělskou výrobou by měla být uplatněna pouze ta ochranná opatření, která nemají negativní dopad na výnosy pěstovaných plodin, resp. jsou jednoznačně podřízena požadavkům na dosahování potřebné intenzity výroby a při tom zabezpečují i dostatečnou ochranu základního výrobního prostředku – půdy před jejím poškozováním erozními procesy. Zatímco v oblastech pro zemědělství méně příznivých by způsob využití půdy měl být jednoznačně podřízen ochraně půdy, jako základní složky životního, resp. přírodního prostředí. Tento přístup se projeví především v uplatnění hustotě a délce trvání vegetačního pokryvu, tedy nejvýznamnější složky mající vliv na zvýšení ochrany půdy před erozí a snížení povrchového odtoku.

Stupeň ochrany půdy před erozí, zatím uznaně stanovený podle mocnosti půdního profilu přípustnými hodnotami ztrát půdy, není a nemůže být jediným hlediskem. Jde o to, aby doporučovaná a navrhovaná protierozní opatření plnila i další funkce, zejména jako opatření významně snižující množství povrchového odtoku a tak přispívající k ochraně níže ležícího území nejen před přísunem produktů eroze – smytých půdních částic, ale především i ke snížení škod působených povodněmi. Rozhodující úlohu v tomto procesu hraje infiltrace vody do půdy. Zvýšení vsaku vody do půdy je

zejména otázkou predispozice půdních vlastností, ale významnou měrou k ní přispívá i způsob obdělávání půdy a zvláště pak zvýšení obsahu organických látek v půdě, omezení slévavosti povrchu půd, resp. tvorby povrchové krusty a uplatnění účinných protierozních opatření. Účinnost opatření na ochranu půd před vodní erozí je vhodné hodnotit tedy nejen stupněm omezení ztrát půdy erozí dle USLE, ale i jejich účinkem na snížení povrchového odtoku, s využitím tzv. metody čísel odtokových křivek – CN, charakterizující odtokový potenciál z malých zemědělsko-lesních povodí.

Při výběru variant ochranných opatření je významné i hledisko ekonomické, tedy otázka nákladů ať již jednorázových – při uplatnění technických opatření, či každoročních – při uplatnění agrotechnických opatření. Obecně lze konstatovat, že v oblastech LFA, v našich podmínkách převážně horských a podhorských, budou tato opatření méně nákladná, než-li v oblastech zemědělsky intenzivně využívaných. Kromě tohoto základního rozdělení na oblasti intenzivně využívané a oblasti méně příznivé jsou pro regionalizaci protierozních opatření a opatření s protipovodňovou funkcí zohledňována i hlediska další, jako je různý stupeň erozivity přívalových dešťů a erodovatelnosti druhů půd, různá propustnost půd a různý obsah vody v půdě, četnost a síla výsušných větrů a pod.. Významnou roli hrají morfologické poměry charakterizované svažitostí zemědělsky využívaných ploch a délkou pozemků po spádnicích. Zohledněn musí být i způsob využívání a obhospodařování půd, resp. Půdoochranná funkce pokryvu, případně další protierozní opatření, jako např. existence teras na Jižní Moravě.

Účinnost agrotechnických opatření ovlivňuje především volba vhodných strojů a strojních souprav pro zpracování půdy a setí a technika používaná i v dalších pracovních operacích (hnojení, sklizeň, technologická doprava). Pro efektivní uplatnění agrotechnických opatření k ochraně půdy před erozí je aktuální kategorizovat stroje a strojní soupravy využitelné v půdoochranných technologiích pro jednotlivé plodiny nebo skupiny plodin z hlediska jejich využitelnosti v definovaných podmínkách stanoviště. Vedle agrotechnických protierozních opatření plní významnou funkci protipovodňovou v malých povodích, především technická opatření, sloužící k neškodnému zachycování a odvádění přebytečné povrchové vody, zejména přes cenné části území. Součástí komplexního řešení by měl být i regionální přístup k navrhování opatření na ochranu před větrnou erozí, zpřesňováním erozní klimatického faktoru v závislosti na erodovatelnosti ohrožených půd, včetně návrhů nejefektivnějších protierozních opatření – agrotechnických i biotechnických.

Materiál a metody

Účelem řešení je předložit regionálně-diferencovaný návrh preventivních opatření k ochraně půdy a krajiny před škodlivými účinky přívalových dešťů a před výsušnými větry v různých přírodně-hospodářských podmínkách České republiky.

Zatím prakticky použitelná metoda k určování ohroženosti půdy vodní erozí je stále tzv. Universální rovnice pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí podle Wischmeiera a Smithe (1978):

$$G = R \cdot K \cdot L \cdot S \cdot C \cdot P$$

G průměrná dlouhodobá ztráta půdy erozí z pozemku v t.ha⁻¹.rok⁻¹

- R faktor erozní účinnosti dešťů
K faktor erodovatelnosti půdy
L faktor délky svahu
S faktor sklonu svahu
C faktor ochranného vlivu vegetačního pokryvu
P faktor účinnosti protierozních opatření

Pomocí této universální rovnice je možné hodnotit ohroženost půdy vodní erozí na každém pozemku a porovnávat ji s přípustnou ztrátou půdy. Přípustná ztráta půdy byla uzančně stanovena podle hloubky půdního profilu pro mělké půdy (do 30 cm) – $1 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, pro půdy středně hluboké (30 – 60 cm) – $4 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$, pro půdy hluboké (nad 60 cm) – $10 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$.

Na základě dostupných podkladů je pro účely stanovení ohroženosti půdy vodní erozí v různých přírodně-hospodářských podmínkách České republiky zjištěna:

- Regionalizace erozivní dešťových srážek, vyjádřená isoerodenty dešťového faktoru – R, s využitím údajů ČHMÚ.
- Regionalizace erodibility půd, vyjádřená faktorem erodovatelnosti půd – K, s využitím databáze BPEJ – VÚMOP.
- Regionalizace morfologických poměrů, vyjádřená faktorem svažitosti – S, při zohlednění převládající délky pozemků po spádnicích – faktorem L, s využitím digitálního modelu terénu a dálkového průzkumu.
- Regionalizace způsobů zemědělského využití pozemků, vyjádřená faktorem vegetačního pokryvu – C pro převládající strukturu pěstovaných plodin, s využitím celostátních statistických údajů.
- Regionalizace uplatněných protierozních opatření podle jejich účinnosti, vyjádřená faktorem – P, s využitím projektové dokumentace PEO.

Pro určení velikosti povrchového odtoku (dle metody – CN) je provedena:

- Regionalizace maximálních 24-hodinových srážkových úhrnů, s využitím publikovaných údajů.
- Regionalizace hydrologických skupin půd (A, B, C, D) s využitím databáze BPEJ.
- Regionalizace způsobů zemědělského využití, vyjádřená čísly odtokových křivek – CN, s využitím celostátních statistických údajů.
- Regionalizace podle převládajícího stupně obsahu vody v půdě (I., II., III.), s využitím údajů ČHMÚ o indexu předchozích srážek.

Výsledky a diskuze

Faktor R je parametrem, který vyjadřuje vliv srážek – především jejich intenzity a úhrnu na erozi půdy a významně ovlivňuje výpočet průměrné dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí z pozemků.

Faktor erozní účinnosti deště je určován z ombrografických záznamů získaných z ČHMÚ. Záznamy byly převzaty v textovém editoru v digitální podobě s časovým krokem po jedné minutě. Před vlastním výpočtem byly údaje vytříděny (vyloučeny srážky, které zcela jednoznačně nesplňovaly kritéria pro výpočet). Vlastní výpočet faktoru erozní účinnosti deště byl proveden podle postupu Wischmeiera-Smitha (cit. JANEČEK a kol., 1992).

$$R = E \cdot I_{30} / 100$$

kde R – faktor erozní účinnosti deště ($\text{MJ} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$)

$$E = \sum_{i=1}^n E_i$$

I_{30} – maximální 30 minutová intenzita deště ($\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$)

E – celková kinetická energie deště ($\text{J} \cdot \text{m}^{-2}$)

E_i – kinetická energie i-tého úseku deště (n-počet úseků deště)

$$E_i = (206 + 87 \log i_{si}) \cdot H_{si}$$

i_{si} – intenzita i-tého úseku deště ($\text{cm} \cdot \text{h}^{-1}$)

H_{si} – úhrn deště v i-tém úseku (cm)

Faktor erozní účinnosti deště byl počítán a vyhodnocován pro deště izolované od ostatních přestávkou delší než 6 hodin se srážkovým úhrnem 12,5 mm a větším, u kterých napršelo alespoň 6 mm za 15 minut.

Zatím byly vypočítány hodnoty R-faktoru pro 14 stanic ČHMÚ: Vir – přehrada, Horní Bečva, Raškovice, Desná, Třeboň, Cheb, Brumov – Bylnice, Doksy, Praha – Libeň, Přimda, Varnsdorf, Vizovice, Vranov a Židlochovice.

Výpočtem R faktoru pro co nejpočetnější soubor ombrografických stanic bude možné výsledky zpracovat do podoby izoerodentní mapy. Určitou pomocí pro vytvoření izoerodentní mapy by bylo nalezení vztahu mezi údaji R faktorů určených klasickou metodou Wischmeiera-Smitha a jinými srážkovými charakteristikami např. srážkovými úhrny za určitá období. Těmito vztahy se zabývala již řada autorů v různých částech světa (Schwertmann a kol., 1978; Sauerborn, 1993; Gabriels, 2000).

Pro určení hodnot K-faktoru z výsledků Komplexního průzkumu půd bylo zapotřebí znovu pro každou půdní sondu určit hranice kategorií zrnitosti, procento organické hmoty, třídu struktury ornice a třídu propustnosti půdního profilu tak, jak vyžaduje základní vztah pro výpočet K-faktoru:

$$100K = 2,1M^{1,14} 10^{-4} (12 - a) + 3,25(b - 2) + 2,5(c - 3)$$

M – součin (% prachu + % práškového písku) x (100-% jílu)

a – % organické hmoty

b – třída struktury ornice

c – třída propustnosti profilu

Topografický faktor Universální rovnice ztráty půdy vodní erozí (LS-faktor) je určován jako společná kombinace faktorů délky a sklonu svahu. K určení tohoto faktoru v prostředí GIS byl využit software USLE2D, vyvinutý na univerzitě v belgickém Leuvenu (Desmet, Govers, 1996). Program vyžaduje jako vstupy pro výpočet zadání digitálního modelu terénu a vrstvu, popisující hranice řešených pozemků (land-use), včetně jejich prostupnosti pro povrchový odtok.

Výpočet průměrných ročních hodnot faktoru C je poměrně náročný (Toman, 2000). Pro každou plodinu musela být určena hodnota C-faktoru s ohledem na agroklimatické podmínky území, neboť hodnoty C-faktoru jsou závislé zejména na průměrné roční teplotě, délce vegetačního období, době setí či sázení a termínu sklizně. Váhy hodnot C-faktoru v jednotlivých pěstebních obdobích, které jsou podle oblastí České republiky různé, budou korigovány procentickým rozdělením R-faktoru v průběhu roku.

Podklady pro regionalizaci protierozních opatření jsou zpracovány ve formě tabulek s údaji o pracovních operacích a jejich technickém zajištění. V tabulkách jsou uvedeny pracovní operace: hnojení, zpracování půdy, setí (sázení) a aplikace herbicidů, které lze doporučit pro podmínky se zvýšenými nároky na ochranu půdy před vodní erozí. Výběr strojních souprav – energetických prostředků (traktorů nebo samojízdných strojů) a přípojných strojů – je u většiny postupů uveden v alternativách s různým konstrukčním řešením. V tabulkách je uvedena potřeba práce ($\text{h} \cdot \text{ha}^{-1}$) a náklady na jednotlivé pracovní operace $\text{Kč} \cdot \text{ha}^{-1}$. Náklady jsou vztaženy na průměrné půdní podmínky a na průměrné roční využití souprav.

Pracovní postupy a jejich technické zajištění jsou vypracovány pro plodiny, u kterých je konvenční zpracování půdy a založení porostů v exponovaných oblastech spojeno se zvýšeným rizikem vodní eroze půdy. Charakteristickým znakem navržených postupů je využívání rostlinných zbytků předplodin nebo meziplodin k ochraně půdní struktury.

Závěr

Regionalizace erozní ohroženosti pomocí Univerzální rovnice je prováděna v prostředí GIS. Na základě regionalizace jednotlivých podkladů jsou průnikem vrstev reprezentujících jednotlivé faktory získány vrstvy, vyjadřující stupeň erozního ohrožení zemědělských půd v jednotlivých oblastech (katastrech, okresech, povodích) před erozí a charakterizující jejich odtokový potenciál. S výhodou je využito nepřetržitě aktualizovaného informačního systému o půdách (BPEJ) a stávajícího špičkového vybavení pracoviště SW a HW. Na lokální úrovni jsou používány matematické simulační modely. Doplněním získaných vrstev o vrstvu „lesy“ je možné zohlednit i vliv lesních porostů na erozi a povrchový odtok v rámci zemědělsko-lesních povodí. Zhodnocením morfologických poměrů (svažitosti nad

12°) a dalších půdních vlastností (skeletovitosti a hloubky půdního profilu) byly vymezeny plochy zemědělské půdy vhodné k zalesnění.

Kombinací vrstev erozní ohroženosti a odtokového potenciálu s vrstvou vymezující intenzivně využívané oblasti a oblasti pro zemědělství méně příznivé bude získán podklad pro regionální lokalizaci odlišných návrhů souborů ochranných opatření. Obdobně je možné využívat získané podklady v dalších specifických oblastech vymezujících např. zóny diferencované ochrany vodních zdrojů a chráněné krajinné oblasti apod.

Pro navrhovatele a projektanty ochranných opatření, zejména v rámci komplexních pozemkových úprav jsou tyto podklady zřetelnou orientací při výběru ochranných opatření, ať již na úrovni jednotlivých farem, katastrů nebo v rámci celých povodí.

Literatura

- DESMET P.J.J., GOVERS G., 1996: Comparison of Routing Algorithmus for Digital Elevation Models and their Implications for Predicting Ephemeral Gullies. *International Journal of GIS*, 10: 311 – 331.
- DESMET P.J.J., GOVERS G., 1996: A GIS – procedure for automatically calculating the USLE LS-factor on topographically complex landscape units. *Journal of Soil and Water Conservation*, 51 (5): 427 – 433.
- GABRIELS, D., 2000: Rain erosivity in Europe. ESSC Congress, Valencia (Spain), p. 31 – 43.
- JANEČEK M. a kol., 1992: Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika č. 5 UVTIZ Praha.
- SAUERBORN P., ERDMANN K.H., 1993: Erosivität der Niederschläge und Isoerodent karte von Nordrhein-Westfalen. *Wasser und Boden*.
- SCHWERTMANN U., VOGEL W., KAINZ M., 1978: Bodenerosion durch Wasser. Stuttgart.
- WISCHMEIER W.H., SMITH D.D., 1978: Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. USDA Agr. Handbook 537.
- TOMAN F., 2000: Využití ZPF v oblasti jižní Moravy z hlediska jeho ohrožení vodní erozí. *Folie MZLU, Brno*, 47 s, ISBN 80-7157-465-1.
- ZUSKA V., NĚMEČEK J., 1986: Odvození faktoru erodovatelnosti půd ČSSR. *Rostlinná výroba*, 32, č. 6, s. 623 – 634.

K zpracování příspěvků bylo využito výsledků projektu NAZV QC 0235 „Protierozní a protipovodňová opatření v malých zemědělských a lesních povodích“.

Vlastnosti pôd extrazonálnych dubových geobiocenóz

¹⁾ Ján KUKLA, ²⁾ Gabriela JOCHIMOVÁ

¹⁾ Ústav ekológie lesa Slovenskej akadémie vied, Štúrova 2, 960 53 Zvolen

²⁾ Správa CHKO Štiavnické vrchy, Kammerhofská ul. 2, 969 01 Banská Štiavnica

Abstrakt

V práci sú uvedené čiastkové výsledky výskumu pedoekologických vlastností zistených v segmentoch extrazonálnych dubových geobiocenóz vybraných v zóne 3. lesného vegetačného stupňa (lvs). Edaficko-hydrické vlastnosti uvedených geobiocenóz sa hodnotili prostredníctvom redukovanej (o skelet) hrúbky fyziologicky účinných profilov ich pôd, ktorá sa porovnávala s limitnou hodnotou zistenou na rozhraní pôd extrazonálnych dubových a bukových geobiocenóz 3. lvs. Edaficko-trofické vlastnosti dubových geobiocenóz sa hodnotili na základe porovnania hodnôt aktuálnej reakcie vrchných vrstiev skúmaných pôd s limitnými hodnotami zistenými na rozhraní edaficko-trofických radov a medziradov geobiocenóz. Výsledky sa porovnali s floristicko-ekologickým zatriedením geobiocenóz.

Kľúčové slová: extrazonálne dubiny, vegetačný stupeň, nevyvinutá pôda, vodná kapacita pôd

Úvod

Duby patria k hlavným porastotvorným drevinám slovenských lesov. Ťažisko ich prirodzeného výskytu sa nachádza v zóne 1. a 2. lesného vegetačného stupňa (lvs), ale vo forme izolovaných (extrazonálnych) ostrovčekov vystupujú až do 3. a 4. lvs, jednotlivito aj vyššie. Z deviatich na Slovensku pôvodných druhov dubov sa dva (*Quercus robur* a *Q. pedunculiflora*) viažu hlavne na zamokrené a mokré lokality lužných lesov, ďalšie dva sa vyskytujú veľmi zriedkavo, a to na suchých lokalitách južného Slovenska (*Q. frainetto*) a všeobecne na sviežich pôdach (*Q. petraea*), jeden druh (*Q. dalechampii*) je veľmi hojný na hlbších anhydromorfných pôdach a štyri druhy (*Q. polycarpa*, *Q. cerris*, *Q. pubescens* a *Q. virgiliana*) rastú na v lete preschýnajúcych pôdach najmä 2. (bukovo-dubového) lvs a na vlhkostne príbuzných segmentoch pôd 3. (dubovo-bukového) a 4. (bukového) lvs (posledný z nich len na pôdach tvorených zo silikátovo-karbonátových a karbonátových hornín). Vzhľadom k rozdielnemu zrážkovému, tepelnému, a teda aj vodnému režimu pôd v 1. a 2., resp. 3. a 4. lvs, nie sú enklávy dubových geobiocenóz vytvorené v zóne bukových geobiocenóz s geobiocenózami 1. a 2. lvs floristicky totožné.

Extrazonálne dubové geobiocenózy sú situované najmä na strmších, k juhu orientovaných svahoch s vyššími hodnotami insolácie a evaporácie, preto sa spravidla predpokladá, že uprednostňujú teplejšie polohy. Uvedené ekologické podmienky nie sú však pre výskyt dubových spoločenstiev rozhodujúce, pretože v prírode blízkej, antropicky málo narušenej krajine ich obklopujú na pôdnu vodu náročnejšie spoločenstvá bukových geobiocenóz. V predloženej práci prezentujeme v roku 1999 zistené čiastkové výsledky ekologického výskumu extrazonálnych dubín v piatich prírodných rezerváciách stredného Slovenska.

Materiál a metódy

Pôdy boli opísané podľa Šályho a Ciesarika (1991) a označenie horizontov a zatriedenie pôd sa urobilo zmysle Kolektívu (2000). Reprezentatívne vzorky pôd sa preosiali cez sito s veľkosťou otvoru 2 x 2 mm, objem zo vzoriek separovaného skeletu bol stanovený volumetricky a granulometrická analýza minerálnych vzoriek sa vykonala na laserovom zrnitostnom analyzátore (Fritsch analysette 22). Hrúbka fyziologicky účinných vrstiev pôdy sa zredukovala o percento skeletu zistené odhadom a po separácii skeletu zo známeho objemu pôdy aj volumetricky, pričom sa zohľadnil sklon svahu. Orientačný výpočet maximálnej vodnej kapacity skúmaných pôd sa urobil na základe priemerých hodnôt MKK pôd piesočnatých – 17,5, hlinitých – 30 a ílovitých – 40 (Novák, in Šály, 1991). Hodnoty aktívnej a výmennej reakcie pôd sa stanovili v suspenzii jemnozeme (pomer jemnozeme k vode, resp. 1 M KCl 1:2,5, v prípade povrchového humusu 1:10) pomocou digitálneho pH – metra, typ 08 211/1, Radelkis (Šály, Ciesarik, 1991). Zatriedenie geobiocenóz do edaficko-ekologických (hydrických a trofických) geobiocenologických jednotiek sa urobilo na základe limitných hodnôt pedoekologických parametrov (Kukla, 1992, 1993) a porovnávalo sa s výsledkami floristicko-ekologickej analýzy geobiocenóz. Latinské názvy rastlinných taxónov sú uvedené v zmysle Dostála (1989).

Výsledky a diskusia

Základná predstava o edaficko-ekologických vlastnostiach lesných geobiocenóz sa v súčasnosti získava hlavne nepriamou metódou, a to prostredníctvom floristicko-ekologickej analýzy fytocenologických zápisov. Pomocou nej možno zmysle Zlatníka (1976) zatriediť skúmané geobiocenózy (po zohľadnení ďalších vlastností prírodného prostredia a antropických vplyvov) do systému vegetačných stupňov, edaficko-trofických a edaficko hydrických, radov a medziradov, skupín lesných geobiocenov a lesných typov. Je tomu tak preto, lebo ekologické charakteristiky pôd sú dynamické a obtiažne sa získavajú. Z uvedeného dôvodu nemôžu byť v dostatočnom rozsahu porovnané s charakterom fytocenóz.

Z praktických dôvodov je pre využitie možnosti konfrontácie výsledkov typizácie živej a neživej prírody potrebné zvoliť relatívne ľahko zistiteľné a merateľné vlastnosti pedotopu. K nim však nepatria bežne získavané makromorfologické vlastnosti pôd. Lepšie možnosti poskytujú výsledky granulometrickej analýzy pôd (tab. 1), ktoré možno využiť pri výpočte maximálnej vodnej kapacity fyziologicky účinného profilu skúmaných pôd.

Základnú predstavu o edaficko-hydrických vlastnostiach skúmaných dubových geobiocenóz si možno vytvoriť na základe porovnania redukovanej hrúbky ich pôd (tab. 2) s limitnými hodnotami (40 – 50 cm) zistenými pre hlinité pôdy extrazonálnych dubín vyskytujúcich sa v zóne 3. a 4. lesného vegetačného stupňa (Kukla, 1992).

Tabuľka 1 Granulometrické zloženie pôd skúmaných dubových geobiocenóz

Lokalita	Pôdny typ	Horizont	Vzorka [cm]	Frakcie jemnozeme [mm]					Zatriedenie vzoriek (Novák, 1952)
				Fyz.íl	Hrubí íl	Prach	Jem. piesok	Hr. piesok	
				<0,002	<0,01	0,01-0,05	0,05-0,1		
				[%]					
NPR Kašivárová	kambizem podzolová	Aop+Bvs1	0-5	4,82	23,28	28,19	2,84	45,48	piesoč.-hl.
		Bvs1	10-20	9,74	42,59	30,62	0,07	26,72	hlinitá
		Bvs2	30-40	20,26	58,74	1,55	0,00	19,71	ílovitohlin.
		Bvs2	50-70	7,72	35,15	14,53	0,05	50,26	hlinitá
NPR Ponická dúbrava 2	kambizem podzolová	Aop+Bvs1	0-5	5,58	22,97	33,67	2,03	41,27	piesoč.-hl.
		Bvs1	10-20	6,16	23,60	41,31	2,20	32,84	piesoč.-hl.
		Bvs1	30-40	8,48	29,86	38,93	1,62	29,57	piesoč.-hl.
		Bvs2	50-60	11,83	37,33	34,26	0,63	27,77	hlinitá
NPR Príboj	ranker modálny nasýtený	Au	0-5	7,03	25,24	38,37	2,49	33,91	piesoč.-hl.
		Au	5-10	9,37	31,17	29,53	1,28	38,00	hlinitá
		Au+A/C	10-20	4,12	12,42	51,59	0,02	35,96	hlinitopies.
NPR Boky 1	kambizem modálna kyslá	Aoq+Bv	0-5	11,63	39,20	32,39	3,09	25,28	hlinitá
		Bv	10-20	13,04	41,00	31,06	4,23	23,60	hlinitá
		Bv	20-40	15,75	44,55	28,63	3,38	23,34	hlinitá
		C	50-60	16,31	44,89	30,17	1,63	23,30	hlinitá
		C	60-80	8,97	25,75	45,34	0,71	27,70	piesoč.-hl.
PR Čačínska cerina	rendzina kambizemná vylúhovaná	Aoc	0-5	13,88	46,30	42,85	1,64	9,09	ílovitohlin.
		(Bv)c1	10-20	25,46	71,80	21,23	0,30	6,67	ílovitá
		(Bv)c2	30-40	27,85	76,78	14,86	0,00	8,36	íl
		(Bv)c2	50-60	38,54	91,04	0,72	0,16	7,84	íl

Z údajov uvedených v tabuľke 2 je zrejmé, že najväčšiemu nedostatku letnej vlhky odolávajú dubové geobiocenózy v NPR Príboj, kde redukovaná vrstva pôdnej prikrývky dosahuje len 13 cm. Redukovaná hrúbka pôd ostatných prírodných rezervácií je väčšia a pohybuje sa v rozpätí 40 – 50 cm. Orientačne stanovená vodná kapacita pôd extrazonálnych dubových geobiocenóz sa pohybuje v rozpätí 4,0 – 16,4 cm. Najnižšia je v NPR Príboj, kde mal segment dubovej geobiocenózy čiastočne leso-stepný charakter a duby v okolí uvolnenej plôšky mali niektoré konáre suché a najvyššia v segmente cerovej geobiocenózy v PR Čačínska cerina. Pre bukové geobiocenózy tak nízke maximálne vodné kapacity pôd nepostačujú. Výnimkou je pravdepodobne len PR Čačínska cerina, pôda ktorej je prevažne ílovitá až ílová (tab. 1). Priaznivejší vodný režim pôdy indikuje aj hrab (*Catpinus betulus*) prenikajúci do podrastu duba cerového (20 – 30 % vo vrstve 4) a dominantný výskyt bučinného druhu *Dentaria bulbifera* v jarnom aspekte bylinnej synúzie.

Tabuľka 2 Hodnoty o objem skeletu redukovanej hrúbky pôdnej prikrývky a jej maximálnej vodnej kapacity vo vybraných dubových geobiocenózach

Lokalita	Pôda	Horizont	Vzorka z vrstvy	Obsah skeletu stanovený		Redukovaná hrúbka pôdy		Maximálna vodná kapacita Pôdy
				odhadom	volumetricky	odhad	volumetr.	
		[cm]			[%]		[cm]	
NPR Kašivárová	kambizem podzolová	Aop 0- 1	0-5	15	26	31	45	13,5
		Bvs1 1-30	10-20	30-40	15			
		Bvs2 30-80	30-40	70	38			
			50-70	49				
		C1 80-105	-	90	kremence (+ bridlice)			
NPR Ponická Dúbrava 2	kambizem podzolová	Aop 0-2	0-5	30-40	43	38	40	11
		Bvs1 2-40	10-20	40-50	31			
			30-40	34				
		Bvs2 40-90	50-60	60	55			
		C1 >90	-	80	kremence (+ bridlice)			
NPR Príboj	ranker modálny nasýtený	Au 0-15	0-5	20-30	22	11	13	4
			5-10	41				
		C 15-60	10-20	90-100	70			
				R > 60	rozpukaný melafýr			
NPR Boky 1	kambizem modálna kyslá	Aoq 0- 3	0-5	15	23	36	50	15
		Bv 3-50	10-20	40	35			
			20-40	30				
		C 50-90	50-60	80	64			
			60-80	42				
		R > 90	andezitové tufové aglomeráty					
PR Čačínska Cerina	rendzina kambizemná vylúhovaná	Aoc 0- 6	0-5	+	24	42	41	16,4
		(Bv)c1 6-30	10-20	10-20	48			
		(Bv)c2 30-60	30-40	40-50	34			
			50-60	39				
		B/Cc 60-95	-	70-80	-	-	-	
				Rc > 95	pevný vápenec			

Základnú predstavu o edaficko-trofických vlastnostiach dubových geobiocenóz si možno urobiť prostredníctvom hodnôt aktuálnej reakcie vrchných vrstiev pôd, na ktoré sa semená rastlín vysievajú, kde kľíčia, zakoreňujú a šíria sa koreňovými odnožami. Z porovnania pH_{H_2O} hodnôt (tab. 3) s rovnovážnymi limitnými hodnotami reakcie zistenými pre edaficko-trofické rady a medzirady geobiocenóz (Kukla, 1993) vyplýva, že reakcia vo vrchnej 0 – 5 cm minerálnej vrstve pôd dubových geobiocenóz NPR Kašivárová a NPR Ponická Dúbrava 2 sa nachádza v rozpätí hemioligotrofného medziradu A/B (limitné hodnoty pH_{H_2O} 3,9 – 4,9). V NPR Boky je v rozpätí mezotrofného radu B (limitné hodnoty pH_{H_2O} 4,9 – 6,0), v NPR Príboj v rozpätí heminitrofilného medziradu B/C (limitné hodnoty pH_{H_2O} 6,0 – 7,2) a v PR Čačínska cerina v rozpätí nitroalkalofilného medziradu C/D (limitné hodnoty pH_{H_2O} 6,0 – 7,2/7,2 – 8,6), príp. heminitrofilného medziradu B/C (problém nadhodnotenia reakcie pôd v dôsledku rozdrvenia drobného karbonátového štrku pri príprave vzoriek jemnozeme).

Tabuľka 3 Aktívna a výmenná reakcia pôd vo vybraných dubových geobiocenózach

Lokalita	Edaficko-trofický rad/medzirad	Skupina les. typov	Pôda	Horizont	Vzorka	Reakcia		Limity pH _{H2O} (Kukla, 1993)
					[cm]	pH _{H2O}	pH _{KCL}	
NPR Kašivárová	A oligotrofný ----- A/B* hemioligotrofný	<i>Fagetum quercinum inferiora</i>	kambizem podzolová	Ool	1-3	4,90	4,00	< 3,9
				Oof	1	5,34	4,55	
				Ooh	1	4,81	3,98	
				Aop+Bvs1	0-1+4	4,35	3,23	3,9-4,9
				Bvs1	10-20	4,54	3,57	
				Bvs2	30-40	4,59	3,69	
				Bvs2	50-70	4,80	3,82	
NPR Ponická Dúbrava 2	A oligotrofný ----- A/B* hemioligotrofný	<i>Fagetum quercinum inferiora</i>	kambizem podzolová	Ool+Oof	2+0,5	4,61	3,59	< 3,9
				Ooh	2-3	4,00	2,96	
				Aop+Bvs1	0-2+3	4,00	2,90	
				Bvs1	10-20	4,42	3,67	3,9-4,9
				Bvs1	30-40	4,49	3,86	
				Bvs2	50-60	4,37	3,84	
NPR Priboj	B/C heminitrofilný *detto	<i>Fageto - Quercetum acerosum</i>	ranker modálny nasýtený	Ool+Oof	1-3+1	5,78	5,03	6,0-7,2
				Au	0-5	6,57	5,49	
				Au	5-10	6,02	4,72	
NPR Boky 1	B mezotrofný *detto	<i>Fageto - Quercetum</i>	kambizem modálna kyslá	Ool+Oof	1-3+0,5-1	5,02	4,06	4,9-6,0
				Aoq+Bv	0-3+2	5,02	3,74	
				Bv	10-20	4,98	3,69	
				Bv	20-40	5,40	3,88	
				C	50-60	5,94	4,37	
				C	60-80	5,94	4,43	
PR Čačínska cerina	B/C heminitrofilný ----- C/D? * nitrokalcifilný	<i>Fageto - Quercetum acerosum</i>	rendzina kambizemná vylúhovaná	Ool+Oof	2-3+0,5-1	5,77	5,40	6,0-7,2
				Aoc	0-5	7,02	6,71	
				(Bv)c1	10-20	7,48	7,09	
				(Bv)c2	30-40	7,74	7,42	**6-7,2/ 7,2-8,5
				(Bv)c2	50-60	7,81	7,43	

* zatriedenie bolo urobené na základe limitných hodnôt pH_{H2O} (sensu Kukla, 1993)

** rozpätie pH_{H2O} hodnôt v čitateli sa vzťahuje na minerálnu vrstvu 0 – 5 cm, v menovateli na hlbšie pôdne vrstvy v dosahu koreňov kalcifytov (hodnoty pH_{H2O} sú zrejme nižšie, lebo kalcifyty nie sú prítomné)

Fytocenologické zatriedenie skupín lesných typov sa od vyššie uvedeného hodnotenia čiastočne odlišuje (tab. 3). Príčiny sú spravidla rôzne. Diferencia vzniknutá v prípade geobiocenóz NPR Kašivárová a NPR Ponická Dúbrava 2 (rad A, resp. medzirad A/B) je spôsobená zahrnutím menej zakyslených hemioligotrofných lesných typov do oligotrofného radu A, na čo Hančinský (1972) upozorňuje (v 1.až 4. lvs nevytvoril preto Zlatník, 1959, v hemioligotrofnom medzirade A/B žiadne skupiny lesných typov). V prípade PR Čačínska cerina (rad B/C, resp. medzirad C/D) bol rozdiel spôsobený absenciou medziradu C/D v prácach Zlatníka (1959) a Hančinského (1972), príp. vyššie spomenutým nadhodnotením reakcie karbonátových pôd.

Záver

V predloženej práci sme sa pokúsili analyzovať niektoré ekologické vlastnosti pôd extrazonálnych dubových geobiocenóz vybraných v zóne 3. lesného vegetačného stupňa. V ekologickom slova zmysle nejde v tomto prípade ani tak o vlastnosti samotnej pôdy, na ktorú sa ekológovia dívajú len ako na substrát potrebný k uchyteniu sa rastliny a zabezpečeniu jej stability, ale skôr o vlastnosti vodného a vzdušného média, ktoré rastlinám poskytujú živiny a energiu, a ktoré sa v dôsledku chodu klimatických prvkov, rozpúšťacích, difúzných, zrážacích, vymývacích a ďalších procesov dynamicky menia. Pôdy pedosféry sa síce podieľajú na určovaní kvantitatívno-kvalitatívnych parametrov vodného a vzdušného média, toto však neprestáva byť i naďalej súčasťou hydrosféry a atmosféry Zeme.

PodĎakovanie

Autor ďakuje agentúre VEGA za finančnú podporu tejto práce (projekt č. 2/1159/21).

Literatúra

- DOSTÁL J., 1989: Nová květena ČSSR 1, 2. Academia, ČSAV, Praha, 1536 s.
- HANČINSKÝ L., 1972: Lesné typy Slovenska. Príroda, Bratislava, 307 s.
- Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. ES VÚPOP Bratislava, 76 s.
- KUKLA J., 1992: Edaficko-hydrické podmienky existencie lesných geobiocenóz pahorkatín. In: Les, drevo, ekológia. Zborník referátov, TU Zvolen: 75 – 81.
- KUKLA J., 1993: The direct determination of the geobiocen edaphic-trophic orders and interorders. Bratislava, Ekológia 12 (4): 373–385.
- ŠÁLY R., Ciesarik M., 1991: Pedológia. Návod na cvičenia. TU Zvolen, 123 s.
- ŠÁLY R., 1991: Pedológia. ES VŠLD Zvolen, 378 s.
- ZLATNÍK A., 1959: Přehled slovenských lesů podle skupin lesních typů. VŠZ Brno, 195 s.
- ZLATNÍK A., 1976: Lesnická fytocenologie. SZN Praha, 495 s.

Bilance živin v zemědělských podnicích

¹⁾ Eva KUNZOVÁ, ¹⁾ Jan KLÍR, ²⁾ Pavel ČERMÁK

¹⁾ Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská 507, 161 06 Praha – Ruzyně

²⁾ Ústřední a zkušební ústav zemědělský, Konečná 1930, Havlíčkův Brod

Abstrakt

„Bilancia živin“ – část příspěvku k analýze interakcí mezi poľnohospodárstvom a životným prostredím a dopadom zmien v poľnohospodárskej politike na životné prostredie. Bilancia na poľnohospodárskom podniku vypočítava rozdiel medzi celkovým množstvom živín vstupujúcich do pôdy a množstvom živín, ktoré opúšťajú pôdu. Výpočet povrchovej bilancie pôdy je modifikovanou verziou tzv. „hrubej bilancie“, ktorá dáva informáciu o úplnom prebytku (nedostatku) živín v pôde, vode a vzduchu z poľnohospodárskeho systému.

Klíčové slova: bilance živin, dusík, fosfor, draslík

Abstract

A "nutrient balance" a part of the contribution to the analysis of the interactions between agriculture and the environment and impact of changes in agricultural policy on the environment. The farm gate balance calculates difference between inputs and outputs on the farm level; the soil surface balance calculates the difference between the total quantity of nutrient inputs entering the soil and the quantity of nutrient outputs leaving the soil. The calculation of the soil surface balance is a modified version of the so called "gross balance", which provides information about the complete surplus (deficit) of nutrients into the soil, water and air from an agricultural system.

Key words: nutrient balance, nitrogen, phosphorus, potassium

Úvod

Bilancování živin a sledování jejich účinnosti je vhodným prostředkem pro rychlou diagnostiku situace v hospodaření se živinami na různých úrovních agro-ekosystému. Bilance rostlinných živin jsou základem většiny metodických návodů výživy rostlin a hnojení. V zásadě platí, že k udržení půdní úrodnosti v konkrétních pěstelských systémech musí být vstupy živin v rovnováze s jejich výstupy z půdy.

Materiál a metody

Ze 17 zemědělských podniků byly získány vstupní a výstupní údaje z let 1999 a 2000 potřebné pro výpočet faremní a povrchové bilance dusíku, fosforu a draslíku.

K hodnocení hospodaření se živinami jsou nejčastěji používány dva hlavní typy bilancí: faremní (podniková) bilance („farm balance“, „farm gate balance“, „Hoftor-Bilanz“) a polní (povrchová) bilance („field balance“, „soil surface balance“, „Flächenbilanz“).

V případě výpočtu **faremní bilance** je hodnocenou jednotkou farma, zemědělský podnik, příp. ve větším měřítku region, stát apod. Započítány jsou všechny toky živin vstupující do farmy a vystupující z farmy. Obvykle se přitom využívá běžných údajů, jež podnik vykazuje v účetnictví. Výhodou této bilance je, že se nemusí sledovat jednotlivé dílčí toky živin uvnitř farmy (stáj – pole, stáj – atmosféra, pole – stáj, atd.).

V rámci **polní bilance** se sledují a kvantifikují se toky živin do a ze systému půda – rostlina. Hranice sledovaného systému mohou být vymezeny na různých úrovních – pole, výměra zemědělské půdy podniku, regionu nebo státu. Z časového hlediska se nejčastěji využívá období jednoho roku (kalendářního či hospodářského), příp. délka jedné rotace osevního postupu. Vstupy se počítají na povrchu půdy (porostu) a představují hnojiva, spady a fixaci dusíku. Výstupy jsou pak živiny ve sklizených produktech. Ztráty (volatilizace čpavku, denitrifikace, vyplavení, povrchový odtok a eroze), které jsou např. u dusíku v některých bilancích (OECD Soil surface nutrient balance) považovány za ekvivalentní bilančnímu přebytku. Bilance živin ve vybraných farmách byly vypočteny podle výše popsaných bilančních metod: faremní bilance (farm gate balance, FGB) a polní (povrchová) bilance (soil surface balance, SSB).

Na základě používaného modelu pro výpočet polní bilance byl vyvinut model **MACROBIL**. Model počítá bilanci hlavních živin a dává doporučení pro nákup potřebného množství hnojiv v rámci podniku. Model zohledňuje export živin ve všech sklizených (spasených) rostlinných produktech a na straně vstupů započítává různé zdroje živin (minerální hnojiva, stájová hnojiva, fixaci vzdušného N, spady).

Výsledky a závěr

Všechny typy počítaných bilancí (faremní, pozemková a MACROBIL bilance) vykazaly jak v jednotlivých letech, tak v průměru za celé sledované období bilanční přebytek dusíku. Výjimku tvořily pouze zemědělské podniky s ekologickým hospodařením, u kterých, až na malé výjimky, prakticky chybí vstupy dusíku ve formě minerálních a organických hnojiv.

Sledované zemědělské podniky s vysokým bilančním přebytkem dusíku (nad $50 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) by na základě dosažených výsledků měly buď omezit vstupy dusíku do půdy anebo změnit systém hospodaření – např. změna struktury pěstovaných plodin – pěstovat plodiny odčerpávající ve větší míře dusík z půdy, zařazovat do osevních sledů méně leguminóz apod. Výraznější rozdíly mezi faremní a pozemkovou bilancí dusíku nebyly jak v jednotlivých letech, tak za celé hodnocené období nalezeny.

Pozemková bilance byla samozřejmě asi o 1/3 celkového množství dusíku na hektar nižší, poněvadž se zde nepromítal zejména dusík obsažený v krmivech pro hospodářská zvířata. Ten do pozemkové bilance vstoupil až v následujících letech ve formě aplikovaných organických hnojiv.

Jak již bylo jednou konstatováno, bilance počítaná MACROBIL programem se více přiblížila hodnotám bilance faremní a vykazovala podobné tendence (graf 1).

U fosforu se jak faremní tak i pozemková bilance i MACROBIL bilance přibližovaly bilanci vyrovnané. Odchyly od vyrovnané bilance byly u všech sledovaných kategorií hospodaření velmi malé, zejména při výpočtu pozemkové bilance. Mírně negativní bilanci fosforu u podniků bez živočišné výroby a ekologicky hospodařících zemědělských podniků lze jednoduše řešit mírným zvýšením aplikovaných hnojiv – minerálních hnojiv u podniků bez živočišné výroby a organických hnojiv u ekologicky hospodařících zemědělských podniků (graf 2).

U draslíku byla zjištěna negativní faremní a pozemková bilance prakticky ve všech sledova-

ných obdobích a takřka u všech zemědělských podniků. Pozemková bilance draslíku vykázala daleko vyšší záporné hodnoty, než bilance faremní. Svědčí to o tom, že ve sledovaných zemědělských podnicích se pravděpodobně odváží z polí ve větší míře i vedlejší sklizňový produkt (hlavně sláma), obsahující značné množství draslíku. Ten se v rámci zemědělského podniku sice neztratí (objevuje se v bilanci faremní), ale v daném sledovaném období na pozemcích chybí a vrací se tam později např. ve formě aplikovaného organického hnojení (chlévského hnoje) v rámci hnojení osevního sledu. Také z tohoto hlediska tedy vyplývá, že je daleko účelnější pro tyto potřeby počítat bilanci faremní.

Draselná bilance dle MACROBIL programu se od faremní a pozemková bilance lišila a vyšla s bilančním přebytkem jenom díky tomu, že se prakticky v každé kategorii hodnocených podniků vždy objevil jeden zástupce, který ve sledovaném období vykazoval vysoce kladnou bilanci K, což následně ovlivnilo průměr celé sledované kategorie (graf 3).

Literatura

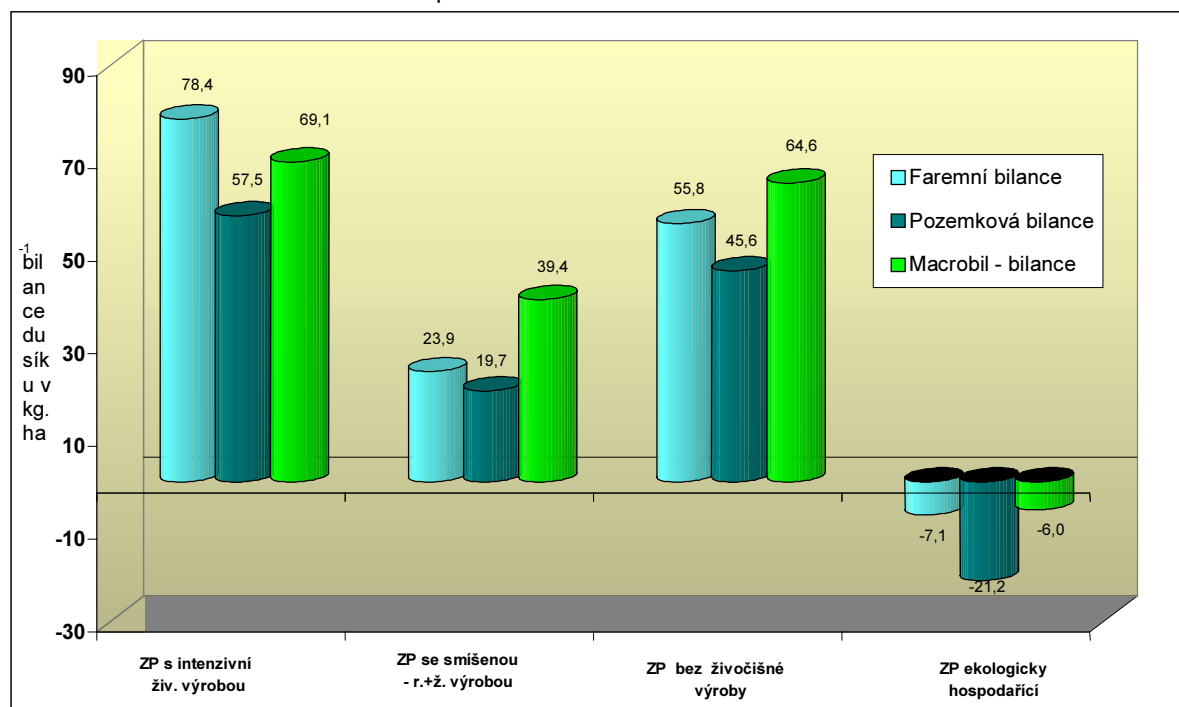
BUJNOVSKY R., MIKLOVIC D., 2001: Effective manure and fertilizer use serves twofold benefit. Proceedings of Workshop “Balanced fertilization for crop yield and quality”, Praha, 65 – 70.

IGRAS J., 2001: A model for nutrient balance calculation. Nawozy i nawozenie – Fertilizers and Fertilization, 1 (6), 75 – 80.

OECD National Soil Surface Balances. Paris, 1996

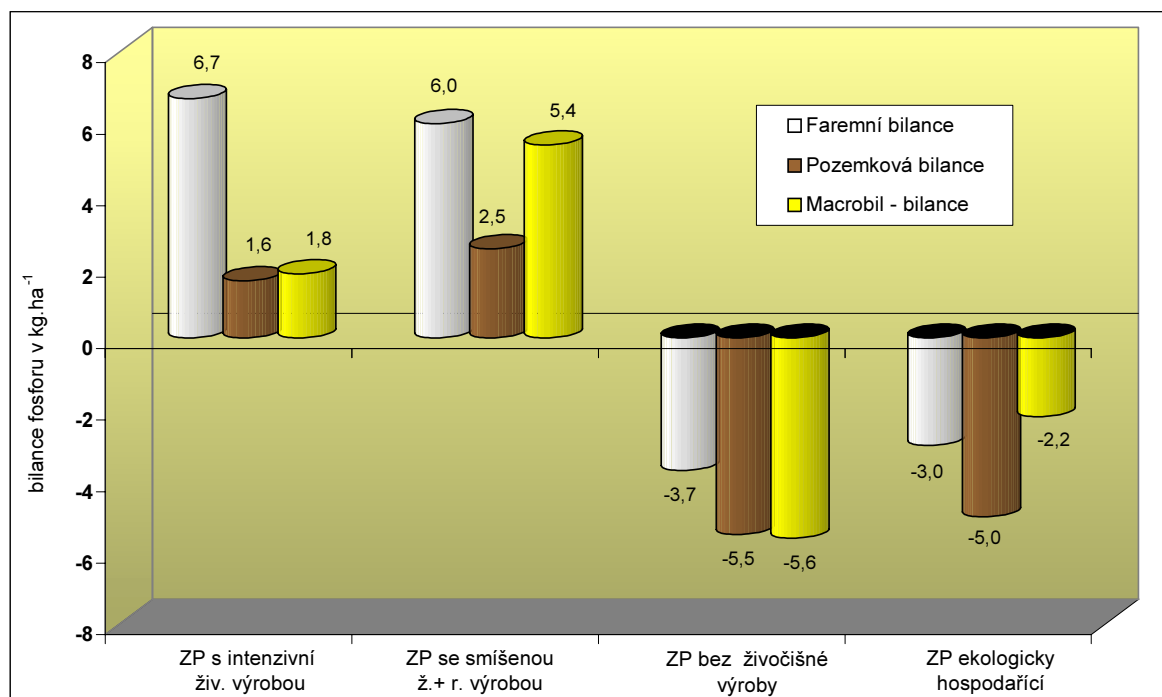
Bilance dusíku na reprezentativních zemědělských podnicích v ČR
průměr let 1999 a 2000

Graf 1



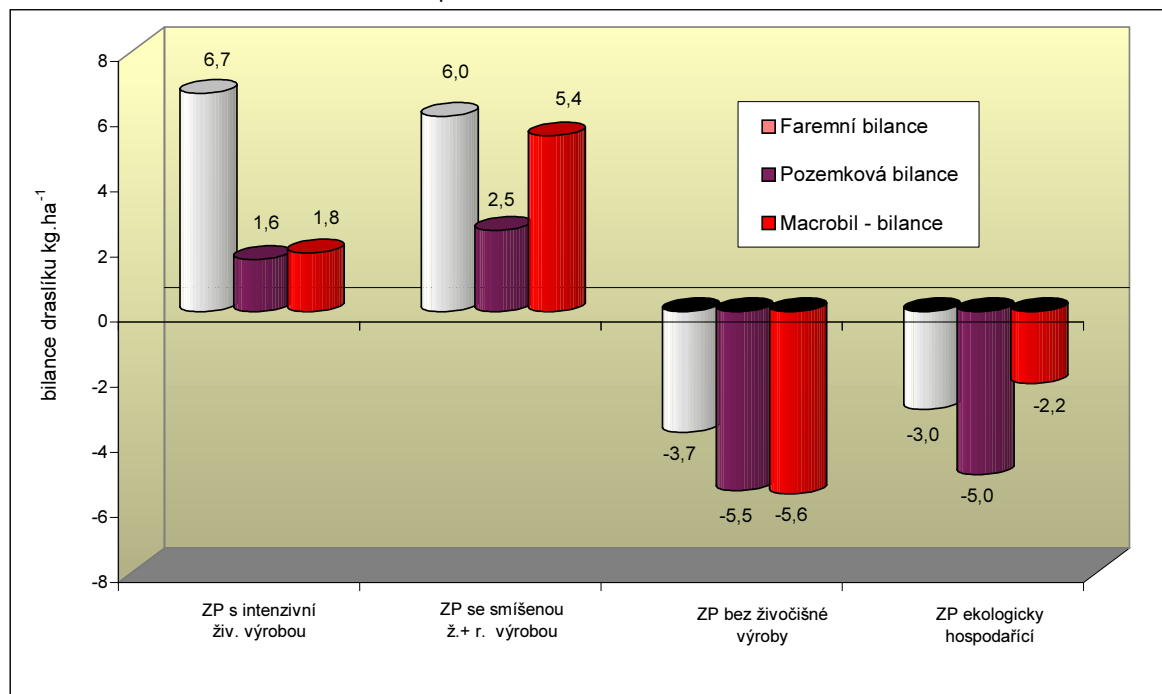
Bilance fosforu na reprezentativních zemědělských podnicích v ČR
průměr let 1999 a 2000

Graf 2



Bilance draslíku na reprezentativních zemědělských podnicích v ČR
průměr let 1999 a 2000

Graf 3



Používanie novej metódy stanovenia rezervy mobilného draslíka na charakteristiku úrodnosti pôdy

The use of a new method for the determination of mobile potassium reserve for the characterization of soil fertility

Václav MACHÁČEK

*Research Institute of Crop Production, Drnovská 507
161 00 Praha 6 – Ruzyně, Czech Republic, E-mail: machacek@vurv.cz*

Abstract

The original method for the determination of mobile potassium reserve (Kmob) was shortened by one operation – extraction of potassium by solution of ammonium acetate. By calculation we can get a new value Kmob that is 5 – 10 % lower than the value according the old method however the values are in a highly conclusive relationship with the old value Kmob (from $n = 505$ samples is a correlation coefficient 0.977). Because Kmob is a relative figure, the same as the content of available potassium, so the difference is insignificant. Originally, for the use of values of Kmob in the methodic of plant nutrition there was developed a 3-stepped category, which is standard for all groups of soil texture. However, it turned out that similarly as at categories of available potassium the criterions for Kmob have to be different for groups of soil texture (light soil, medium heavy soil, heavy soil). New criterions for particular groups of soil texture are 5-stepped (low, satisfactory, good, high, very high).

Key words: potassium, analytical methods, mobile potassium reserve, category of supply

Abstrakt

Pôvodná metóda stanovenia rezervy mobilného draslíka roztokom octanu amónneho. Výpočtom môžeme dostať novú hodnotu Kmob, ktorá je 5-10% nižšia ako hodnota získaná starou metódou, avšak hodnoty sú vo vysoko konkluzívnom vzťahu so starou hodnotou Kmob (z $n=505$ vzoriek je korelačný koeficient 0,977). Pretože Kmob je relatívna číslca, tá istá ako obsah prístupného K, tak rozdiel je nevýznamný. Pôvodne pri využívaní hodnôt Kmob v metodike výživy rastlín bola vyvinutá 3-stupňová kategória, ktorá je štandardná pre všetky skupiny pôdnej textúry. Avšak toto sa zmenilo, podobne ako pri kategóriách prístupného K, pri Kmob majú byť rozlíšené skupiny pôdnej textúry (ľahká, stredne ťažká a ťažká pôda). Nové kritériá pre zvláštne skupiny pôdnej textúry sú 5-stupňové (nízka, uspokojivá, dobrá, vysoká, veľmi vysoká).

Kľúčové slová: draslík, analytické metódy, rezerva mobilného K, kategória zásobenosti

Introduction

The overall content of potassium in soil is between 0.82 to 1.86 % with average 1.56 %. This large supply is fixed in various forms, which are variously used by plants. The key role in plant nutrition, from overall content of potassium, has the content of water soluble potassium – 0.2 % (K_{H_2O}), exchangeable – extractable potassium – 0.9 % (K_{ex}), mobile potassium – 4.0 % (1 M HNO_3 – Kmob) and potential supply of potassium – 6.8 % (20 % Hl – K_{ptc}). These forms are also at the most influenced by fertilization by potassium fertilizers. For plant nutrition have almost no influence unavailable forms of potassium (mica, feldspar etc.). An exact limit among the particular forms of potassium in soil does not exist. There establishes a constant balance, which is for three basic forms simply possible to express:



The above-mentioned balance is disturbed by the fertilization and the draining of potassium by plants, the change of soil moisture and temperature, weathering of minerals and fixation of potassium by clay minerals, etc. The plants accept preferentially water-soluble potassium and like this the balance moves to the left so that a part of unexchangeable potassium comes in exchangeable form and is used by plants (Macháček, Čermák and Klír, 2001).

The original method for the determination of mobile potassium reserve (K_{mob}) is based on the boiling of soil sample with nitric acid and in the filtrate there is determined the content of potassium (A). At the same time there is determined the content of exchangeable potassium (K_{ex}) with the help of extraction of potassium from soil by the solution of ammonium acetate (B). K_{mob} calculates such way that from the content of potassium A is subtracted the content B and the result is stated in mg K.kg^{-1} of soil (Basilly, 1964). Subsequently, the calculated value K_{mob} was determined the categories of supply (Vopěnka, Macháček, 1985).

Because of economic and time reasons was the determination of K_{mob} subsequently simplified: The determination of value A remained according to the original suggestion and in place of values B there were used the values of available potassium (K_{av}) Mehlich 2.

According to the original method the study deals about a possibility of the use of the content of available potassium determined in Agrochemical soil testing (AST) instead of the determined exchangeable potassium.

Material and methods

Method according to Mehlich 2 (Zbiral 1995).

The original determination of mobile potassium reserve (Bailly, 1964).

The overall collection of soil samples from basic soil of Czech Republic – 505.

Results and discussion

In order to complete the goal 505 soil samples (graph 1) and from this 17 samples of light soils, 344 medium heavy soils and 144 samples of heavy soils were evaluated. Statistical characteristics of results are stated in table 1.

For statistical evaluation by means of correlation coefficients (see table 2) about suitability of the use of K_{av} instead of K_{ex} was used in this study the determination K_{av} by the method according to Mehlich 2.

Table 1 The survey of statistical evaluation of results from particular groups of soil texture

Groups of texture	Statistical index	mg K.kg ⁻¹		
		Kav	Kmob old	Kmob new
All soils	Average	288	872	836
	Median	262	852	830
	Maximum	1441	1887	2177
	Minimum	68	112	48
	Number	505		
Light-texture soils	Average	307	645	617
	Median	260	567	604
	Maximum	527	952	927
	Minimum	118	420	279
	Number	17		
Medium heavy-texture soils	Average	277	902	824
	Median	251	890	813
	Maximum	740	1795	1793
	Minimum	68	112	48
	Number	344		
Heavy-texture soils	Average	305	988	892
	Median	292	1011	900
	Maximum	600	1887	2177
	Minimum	136	227	204
	Number	144		

From the stated values of correlation coefficients of the polynomial in the 1st degree arises the relationships between Kex and Kav are highly conclusive and this is why it is possible to use instead Kex.

Kav as it was stated in a periodical report (Macháček et al., 2001). Also, Kmob is determined by a new method in the high correlation relationship with Kmob determined by an old method and subsequently, it is possible for the determination of potassium mobile reserve to use a new shortened method.

Table 2 The survey of correlation coefficients between Kex – Kav and Kmob old – new

Groups of soil texture	Number	Kex – Kav	Kmob (old– new)	Highly significant (0.01 %)
All	505	0,792	0,977	> 0.115
Light	17	0,858	0,950	> 0.606
Medium heavy	344	0,795	0,978	> 0.344
Heavy	144	0,793	0,974	> 0.228

On the basis of the highly significant relationship (0.977) of the polynomial in the 1st degree among Kmob (new – old) from all soils (n = 505) there were by means of the regression equation ($Kmob(new) = 0.9979 * Kmob (old) - 21.61$) for information with the goal of the use of old values Kmob calculated equivalents Kmob(new) for Kmob (old) which are after rounding off stated in table 3.

Graph 1 The drawing of values Pmob (new) from all soils

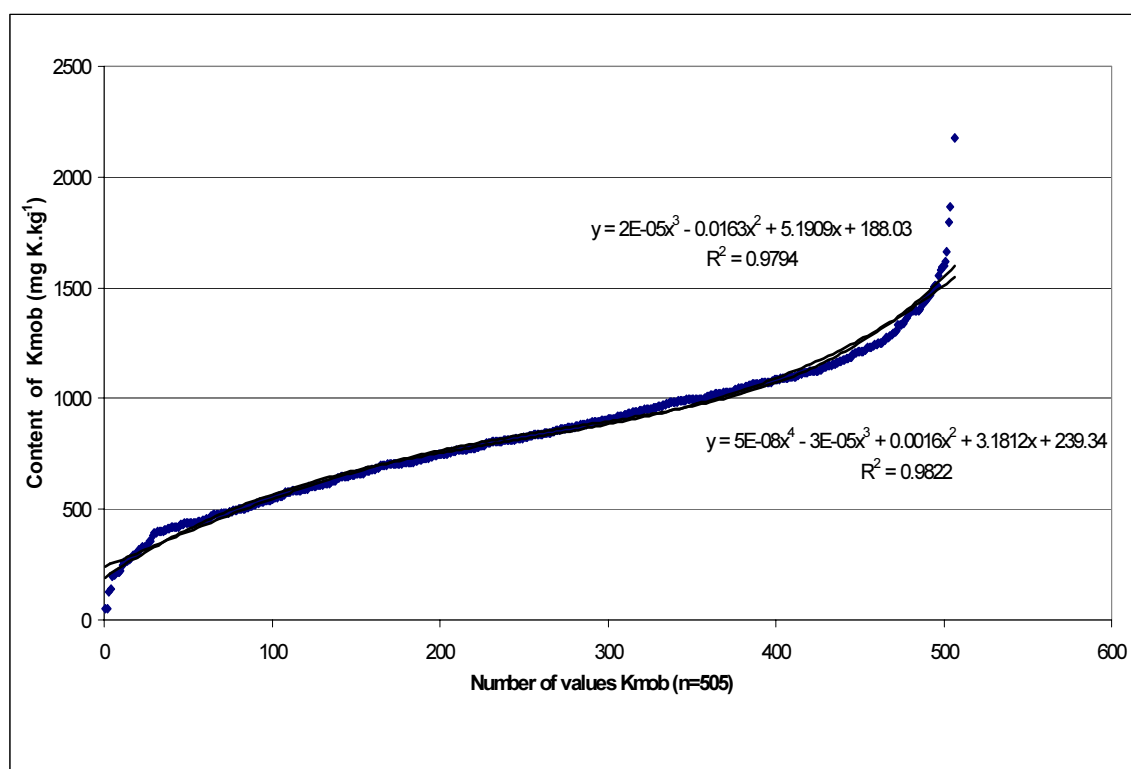


Table 3 Equivalents of categories Kmob(new) according Kmob(old)

Category of supply	mg K.kg ⁻¹	
	Kmob (old)	Kmob (new)
Low	< 600	< 566
Medium	600 – 1 200	566 – 1 153
High	> 1 200	> 1 153

One of the conclusions stated in the periodical report for year 2001 (Macháček et al., 2001) was that it is necessary the categories of supply for Kmob to divide in 5-stepped categories similarly as at the evaluation of accessible nutrients according to AST. From the point of view of the evaluation of soils according to AST there was created by means of statistical division of contents Kmob in particular groups of soil texture the initial categories of supplies for Kmob which are stated in table 4.

For visual demonstration it is stated a 5-stepped standard category for all groups of soil texture. By comparison of these stated values transformed in a 3-stepped category with values a 3-stepped category stated in table 3 which were gained by conversion by means of the regression equation of the polynomial in the 1st degree from the relationships among Kmob old – new it is possible to see the agreement in the interval of categories even though they were gained by different means.

From table 4 it is further possible to see that for each group of soil types there existed different interval of contents of P_{mob} in particular categories, which corresponds to the logic of potassium regime, which is dependent on group soil texture.

Table 4 Five-stepped category of supply of soils for K_{mob} (new)

Category of supply	mg K.kg ⁻¹			
	Light-texture soils	Medium heavy-texture soils	Heavy-texture soils	All soils
Low	do 450	do 560	do 640	do 570
Satisfactory	451 – 530	561 – 820	641 – 850	571 – 780
Good	531 – 640	821 – 1 000	851 – 1 050	781 – 950
High	641 – 850	1 001 – 1 260	1 051 – 1 350	951 – 1 180
Very high	nad 850	nad 1260	nad 1 350	nad 1 180

Conclusions

On the basis of highly significant relationship among the values of mobile potassium reserve determined according to the old and shortened method of all soils and of groups of soil textures it was possible to state that the shortened method with the use of accessible potassium (Mehlich 2 or 3) instead of exchangeable potassium is possible to be used for the determination of mobile potassium reserve.

The 5-stepped category of soil supply according to the mobile potassium reserve for particular groups of soil types is a large contribution for a joint programming of soil fertility with the content of accessible potassium from the viewpoint of potassium nutrition.

References

- BAILLY P., 1964: Methodische untersuchungen zur K-freisetzung aus boden. Z. Pfl. Durg.Bodenk. 104: 132 – 140.
- MACHÁČEK V., et al., 2001: Periodic report of assignment for year 2001. VÚRV Praha, 27 p.
- MACHÁČEK V., ČERMÁK P., KLÍR J., 2001: Development of potash fertilizer input and the consequences for soil fertility and crop production in the Czech Republic. Country Report 2. International Potash Institute, Basel, Switzerland, 60 p.
- VOPĚNKA L., MACHÁČEK V., 1985: The evaluation of agrochemical properties of soils for phosphorus and potassium nutrition. Závěrečná zpráva, VÚRV Praha, 39 p.
- ZBÍRAL J., 1995: Joint working methods. Analýza půd I. ÚKZÚZ Brno. 65p.

Acknowledgements

The Ministry of Agriculture funds this research – National agency for agriculture research as grants QD 1326: „Stabilization of soil fertility from the view of plant nutrition by phosphorus and potassium“.

Hodnotenie simulovaného vodného režimu v aeračnej zóne a určenie dopadu jednotlivých hraničných podmienok na jeho charakteristiku

Evaluation of Simulated Soil Water Regime in the Aeration Zone and Determination of the Impact Rate of Individual Boundary Conditions on its Characteristics

¹⁾ Vladimír MIKULEC, ²⁾ Jana SKALOVÁ

¹⁾ Institute of Hydrology SAS, Bratislava, SR, E-mail: mikulec@uh.savba.sk

²⁾ Faculty of civil engineering SUT, Bratislava, SR, E-mail: skalova@svf.stuba.sk

Abstract

This paper is focused especially on evaluation of the water content course as basic characteristic of the soil water regime in the aeration zone. In order to see how the water content depends on the individual boundary conditions, this work also includes determination of portion of the water from the atmosphere and from the ground water level on amount of the water content in the soil aeration zone. The water content component, which is accessible for vegetation and insures its good growth, was valued in relation to the soil hydro-limits.

Key words: soil water regime, model GLOBAL, upper and bottom boundary condition, water content, evapotranspiration

Introduction

Soil water regime can be described as dynamics of the water in the soil aeration zone. It can be characterized by arithmetic series of immediate states of three-dimensional organization of the water in the soil aeration zone. This series has in time and in space its characteristic course (Velebný et al., 2000). The locality on which the soil water regime was evaluated is situated in Western Slovakia on area of Zahorska lowland – unit Borska lowland. It is in municipality of Male Levare and belongs to Morava river basin.

Material and Methods

It can be claimed, that obtaining of the soil water regime characteristics by a numerical simulation on a mathematical model represents a progressive scientific method, (Stekauerová, Sutor, 2000). On this account was decided to examine the soil water regime using a numerical simulation on the mathematical model GLOBAL (Majercák, Novák, 1992). Mentioned model of water movement in unsaturated non-homogeneous layer of soil profile in isothermal conditions is one-dimensional (vertical) and it is based on Richard's equation.

$$\frac{\partial h_w}{\partial t} = \frac{1}{c(h_w)} \cdot \frac{\partial}{\partial z} \left[k(h_w) \cdot \left(\frac{\partial h_w}{\partial z} + 1 \right) \right] - \frac{S(z, t)}{c(h_w)} \quad [1]$$

where

h_w - soil water pressure head [cm],

$k(h_w)$ - unsaturated hydraulic conductivity of soil [cm.s⁻¹],

$S(z,t)$ - intensity of water uptake by roots [$\text{cm} \cdot \text{s}^{-1}$],
 $c(h_w)$ - specific water capacity [cm^{-1}],

$$c(h_w) = \frac{\partial \theta}{\partial h_w}$$

θ - volumetric soil water content [$\text{cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$]
 z - vertical coordinate [cm],
 t - time [s].

Main aim of the mathematical models used for calculation of the water regime as a part of the soil-plant-atmosphere system is to obtain a correct vision about relation between the quantity of water, which gets into the profile and optimal physiological regime of vegetation. The model also considers the influence of other meteorological elements and the dynamics of ground water level depth. Thereby is also determined the selection of quantities, which are followed at output of the mathematical model, (Velebny et al., 2000).

Main assumptions and limitations in this water flow model are:

- Fluid phase flow is thought as one-dimensional, isothermal and governed by Darcy's law.
- Effects of the air phase, solutes or solid-liquid interactions, on water flow are considered as negligible, (Majercak, Novak, 1995).

Climatic assessment of examined locality

Through assessment of the climatic area of Zahorska lowland by long-time mean annual precipitation totals in interval of years 1976 – 1985 were found, that these location can be classified as semi-humid climatic area ($Z = 523 \text{ mm}$).

According to R. Langs rain factor D_f (which depends on mean annual precipitation totals and mean annual air temperature), applying data acquired at Malacky station in interval of years 1986 – 1995 and also in years 1976 – 1985 can be claimed that examined location is a transient climatic area ($D_f=56$).

M. Minars mean humidity assurance α (W. Koppers & A. Gregors relation were used) depends on mean annual precipitation totals and values of annual precipitation by which the drought is approaching (latter values were designated in addition to mean annual air temperature). Calculation in which were used the data measured at Malacky station in interval of years 1986 – 1995 resulted in $\alpha = 6$, and in the period 1976 – 1985 $\alpha = 4$. Thus the location can be interpreted as very dry climatic area.

The irrigation index I_z , designated by M. Konec is presented as the most suitable indicator of determination of climatic area. It depends on mean precipitation total of vegetation period, on positive deviation of precipitation amount during three winter months from value of 105 mm and also on mean temperature during vegetation period as well as on mean wind speed (at 14 o'clock) during vegetation period (IV-IX). According to irrigation index of Malacky station during interval of years 1986 – 1995 $I_z=-27$, and in the period of 1976 – 1985 $I_z=-38$ can by examined locality classified as dry.

The Zahorska lowland can be in sum characterized as warm area with slightly dry A_3 ($I_z = -20 \sim 0$) up to dry A_2 ($I_z < -20$) humidity characteristic with mild winter. Therefore this area is suitable for plants with the biggest temperature requirements in our country (Soltesz et al., 1998).

Soil properties

Examined locality of Male Levare lies in Zahorska lowland, which is a flat, filled mostly with neogene sediments. The oldest from them are of pelagic origin and belongs to various groups of Miocene. The youngest are from period of quaternary, and cover the surface of terrain. From petrographic point of view they consist of drift sands, loamy sands and sandy clays. According to complex soil expertise can be 85 % of the area of Zahorska lowland classified (FAO'70) as Fluvi-gleyic Phaeozem and rest as slightly gleyed Regosol. The hydro-pedological survey was done for whole examined locality by KPPU, Bratislava and its conclusions can be found in publication (Soltesz et al., 1976). According to hydro-pedological survey whole-examined area to the depth of 1.5 m from soil surface consists of sands and/or loamy sands.

Natural ground water regime

Natural ground water regime in Male Levare area was monitored at SHMI probe ZS 20. It can be claimed that atmospheric precipitation and surface watercourses (Morava, Rudava) have their influence on natural ground water regime. This is the reason why ground water regime can be classified as transitive (Mucha, 1987). Analysis of the data series of mean annual ground water level depth identifies the perennial periods of cyclic changes in examined data. Moreover, these cyclic changes also occurred during the year. Perennial cycles adapt to long – time cycles of weather changes. It means that ground water level depth rises and falls during a number of years under influence of cold or warm rainfall periods. Annual cycles are par excellence subjects to annual course of climatic factors.

In case of Male Levare the autumn – winter half-year is the time of accumulation of ground water and the spring – summer period is characterized by decreasing of ground water level. The ground water level usually reaches the highest stage at the beginning of spring and the lowest at the end of autumn (Skalova, 1992).

Phenological characteristics

From pheno-geographical point of view, the examined territory belongs to phenologic macro-type of lowlands with fast and/or slightly fast vegetation growth and with early beginning of vegetation development (Mazur et al., 1982). Numerical simulation on mathematical model also considers the impact of soil water extraction by roots on water content. Therefore the vegetation characteristics are one of the inputs into the model. In this case the modeled vegetation is grass.

Hydro-physical characteristics

Table 1 Hydro-physical characteristics of modeled soil profile and Van Genuchten parameters of WRC

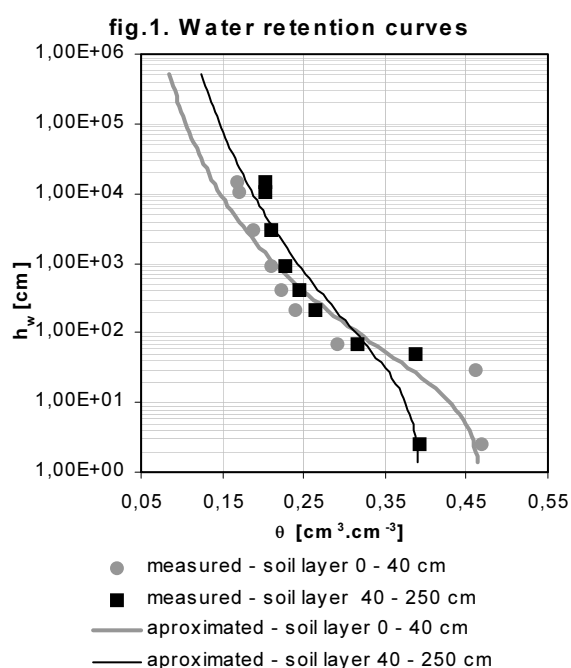
Sample extraction depth [cm]	ρ_d [g.cm ⁻³]	K [m.d ⁻¹]	θ_v [cm ³ cm ⁻³]	θ_{zd} [cm ³ cm ⁻³]	θ_{pk} [cm ³ cm ⁻³]	θ_s [cm ³ cm ⁻³]	θ_r [cm ³ cm ⁻³]	α [cm ⁻¹]	n [-]
20 – 25	1,43	1,02	0,1381	0,1905	0,2603	0,4688	0,0352	0,07872	1,20312
70 – 75	1,61	0,22	0,1791	0,2244	0,2767	0,3932	0,0296	0,05889	1,13088

Table 2 Points of main drainage part of WRC, determined on hyper baric apparatus

Sample extraction depth [cm]	h_w [cm]	2,5	30	50	70	209	419	907	2972	10470	14100
20 – 25	θ [% vol.]	46,88	46,06	–	29,04	24,00	22,35	21,07	18,76	17,14	16,7
70 – 75	θ [% vol.]	39,32	–	38,85	31,67	26,46	24,43	22,76	21	20,26	20,2

Initial and boundary conditions

Initial condition was given by steady state of water retention curves in both defined layers of soil profile 0 – 40 cm and 40 – 250 cm (Fig. 1).



Boundary condition at the bottom of modeled soil profile was given by data of ground water level depth under the soil surface measured during examined time period 1971 – 2000 at SHMI probe ZS 20 in location of Male Levere.

Boundary condition at the soil surface contains of meteorological characteristics represented by daily precipitation total Z [mm], mean daily temperature T [°C], daily sunshine duration S [h], vapor pressure p [hPa] and mean wind velocity v_v [m.s⁻¹]. Characteristics of vegetation (grass) were given by daily values of leaf area index ω_0 [m².m⁻²], roughness of evaporating surface z_0 [m], albedo of evaporating surface α [-], root depth z_r [cm] and relative mean water content θ_k [%] measured during modeled time period.

Results

The aim of this work was to interpret the long-time course of water content in aeration zone and also to show the impact rate of individual boundary conditions on amount of water in aeration zone. Characteristics of soil water regime were very comprehensively – with one-day step described by outputs from mathematical simulation model GLOBAL in whole-modeled period of years 1971 – 2000 at the examined locality of Male Levere. There is evident increasing trend of the water content in the soil at the modeled territory during modeled period there as it is shown on fig.2. The series of the

water content in observed soil profiles during modeled period are mostly above the value of the water content at point of decreased availability of water for plants (W_{pda}). Only at the soil layer 0 – 50 cm, in which the general mass of the root system of modeled plant – grass is concentrated, was this value underran, but did not reach the water content at wilting point (W_{wp}). Maximal values of mean monthly water content were detected in months with very high precipitation totals and with low depths of ground water level under the soil surface. According to annual moisture analysis (Dub, 1957) these months belongs to extraordinary moist and/or very moist years. Contrariwise minimal values of mean monthly water content were detected in months with very low precipitation totals and with high depths of ground water level under the soil surface. According to annual moisture analysis these months belongs to extraordinary dry and/or very dry years. Contribution of the water from the atmosphere and from the ground water level to amount of the water content in the soil aeration zone can be distinguished on Fig. 2.

Portion of the actual evapotranspiration on decreasing of the water content in the soil profiles is evident especially by high values of soil moisture, when the intensity of evapotranspiration E_a is close to potential evapotranspiration E_o . When the soil moisture decreased, the hydraulic conductivity of the root area of the soil depresses too. Because of this also the water supply for the root system of the vegetation were reduced and transpiration diminished too.

Conclusion

The long-time dynamics of soil water regime in aeration zone was examined applying numerical simulation on mathematical model GLOBAL at the location of Male Levaré in period of years 1971 – 2000. According to this examination an increasing trend of water content is evident in whole monitored 30 years period. The assessment of sufficiency of water content for modeled plant – grass was done with reference to soil hydro-limits. It can be seen that the soil water content seriously depends on precipitation and ground water level depth. The series of the mean monthly water content at the soil layer 0 – 50 cm sometimes underran the value of the water content at point of decreased availability of water for plants (W_{pda}), thus there were sometimes a lack of moisture for grass there. In other modeled layers of soil is that not a case, so the grass could take its water from deeper horizons. The mean monthly water content never reached the value of water content at wilting point (W_{wp}). Generally, can be claimed that there was enough moisture for modeled plant – grass there.

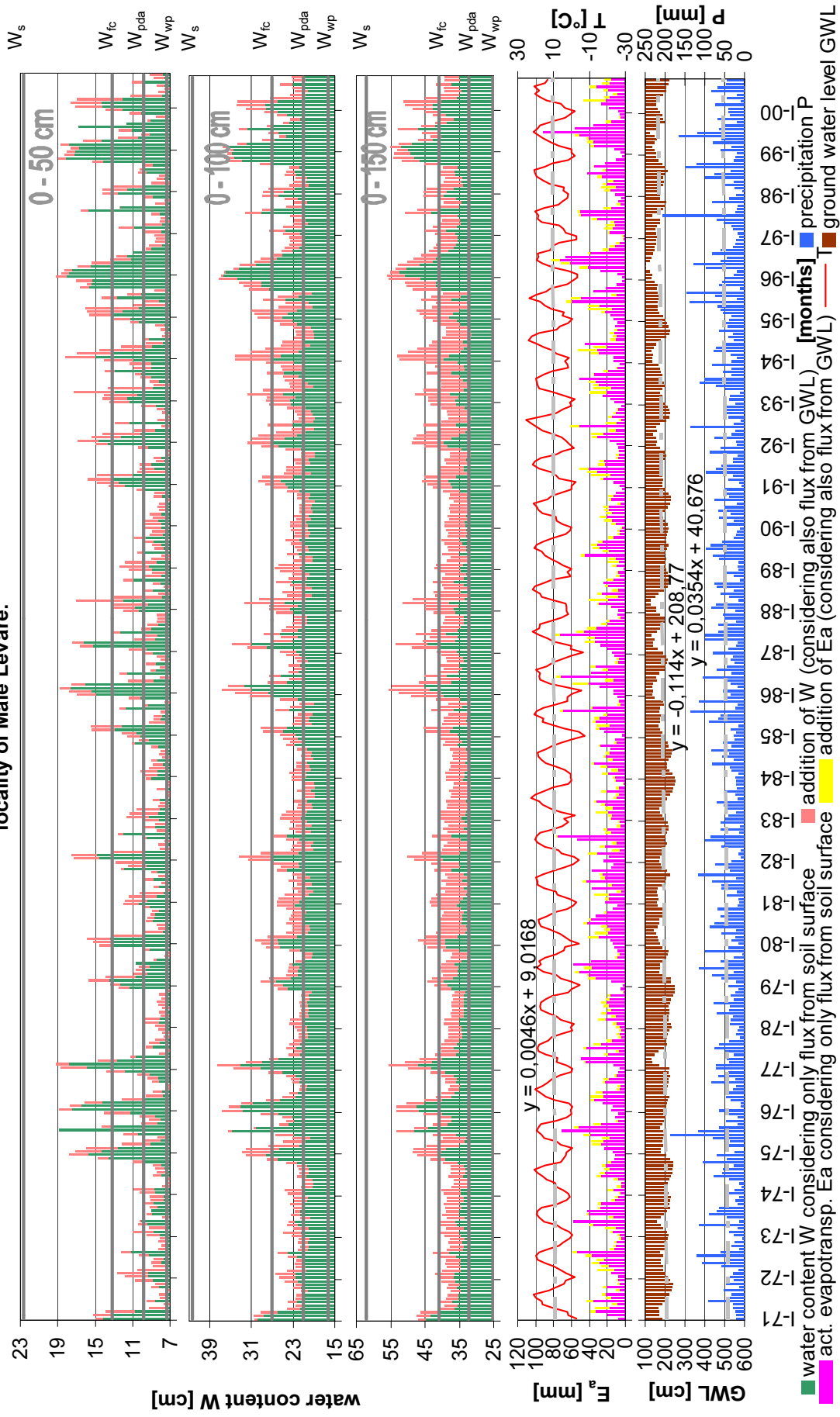
In order to predict further series of water content the statistic methods on acquired series of water content or generators of input variables to the model can be used.

In this work is shown, that the interpretation of the soil water regime in aeration zone has its justification in water management practice. It is visible especially by projecting and managing of melioration constructions. It can be also clearly seen that mathematical modeling with well-calibrated model for given nature conditions is a proper tool for the prognosis and evaluating of the soil water regime.

References

- DUB O., 1957: Hydrology, hydrography, and hydrometry. SVTL, Bratislava (in Slovak).
- GENUCHTEN M. Th., van., 1980: A closed – form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 44, pp. 892 – 898.
- HRASKO J., LINKES V., NEMECEK J., NOVAK P., SALY R., SURINA B., 1991: Morpho-genetic soil classification system of CSFR. VUPU, Bratislava (in Slovak).
- MAJERCAK J., NOVAK V., 1995: GLOBAL – a numerical model for water movement in the soil root zone. Research Report. ÚH SAV, Bratislava.
- MAZUR E. et al., 1982: Atlas of SSR, Text part. Veda, Bratislava (in Slovak).
- MUCHA I., SESTAKOV V.M., 1987: Hydraulics of ground water. Alfa, Bratislava (in Slovak).
- SKALOVA J., 1992: Ground water impact on soil water regime. SvF STU, Bratislava (in Slovak).
- SOLTESZ A. et al., 1998: Soil water regime optimization in the agro-ecosystem of Zahorska lowland region. SvF STU, Bratislava (in Slovak).
- SOLTESZ J. et al., 1976: Adjustment of soil water regime by complex melioration systems. SvF SVST, Bratislava (in Slovak).
- Stekauerová, V., Sutor, J., 2000: The role of monitoring by numerical simulation of soil water regime in aeration zone. Acta Hydrologica Slovaca, vol. 1, n. 2, p. 203 – 212 (in Slovak).
- VELEBNÝ V., NOVAK V., SKALOVA J., STEKAUEROVA V., MAJERCAK J., 2000: Soil water regime. ES STU, Bratislava (in Slovak).

fig. 2. Series of monthly precipitation totals, mean ground water level depths, act. evapotranspiration totals, mean water content and mean monthly water content in soil layers 0 - 50, 0 - 100 and 0 - 150 cm in period 1971-2000 at locality of Male Levere.



Vliv intenzivního hospodaření na degradaci zemědělských půd

Miloslav PACOLA, Miroslav MELOUN

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, oddělení pozemkových úprav Brno,
Lidická 25/27, 657 20 Brno, tel.: 05-41321124, fax: 05-49255574*

Abstrakt

Eroze patří mezi nejzávažnější degradační procesy působící na kvalitu půdních vlastností. Za účelem posouzení plošného vývoje eroze byla zvolena metoda porovnání plošného zastoupení bonitovaných půdně ekologických jednotek z původní bonitace v roce 1975 a z prováděných aktualizací BPEJ v letech 1998 – 2000.

Porovnání bylo uskutečněno v okrese Prostějov v pěti katastrálních územích – Mořice, Nezamyslice, Těšice, Tištin a Vrchoslavice. Zjištěné výsledky poukazují na zvýšení ploch postižených erozí.

Klíčové slová: vodní eroze, degradační proces, bonitovaná půdně ekologická jednotka, černozem, černice, fluvizem

Úvod

Mezi nejzávažnější degradační procesy, působící na kvalitu půdních vlastností a produkční schopnost půd, patří eroze. Eroze byla a je stále větším celosvětovým problémem zemědělsky využívaných půd.

Eroze vzniká na nerovných a svažitých pozemcích, kde stékající voda se postupně soustřeďuje na vegetací nedostatečně chráněné půdě a působí erozně vytvářením drobných rýžek, rýh až strží. V případě následného snížení sklonu terénu nebo rozptýlení povrchového odtoku klesá jeho unášecí síla a dochází naopak k sedimentaci unášených částic (Janeček, 1992).

Celkový degradační vliv eroze lze rozdělit na 3 základní typy – fyzikální, chemickou a biologickou degradaci. Fyzikální degradace zahrnuje zhoršování fyzikálních vlastností půdy, jako jsou struktura, textura, objemová hmotnost, vodní kapacita, pórovitost a infiltrační schopnost. Eroze půdy má vliv na chemické vlastnosti v těchto oblastech:

- snižuje obsah organické hmoty a humusu v půdě ztrátou povrchové vrstvy půdy,
- snižuje obsah minerálních živin v půdě,
- zmenšuje obsah organické hmoty a organického uhlíku v půdě,
- způsobuje úbytek a zhoršení kvalitní skladby půdních mikroorganismů, zvláště vlivem snížení mocnosti humusového horizontu půd (Dumbrovský, 1998).

V době velmi intenzivního využívání zemědělské půdy výnosy na erodovaných půdách nejsou snižovány tak výrazně, jak by se podle prokazatelného postupu degradace půd a následného vlivu na produkční schopnost půd mohlo zdát.

Je odhadováno, že z celkových škod způsobených erozí činí ztráty vzniklé snížením produkce pouze cca 20 %. Zbytek připadá na škody mimo vlastní pozemek, tzn. škody v intravilánech obcí, na komunikacích, zanášením vodních toků a nádrží, snižováním kvality vody apod. (Dumbrovský, 1998).

V příspěvku je pojednáno o konkrétních změnách půdního pokryvu erozními procesy zjištěnými při aktualizaci bonitovaných půdně ekologických jednotek (dále jen BPEJ).

Materiál a metody

Pro posouzení plošného vývoje eroze na zemědělské půdě bylo zvoleno pět katastrálních území v okrese Prostějov: Mořice, Nezamyslice, Těšice, Tištín a Vrchoslavice. Tyto lokality byly zvoleny proto, že převážnou část ploch tvoří černoze na spraších v terénech se sklonem svahů od 1° do 7° a půda je vesměs intenzivně zemědělsky využívána.

Ve struktuře pěstovaných plodin je cukrová řepa a kukuřice, které patří mezi erozně nebezpečné plodiny.

Všemi katastrálními územími (s výjimkou Tištína) protéká říčka Haná, která ovlivňuje vodní režim tamních aluviálních poloh.

Klimaticky patří daná oblast do okrsku mírně teplého vlhkého s průměrnou roční teplotou 8° – 9° C a s ročním srážkovým úhrnem 550 – 650 mm.

Plošný vývoj eroze byl vyhodnocen porovnáním plošného zastoupení jednotlivých BPEJ zjištěného při původní bonitaci z roku 1975 a při aktualizaci BPEJ v letech 1998 – 2000. Výměry BPEJ byly stanoveny planimetrováním z map BPEJ 1:5 000 a jsou uloženy v numerické a mapové databázi BPEJ VÚMOP Praha. Případné změny ve výměrách katastrálních území jsou způsobeny úbytkem zemědělské půdy nebo případnou změnou hranic katastrálních území.

Ve sledované oblasti jsou zastoupeny tyto BPEJ:

3.01.00	černoze modální na spraši se sklonem svahu do	3°
3.01.10	černoze modální na spraši se sklonem svahu	3° – 7°
3.02.00	šedoze modální na spraši se sklonem svahu do	3°
3.02.10	šedoze modální na spraši se sklonem svahu	3° – 7°
3.08.10	černoze smytá na spraši se sklonem svahu do	3° – 7°
3.08.40 a 3.08.50	černoze smytá na spraši se sklonem svahu	7° – 12°
3.19.11	pararendzina se sklonem svahu	3° – 7°
3.24..11	kambize se sklonem svahu do	3° – 7°
3.24.51	kambize se sklonem svahu	7° – 12°
3.40.77 a 3.41.77	půdy se sklonem svahu nad	12°
3.56.00	fluvize typická se sklonem svahu do	3°
3.57.00	fluvize pelická se sklonem svahu do	3°
3.58.00	fluvize glejová se sklonem svahu do	3°
3.59.00	fluvize glejová pelická se sklonem svahu do	3°
3.60.00	černice typická se sklonem svahu do	3°
3.61.00	černice pelická se sklonem svahu do	3°
3.62.00	černice glejová se sklonem svahu do	3°
3.63.00	černice glejová pelická se sklonem svahu do	3°.

Obvyklý půdní profil černozemí, vyskytující se nejvíce v zájmovém území je:

- ornice Ap 0 – 28 cm
- humusový horizont Ac 28 – 50 cm

- přechodový horizont Ac/Ck 50 – 85 cm
- substrát Ck 85 a více cm.

Půdní profil černozemí smytých je charakterizován snížením nebo zcela vymizením humusového horizontu Amč, a to podle intenzity eroze. Takový profil může vypadat následovně:

- ornice Ap 0 – 24 cm
- přechodový horizont Ac/Ck 24 – 44 cm
- substrát Ck 44 a více cm.

Výsledky a diskuse

Vývoj eroze je hodnocen posouzením plošného zastoupení jednotlivých BPEJ v daných katastrálních územích, jejich přírůstkem či úbytkem v ha a v % z celkové současné výměry příslušného katastrálního území. Přehled je uveden v tabulkách 1 – 5. Hlavním ukazatelem plošného rozvoje eroze je úbytek BPEJ 3.01.00, 3.01.10, 3.02.00 a 3.02.10 a plošný nárůst BPEJ 3.08.10. Zjištěné rozdíly jsou závislé na velikosti katastrálního území a jeho terénní členitosti.

Těšice a Mořice jsou území s malou terénní členitostí. Tato území se rozprostírají většinou na rovině do 3°, jen malá část území se nachází na mírném svahu 3° – 7°. Nárůst BPEJ 3.08.10 se tam z těchto důvodů pohybuje pouze 1 – 2 % z celkové plochy katastrálního území.

Naopak Tištin je terénně nejčlenitějším a největším zájmovým katastrálním územím. Zastoupení mírných svahů 3° – 7° je zde větší a objevují se zde i svahy střední 7° – 12° a svahy výrazné nad 12°. Nárůst BPEJ 3.08.10 činí 18,1 % z celkové plochy.

Opačným jevem eroze je akumulace transportovaného materiálu, který se objevuje ve dvou zájmových katastrálních územích, a to ve Vrchoslavicích a Těšicích. V aluviální poloze řeky Hané došlo k překrytí černic náplavami z území položeného výše proti proudu řeky s důsledkem změny BPEJ na fluvizemě mezi 10 až 20 % z celkové zájmové plochy. Mocnost takto naakumulované vrstvy činí místy až 1 m. Zrnitostně se jedná o materiály středně těžké až těžké. Půdy takto vzniklé lze charakterizovat z hlediska metodiky bonitace jako fluvizemě. Jedná se o překryv černice materiálem světlé barvy s menším obsahem humusu než je u černice obvyklé. Takový profil lze popsat takto:

- Ah 0 – 60 (90) cm
- A cn 60 (90) – 120 cm.

Tabulka 1 Hodnocení vývoje eroze ve sledovaném katastrálním území Mořice

k.ú. Mořice		Současná výměra 415,4 ha			
		Výměra (ha)		Rozdíl výměr	
BPEJ	Půdní typ	původní	současná	ha	%
3.01.00	CEm	209,2	167,9	-41,3	-9,9
3.01.10	CEm	23,5	54,9	31,4	7,6
3.02.00	SEm	49	49	0	0
3.02.10	SEm	14	14	0	0
3.08.10	CEsm	0	7,6	7,6	1,8
3.08.50	CEsm	7,4	8,1	0,7	0,2
3.60.00	CCm	13,5	18,4	4,9	1,2
3.61.00	CCp	95	95,5	0,5	0,1

Tabulka 2 Hodnocení vývoje eroze ve sledovaném katastrálním území Nezamyslice

k.ú. Nezamyslice		Současná výměra 506,9 ha			
		Výměra (ha)		Rozdíl výměr	
BPEJ	Půdní typ	původní	současná	ha	%
3.01.00	CEm	277,8	197,6	-80,2	-15,8
3.01.10	CEm	32	71,3	39,3	7,8
3.02.00	SEm	7	7	0	0
3.02.10	SEm	4,5	0,6	-3,9	-0,8
3.08.10	CEsm	0	44,2	44,2	8,7
3.08.50	CEsm	12	9,4	-2,6	-0,5
3.24.11	KA	0	1,4	1,4	0,3
3.41.77	sklon nad 12°	0	0,8	0,8	0,2
3.58.00	FLq	0	1,4	1,4	0,3
3.60.00	CCm	52	36,2	-15,8	-3,1
3.61.00	CCp	125	137	12	2,4

Tabulka 3 Hodnocení vývoje eroze ve sledovaném katastrálním území Těšice

k.ú. Těšice		Současná výměra 149,2 ha			
		Výměra (ha)		Rozdíl výměr	
BPEJ	Půdní typ	původní	současná	ha	%
3.01.00	CEm	107	88,5	-18,5	-12,4
3.01.10	CEm	0	22,8	22,8	15,3
3.08.10	CEsm	0	1,5	1,5	1
3.56.00	FLm	0	3,1	3,1	2
3.57.00	FLp	0	27,7	27,7	18,6
3.58.00	FLq	4,8	3,9	-0,9	-0,6
3.60.00	CCm	8	0	-8	-5,4
3.61.00	CCp	24,6	0,7	-23,6	-15,8
3.63.00	CCqp	0	1	1	0,7

Tabulka 4 Hodnocení vývoje eroze ve sledovaném katastrálním území Tištín

k.ú. Tištín		Současná výměra 760,5 ha			
		Výměra (ha)		Rozdíl výměr	
BPEJ	Půdní typ	původní	současná	ha	%
3.01.00	CEm	422,8	243,6	-179,2	-23,6
3.01.10	CEm	90	196	96	12,6
3.02.00	SEm	80,5	24,3	-56,2	-7,4
3.02.10	SEm	40,8	30,3	-10,5	-1,4
3.08.10	CEsm	8	145,4	137,4	18,1
3.08.40	CEsm	3,4	3	-0,4	-0,05
3.08.50	CEsm	20,7	21,8	1,1	0,1
3.24.11	KA	0	1,1	1,1	0,1
3.24.51	KA	0	5,3	5,3	0,7
3.40.77	sklon nad 12°	0	1,3	1,3	0,2
3.58.00	FLq	46	28,9	-17,1	-2,2
3.59.00	FLqp	11	25,5	14,5	1,9
3.60.00	CCm	36,2	2,5	-33,7	-4,4
3.61.00	CCp	7,5	28	20,5	2,7
3.62.00	CCq	3,3	3,5	0,2	0,05

Tabulka 5 Hodnocení vývoje eroze ve sledovaném katastrálním území Vrchoslavice

k.ú. Vrchoslavice		Současná výměra 304,5 ha			
		Výměra ha		Rozdíl výměr	
BPEJ	Půdní typ	původní	současná	ha	%
3.01.00	CEm	203	164,5	-38,5	-12,6
3.01.10	CEm	19,7	53,2	33,5	11
3.02.00	SEm	0,6	0	-0,6	-0,2
3.08.10	CEsm	0,9	11,4	10,5	3,4
3.08.50	CEsm	0	2	2	0,7
3.19.11	PR	0	2,3	2,3	0,8
3.56.00	FLm	0	20,3	20,3	6,7
3.57.00	FLp	0	19,1	19,1	6,3
3.58.00	FLq	0	5,9	5,9	1,9
3.59.00	FLqp	0	3,5	3,5	1,1
3.60.00	CCm	20,3	2,1	-18,2	-6
3.61.00	CCp	43,5	9	-34,5	-11,3
3.62.00	CCq	8	0	-8	-2,6
3.63.00	CCqp	0	11,2	11,2	3,7

Závěr

Plošný vývoj eroze byl vyhodnocen v pěti vybraných katastrálních územích v okrese Prostějov porovnáním dvou stavů provedené bonitace, a to z roku 1975 a v letech 1998 až 2000. Z porovnání vyplynulo, že plošný nárůst eroze reprezentovaný přírůstkem ploch BPEJ 3.08.10. činí podle členitosti příslušného katastrálního území od 1 % až do 18 % z celkové výměry daného katastrálního území.

Zjištěné hodnoty ukazují, že eroze je nejvýznamnějším degradačním faktorem našich půd. Zejména v dnešní ekonomicky a tržně pro zemědělce složité době, je třeba věnovat zvýšenou pozor-

nost protierozní ochraně i přes její vysoké realizační náklady, aby se kvalita našich půd neustále nezhoršovala.

Uvedené porovnání je možno provést i na dalších územích za předpokladu, že tam bude provedena aktualizace BPEJ a budou zvolena vhodná kritéria pro plošné vyhodnocení eroze.

Literatura

- DUMBROVSKÝ M., 1992: Vliv eroze na produkční schopnost půd. Kandidátská disertační práce, VÚMOP, Praha 250 s.
- DUMBROVSKÝ M., ZLATUŠKOVÁ S., 1998: Degradace erozí. Závěrečná zpráva projektu PPŽP 620/7/97. Zpracování a vyhodnocení celkového stavu narušení a trendu degradace půd ČR, VÚMOP, Praha. 138 s., s. 6 – 19.
- JANEČEK M. a kol., 1992: Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika ÚVTIZ, Praha. 110 s. ISSN 0231-9470.
- HRAŠKO J. a kol., 1991: Morfogenetický klasifikační systém půd ČSFR. VÚPÚ, Bratislava. 106 s. ISBN 80-85361-05-1.
- MAŠÁT K., 1974: Metodika vyměřování a mapování bonitovaných půdně ekologických jednotek. ÚZPP, Praha. 143 s.
- NĚMEČEK J., 2000: Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU, Praha. 78 s. ISBN 80-238-8061-6.
- PACOLA M.: Degradací procesy zemědělské půdy zjištěné v rámci aktualizace BPEJ. In Vědecké práce č. 13, VÚMOP, Praha. V tisku.
- PASÁK V., 1984: Ochrana půdy před erozí. SZN, Praha. 164 s.
- Mapová databáze BPEJ, VÚMOP, Praha.
- Numerická databáze BPEJ, VÚMOP, Praha.

Vplyv prírodného fertilizéru alginít na obsah živín, humusu výmenných báz a ťažkých kovov v pôde

¹⁾ Dionýz VASS, ¹⁾ Eduard BUBLINEC, ²⁾ Ladislav HALÁS, ¹⁾ Boris BELÁČEK

¹⁾ *Katedra prírodného prostredia, Lesnícka fakulta, Technická univerzita vo Zvolene,
Masarykova 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika*

²⁾ *Ústredný kontrolný a skúšobný ústav poľnohospodársky, Oblastná stanica Zvolen,
J. Kráľa 2223, 960 01 Zvolen, Slovenská republika*

Abstrakt

Trojročným maloparcelkovým pokusom bol odskúšaný vplyv alginítu z ložiska Pinciná na chemické vlastnosti pôd troch stanovišť (ľahká pôda, oglejená hnedozem, piesčito-hlinitá pôda) s porovnaním nehnojenej parcelkami a ďalšími kombináciami hnojenia.

Po ukončení pokusu pokles pH pôd hnojených alginítom bol najnižší zo všetkých kombinácií hnojenia. Obsah rastlinami prijateľného P a K v pôde výrazne poklesol čo znamená, že alginít podporil odber živín rastlinami. Poklesol aj obsah humusu, ale v pôde ošetrenej pincinským alginítom najmenej. Obsah výmenných báz bol vyšší ako v nehnojenej pôde. Stupeň sorpčného nasýtenia bázami na jednom stanovišti dosiahol kategóriu plne nasýtený, na iných stanoviskách klesol, ale v pôdach ošetrovaných pincinským alginítom relatívne najmenej. Obsahy ťažkých kovov v pôdach sa zmenili nepatrne s výnimkou stanovišťa v Piteľovej, kde obsahy pred aj po ukončení pokusu prekračovali indikačnú hodnotu čo je zrejme následok záplav rieky Hron. Relatívne vyššie koncentrácie ťažkých kovov v pôde ošetrenej alginítom svedčia o vyššej sorpčnej kapacite alginítu, ktorý chráni rastliny pred zvýšeným odberom toxických kovov.

Kľúčové slová: alginít, hnojenie, živiny v pôde, humus, výmerné bázy, sorpčná kapacita, sorpčná nasýtenosť

Úvod

Alginít je hornina, ktorá patrí medzi roponosné bridlice (Solti in Russell, 1990). Má vysoký obsah C_{org} a humusu. Organická hmota je riasového pôvodu. Pre relatívne nízku výdatnosť ropy, ktorú možno získal destiláciou alginítu a nedostatočné zásoby, surovinu nemožno využiť v energetike (Vass, 2000). V Maďarsku, kde sú dve ťažené ložiská alginítu sa táto surovina využíva v poľnohospodárstve už niekoľko desiatok rokov (Solti, 1987). Alginít z nedávno objaveného slovenského ložiska Pinciná pri Lučenci (Vass et al., 1997) má tiež perspektívu byť využitý ako fertilizér, resp. pôdna pomocná látka v poľnohospodárstve a v lesnom hospodárstve.

Maloparcelkovými skúškami popri hnojivých účinkoch alginítu bol skúmaný aj vplyv alginítu na chemickú reakciu pôd, obsah živín, humusu, výmenných báz a ťažkých kovov v pôde.

Skúšky urobil Ústredný kontrolný a skúšobný ústav poľnohospodársky (ÚKSÚP) Bratislava na svojich detašovaných pracoviskách (Kubíková, Halás, 1999). Pokus financovala firma Avant a.s. Lučenec a sčasti Ministerstvo hospodárstva SR, ktorým autori ďakujú za súhlas výsledky pokusu publikovať.

Metodika

Maloparcelové stacionárne skúšky boli robené na parcelkách o rozmeroch 2,8.10 metrov počas troch vegetačných období v rokoch 1996 – 1998. Parcelky boli na troch pokusných lokalitách: Kostolište na Záhorí, Jakubovany pri Sabinove a Piteľová pri Žiari nad Hronom. Dve lokality sú v zemiakarskej

oblasti s hlinitou, stredne ťažkou oglejenou hnedozemou (Jakubovany), resp. s piesočnato-hlinitou pôdou (Pitelová). Lokalita Kostolište je v kukuričnej výrobnnej oblasti s ľahkou piesčitou pôdou.

Ako pokusné plodiny v prvých dvoch rokoch boli vysievané kukurica na zrno odroda KWS242, kukurica na siláž, odrody OE 205 S a „Matilda“. V treťom, poslednom roku pokusu boli vysiate obilniny: zimná pšenica „Astella“, jačmeň jarný „Forum“ a ovos „Auron“.

Kombinácia hnojenia a dávky na hektár:

1. bez hnojiva
2. NPK
3. maštalný hnoj 40 t.ha⁻¹ resp. Vitahum (Jakubovany) 32 t.ha⁻¹
4. alginit z Pincinej 32 t.ha⁻¹
5. alginitu z Pincinej 32 t.ha⁻¹ + N
6. alginitu, Maďarsko 32 t.ha⁻¹

Alginit sa aplikoval v množstve 32 t.ha⁻¹. Na dávky 40 t.ha⁻¹, ktoré podľa maďarských skúseností sú optimálne, nebolo k dispozícii dostatok alginitu.

Pokus bol robený paralelne na troch alebo štyroch parcelkách. Hnojivá sa aplikovali pred sejbou na jar 1996. Dávky živín: fosfor (P), draslík (K) ku kombinácii číslo 2 sa stanovili na základe zisteného obsahu P a K v pôde a doplnili sa na hladinu dobrej zásoby. Pri dávke dusíka sa vychádzalo s požiadaviek pestovaných plodín (tab. 1).

Výsledky skúšok

Aplikáciou alginitu sa **chemická reakcia pôd** zmenila veľmi málo kyslá. Na dvoch pokusných stanovištiach v Kostolišti a Jakubovanoch došlo počas pokusu k miernemu poklesu **pH** čiže pôdy sa mierne okyslili, ale v pôde nehnojených kontrolných parceliek došlo k väčšiemu poklesu pH, napr. v Kostolišti z pH 7,5 (alkalická reakcia) na pH 5,8 (slabo kyslá reakcia). Pri pôdach hnojených alginitom patrilo pokles pH medzi najnižšie (Kostolište kombinácia 4 a 5 – pH 6,9 a 7,2; Jakubovany kombinácia 4 a 5 pH 6,8 a 6,7). Na pôdach pokusných parceliek v Pitelovej došlo k nárastu pH z pôvodnej hodnoty 7,0 na konečnú po ukončení pokusu 7,1 až 7,2 (tab. 10).

Obsahy rastlinami prijateľných živín v pôdach pokusných parceliek významne poklesli s výnimkou Mg a Ca na lokalite Pitelová, kde došlo k nárastu týchto prvkov v pôdach upravovaných všetkými kombináciami a aj u pôdy nehnojenej. Obsah Mg vzrástol zo 404 mg.kg⁻¹ na 430 až 456 mg.kg⁻¹ a obsah Ca vzrástol z 1 840 mg.kg⁻¹ na 2 140 až 2 210 mg.kg⁻¹ (tab. 2).

Obsah humusu pred začiatkom pokusu v pôdach pokusných stanovišť bol nízky (Pitelová 1,98 % a Kostolište 1,38 %) a stredný (Jakubovany 2,86 %). Po ukončení pokusu obsah humusu na všetkých stanovištiach mierne poklesol. Najviac obsah humusu poklesol po treťom roku na stanovišti Pitelová a Jakubovany, a to o 0,4 %, resp. 0,36 % na parcelkách ošetrovaných pincinským alginitom v 5. kombinácii. Celkove však obsah humusu poklesol málo a podstatnejšie neovplyvnil zásobu humusu v pôdach. Zistené zmeny v obsahu humusu sú zrejme v rámci jeho prirodzenej variability. Z porovna-

nia obsahu humusu v pôde nehnojených parceliek a parceliek hnojených pincinským alginitom vyplýva, že počas a po skončení pokusu na stanovišti Jakubovany bol nižší úbytok humusu v pôde ošetrenej alginitom – 4. kombinácia ako v pôde kontrolných nehnojených parceliek. Na ostatných stanovištiach bol zistený opačný vzťah (tab. 3).

Obsah výmenných báz v pôde pred založením pokusu a po jednotlivých vegetačných obdobiach v priebehu pokusov v pôdach ošetrovaných pincinským alginitom, je kolísavý. Na stanovišti v Kostolišti, v pôde ošetrenej alginitom 4. kombinácie obsah výmenných báz po treťom vegetačnom období vzrástol z $5,25 \text{ mval.}100 \text{ g}^{-1}$ až na $6,25 \text{ mval.}100 \text{ g}^{-1}$. Aj po predchádzajúcich obdobiach bol voči pôvodnému vyšší. Podobne obsah výmenných báz vzrástol aj v pôdach na stanovišti Piteľová. V pôde ošetrenej alginitom (4. kombinácia) obsah výmenných báz stúpol z $11,5$ na $15,25 \text{ mval.}100 \text{ g}^{-1}$ (2. rok), resp. po 3. roku pokusu obsah výmenných báz sa ustálil na hodnote $14,65 \text{ mval.}100 \text{ g}^{-1}$. K nárastu výmenných báz, ale v menšej miere došlo aj pri pôde hnojenej 5. kombináciou. Porovnaním obsahu výmenných báz pôdy nehnojenej kontroly a pôdy ošetrenej pincinským alginitom 4. kombinácie vidíme, že pôda ošetrovaná alginitom má vyššie obsahy výmenných báz než pôda kontrolných parceliek (tab. 4).

Na lokalite Jakubovany po poslednom roku pokusu bol zaznamenaný najnižší pokles obsahu výmenných báz spomedzi všetkých kombinácií hnojenia i voči kontrolným parcelkám.

Pôdy skúšobných stanovišť pred začatím pokusu boli bázami nasýtené (Piteľová 79,31 %, Kostolište 87,5 %), resp. takmer plne nasýtené (Jakubovany 95,45 %). V pôde na parcelkách v Piteľovej hnojených pincinským alginitom 4. kombinácie stúpol stupeň sorpčného nasýtenia (V) z kategórie nasýtený na kategóriu plne nasýtený. Po prvom roku jeho hodnota bola až 96,77 %, v druhom roku 95,31 % a po ukončení pokusu po treťom roku 95,13 %. Tento nárast hodnoty V bol najväčším nárastom v rámci všetkých stanovišť a kombinácií. Menší nárast V bol na tej istej lokalite zaznamenaný u pôd hnojených pincinským alginitom 5. kombinácie – 83 %) a maďarským alginitom (89,66 % – 82,76 %). V pôdach pokusných stanovišť Kostolište a Jakubovany došlo pri všetkých kombináciách k poklesu hodnoty V. Relatívne najmenší pokles v Jakubovanoch bol nameraný pri hnojení pincinským alginitom 4. a 5. kombinácie. Na stanovišti Kostolište najmenší pokles hodnoty V bol nameraný pri hnojení 4. kombináciou, ale paradoxne najväčší pokles bol zaznamenaný pri hnojení 5. kombináciou, kde hodnota V poklesla až do kategórie pôd slabo nasýtených (65,50 %; 67,29 %; 60,71 %) (tab. 5).

V pôde bol sledovaný **obsah ťažkých kovov Pb, Cd, Hg, Cu, Zn**. Na stanovištiach Kostolište a Jakubovany boli v pôdach stanovené uvedené ťažké kovy pred začatím pokusu (jar 1996), po zbere úrody v 1. roku pokusu a po ukončení pokusu. Na stanovišti Piteľová obsahy ťažkých kovov boli stanovené aj po vegetačnom období 2. roku.

Obsah ťažkých kovov v pôde na stanovištiach Kostolište a Jakubovany sa v priebehu pokusu a na konci pokusu menil nepatrne vo všetkých kombináciách, pôdy hnojené pincinským alginitom nevynímajúc. Zistené obsahy boli výrazne nižšie ako referenčná hodnota stanovená príslušnou vyhláškou Ministerstva pôdohospodárstva SR (tab. 6).

Na stanovišti Pitelová obsah **olova** ($215,3 \text{ mg.kg}^{-1}$) a **kadmia** ($2,32 \text{ mg.kg}^{-1}$) v pôde pred pokusom prekračoval nie len referenčnú ale aj indikačnú hodnotu varírujúc na jednotlivých parcelkách od 170 do 246 mg.kg^{-1} (olovo) a kadmium od $4,10$ do $5,5 \text{ mg.kg}^{-1}$. Obsah ortuti bol nižší ako indikačná hodnota ($0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$). Vysoké obsahy toxických ťažkých kovov v Pitelovej sú následkom nánosov pri záplavách rieky Hron. Aplikáciou hnojív a substrátov v 2. až 6. kombinácii došlo k poklesu olova voči stavu na jar 1996 ale až po druhom a treťom roku pokusu. Súčasne a to už po 1. roku pokusu, ako aj v ďalších rokoch, došlo k poklesu obsahu olova aj v pôde nehnojovaných parceliek (tab. 6). Obsah kadmia vzrástol po 1. roku v rozpätí $4,30 - 5,50 \text{ mg.kg}^{-1}$ (všetky kombinácie hnojenia). Najväčší nárast obsahu Cd bol zistený v pôdach hnojených pincinským alginítom. V nasledujúcich dvoch rokoch obsah Cd klesol, zatiaľ čo v nehnojenej pôde došlo k miernemu nárastu obsahu Cd (tab. 6).

Obsah **ortuti** v pôde vzrástol pri všetkých kombináciách. Po prvom roku najmenší nárast obsahu Hg bol zistený v pôde ošetrenej alginítom ($0,74 - 1,02 \text{ mg.kg}^{-1}$). Po 2. roku obsah Hg v tejže pôde mierne vzrástol ($1,15 - 1,23 \text{ mg.kg}^{-1}$) a po 3. roku poklesol na najnižšiu úroveň ($0,37 - 0,49 \text{ mg.kg}^{-1}$).

Obsahy **medi a zinku**, ako fyziologicky významných mikroelementov, môžeme porovnávať iba s obsahmi v nehnojenej kontrole po 1. roku pokusu ($107,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ Cu a $426,0 \text{ mg.kg}^{-1}$ Zn). Obsah medi v pôde s hnojením 2. a 6. kombináciou vzrástol na $109 - 127 \text{ mg.kg}^{-1}$, nepravidelne kolíšuc, ale s najväčším nárastom u pôdy hnojenej pincinským alginítom (4. kombinácia).

Obsah zinku voči kontrole po 1. roku (426 mg.kg^{-1}) vzrástol u pôdy hnojenej 2. až 5. kombináciou na $476 - 480 \text{ mg.kg}^{-1}$ pričom najvyšší obsah bol stanovený v pôde ošetrenej pincinským alginítom (4. kombinácia). V nasledujúcich dvoch rokoch obsah Zn klesal, ale klesol aj obsah zinku v nehnojenej kontrole (tab. 6).

Diskusia

V pôde parceliek hnojených alginítom došlo v priebehu pokusu k poklesu živín (napr. P a K z vysokého obsahu pred pokusom na malý po pokuse), čo možno vysvetliť tým, že alginít uľahčuje príjem potrebných živín rastlinami a teda napomáhal úbytku týchto živín v pôdach. Predpokladáme, že vyplavovanie živín krátkodobými dažďami z pôd neprichádzalo do úvahy, lebo alginít je silne vododržný a naopak zamedzuje vyplavovaniu živín do 5 podzemných vôd (Solti in Russell, 1990).

Obsahy ťažkých kovov Pb, Cd, Hg, Cu a Zn v pôde prekročili príslušnou vyhláškou stanovené prípustné množstvá iba na jednom stanovišti, v Pitelovej. Na tomto stanovišti obsah Pb a Cd v pôde pred započatím pokusu prekračoval nielen referenčnú, ale aj indikačné hodnoty. Obsahy Pb 32 mg.kg^{-1} a Cd $0,53 \text{ mg.kg}^{-1}$ sú priemerné hodnoty udávané pre pôdy (Kabata-Pendias, Pendias, 1992) a vyššie hodnoty treba považovať za následok antropogénnej činnosti. Antropogénne znečistenie pôdy v okolí Pitelovej prezrádzajú aj údaje z geochemického atlasu pôd Slovenska (Čurlík, Šefčík, 1999), podľa ktorých v okolí Pitelovej v pôdnom horizonte A obsah Pb je v rozsahu 48 až 140 mg.kg^{-1} a obsah Cd je v rozsahu $0,4$ až $0,6 \text{ mg.kg}^{-1}$. Pôvodom znečistenia sú povodňové nánosy rieky Hron.

Na parcelkách hnojených všetkými kombináciami po 3. roku pokusu došlo k poklesu Pb voči východiskovému stavu, ale obsah Pb poklesol aj na nehnojenej parcele. Pokles obsahu olova pravdepodobne súvisí s poklesom pH, ktorý počas pokusu na skúšobných parcelkách nastal (pozri tab. 2).

Obsah Cd po prvom roku pokusu stúpol vo všetkých kombináciách hnojenia najviac však v pôde hnojenej pincinským alginitom. Príčinou tohto nárastu nemôže byť iba samotný alginít, lebo priemerný obsah Cd v alginite z Pincinej je 0,081 resp. 0,395 mg.kg⁻¹ (Vass et al., 1997) a je podstatne nižší než nárast obsahu Cd v pôde pokusných parceliek (2,88 a 3,18 mg.kg⁻¹). Nárast obsahu Cd je následkom antropogénnych činiteľov, ktoré ovplyvnili chemizmus pôd počas pokusu (emisie?) a alginít bol citlivejším receptorom Cd než ostatné hnojivá. Naopak nárast obsahu Hg v pôdach bol najnižší v pôde hnojenej alginitom s výnimkou posledného roku pokusu na lokalitách Kostolište a Jakubovany.

Na lokalite Pitelová, kde obsah ťažkých kovov v pôdach ovplyvňujú povodňové nánosy rieky Hron, boli zistené zvýšené obsahy Cu a Zn vysoko nad referenčné hodnoty príslušného rozhodnutia MP SR. Alginít sa aj pre tieto prvky javí ako citlivý receptor lebo najvyššie obsahy Cu a Zn boli stanovené v pôde hnojenej alginitom. Alginít však nebol dodávateľom menovite Zn, lebo nárast Zn v pôde je vyšší o 57,26 resp. 55,33 mg.kg⁻¹ ako súčet zinku v pôde nehnojených parceliek a priemerného obsahu Zn v pincinskom alginite (porovnaj Vass et al., 1997).

Záver

Trojročný maloparcelkový pokus s pincinským alginitom aplikovaným do troch rôznych typov pôd ukázal, že nedošlo k nárastu obsahu živín v pôdach.

Chemická reakcia (pH) pôd hnojených pincinským alginitom v 3. roku pokusu v porovnaní s ostatnými kombináciami hnojenia i voči nehnojeným kontrolám poklesla najmenej, resp. v Pitelovej pH stúpla zo 7 na 7,2.

Obsah rastlinami prijateľného fosforu a draslíka v pôdach pokusných parceliek po 3. roku pokusu výrazne poklesol, čo znamená, že hnojivá vrátane pincinského alginitu významne podporili odber živín pestovanými rastlinami z pôdy.

Obsah výmenných báz v pôde ošetrenej pincinským alginitom po 3. vegetačnom období bol vyšší ako v pôde nehnojenej kontroly.

Na stanovišti Pitelová v pôde ošetrenej pincinským alginitom stúpol stupeň sorpčného nasýtenia bázami z kategórie nasýtený na kategóriu plne nasýtený. Na ostatných stanovištiach došlo k poklesu, ale relatívne najmenší pokles bol zistený v pôde ošetrenej pincinským alginitom.

Obsahy ťažkých kovov Pb, Cd, Hg, Cu a Zn v pôdach na stanovištiach v Kostolišti a v Jakubovanoch pred a po ukončení pokusu sa zmenili nepatrne a boli výrazne nižšie ako referenčná hodnota stanovená príslušnou vyhláškou. V pôde na stanovišti Pitelová pred aj po ukončení pokusu obsahy ťažkých kovov prekračovali nie len referenčnú ale aj indikačnú hodnotu, čo je následok antropogénnej záťaže. V pôde ošetrenej pincinským alginitom došlo k relatívne najväčšiemu nárastu koncentrácie

Použitá literatúra

Tabuľka 2 Obsah prístupných živín v pôde a chemická reakcia

a) Obsah prístupných živín v pôde pred začiatkom pokusu

Pokusné stanovište	Druh pôdy	pH	Obsah prijateľných živín v mg/1kg pôdy			
			P	K	Mg	Ca
JAKOS kostolište	Lahká	7,5	94	118	96	1 180
SS Jakubovany	stredná	7,2	93	486	290	4 114
PDD Pitelová	Stredná	7,0	89	427	404	1 840

b) Obsah prístupných živín v pôde a chemická reakcia po skončení pokusu

Kostolište

Kombinácia	pH	Obsah prijateľných živín v mg/1kg pôdy			
		P	K	Mg	Ca
1.	5,8	68	75	138	902
2.	7,2	73	87	148	1 168
3.	7,0	78	100	118	928
4.	6,9	80	87	114	1 115
5.	7,2	73	100	119	1 137

Jakubovany

Kombinácia	pH	Obsah prijateľných živín v mg/1kg pôdy			
		P	K	Mg	Ca
1.	6,1	49	162	222	2 834
2.	6,6	36	150	226	3 090
3.	6,3	35	134	213	2 898
4.	6,7	46	162	230	3 346
5.	6,8	32	126	265	3 346

Pitelová

Kombinácia	pH	Obsah prijateľných živín v mg/1kg pôdy			
		P	K	Mg	Ca
1.	7,1	81	162	430	2 170
2.	7,2	86	162	450	2 170
3.	7,1	80	158	430	2 140
4.	7,2	79	152	456	2 210
5.	7,2	76	152	450	2 140
6.	7,2	86	185	450	2 170

Tabuľka 3 Obsah humusu v pôde (%)

	Kombinácia					
	1	2	3	4	5	6
Kostolište						
pred založením pokusu	1,38					
1996	1,09	1,21	1,16	1,14	0,98	
1997	1,22	1,21	1,24	1,17	1,21	
1998	1,17	1,12	1,19	1,04	1,12	
Jakubovany						
pred založením pokusu	2,86					
1996	2,65	2,45	2,65	2,86	3,03	
1697	2,43	2,40	2,55	2,57	2,72	
1998	2,55	2,50	2,59	2,64	2,5	
Pitelová						
pred založením pokusu	1,98					
1996	2,03	2,09	1,81	1,97	1,9	1,88
1997	1,76	1,88	1,79	1,79	1,62	1,74
1998	1,7	1,81	1,77	1,74	1,58	1,69

Tabuľka 4 Obsah výmenných báz (S) v mval/100g zeminy

	Kombinácia					
	1	2	3	4	5	6
Kostolište						
pred založením pokusu	5,25					
1996	4,5	4,50	4,5	5,5	3,75	
1997	5,0	5,74	4,75	6,0	4,5	
1998	5,25	6,0	5,00	6,25	4,25	
Jakubovany						
pred založením pokusu	26,25					
1996	23,75	23,25	22,00	23,25	22,50	
1697	23,25	22,50	22,75	23,50	23,00	
1998	22,15	22,45	22,40	23,30	22,55	
Pitelová						
pred založením pokusu	11,5					
1996	12,25	12,00	14,25	15,00	12,75	13,00
1997	13,75	12,25	14,75	15,25	12,75	13,00
1998	13,75	11,95	14,50	14,65	12,60	12,00

Tabuľka 5 Stupeň sorpčného nasýtenia bázami (V) v %

	Kombinácia					
	1	2	3	4	5	6
Kostolište						
pred založením. pokusu	87,50					
1996	69,23	75,00	69,23	84,62	62,50	
1997	71,43	82,11	73,08	85,71	67,29	
1998	70,00	85,71	71,43	83,33	6,071	
Jakubovany						
pred založením pokusu	95,45					
1996	93,14	89,42	88,00	89,42	90,00	
1697	91,18	88,24	87,50	88,68	90,20	
1998	88,96	90,89	88,19	90,31	90,93	
Pitelová						
pred založením pokusu	79,31					
1996	81,67	82,76	95,00	96,77	85,00	89,66
1997	85,94	81,67	92,19	95,31	82,26	86,67
1998	85,94	81,29	93,55	95,13	83,44	82,76

Tabuľka 6 Obsah ťažkých kovov v pôdach (mg.kg⁻¹)

Kostolište						
Kombinácia	Pb	Cd	Hg	Cu	Zn	
1996						
Na jar	4,6	0,17	0,013	1,5	3,6	
1.	4,5	0,08	0,013	2,0	5,1	
2.	4,6	0,12	0,013	1,8	5,4	
3.	4,8	0,11	0,013	1,9	5,9	
4.	5,4	0,10	0,11	2,0	5,4	
5.	5,2	0,09	0,12	1,7	5,1	
1998						
1.	4,8	0,09	0,011	1,7	5,5	
2.	4,2	0,09	0,011	1,9	6,0	
3.	4,1	0,09	0,013	1,8	6,2	
4.	4,7	0,09	0,013	2,1	6,4	
5.	4,4	0,09	0,013	2,0	6,2	
Referenčná hodnota	30	0,3	0,3	20	40	
Indikačná hodnota	50	5	2	100	500	
Jakubovany						
Kombinácia	Pb	Cd	Hg	Cu	Zn	
1996						
na jar	10,7	0,15	0,084	11,2	9,8	
1.	8,9	0,14	0,050	10,8	7,2	
2.	8,2	0,14	0,045	10,2	6,6	

Kombinácia	Pb	Cd	Hg	Cu	Zn
3.	7,0	0,13	0,054	10,5	5,7
4.	8,7	0,08	0,055	9,2	7,0
5.	8,0	0,11	0,055	10,5	7,7
1998					
1.	7,2	0,10	0,065	10,1	6,5
2.	6,9	0,10	0,065	9,7	6,3
3.	7,3	0,11	0,061	10,8	6,7
4.	6,9	0,09	0,071	9,7	7,0
5.	6,8	0,09	0,069	10,7	6,8
Referenčná hodnota	30	0,3	0,3	20	40
Indikačná hodnota	50	5	2	100	500

Pitelová

Kombinácia	Pb	Cd	Hg	Cu	Zn
1996					
na jar	215,3	2,32	0,25	-	-
1.	178,0	4,10	1,50	107	426
2.	194,0	4,60	1,28	114	476
3.	231,0	5,10	1,14	122	536
4.	246,0	5,50	1,02	127	580
5.	226,0	5,20	0,98	120	520
6.	170,0	4,30	0,74	104	418
1997					
1.	173	3,5	1,41	104	364
2.	197	4,0	1,34	110	391
3.	199	4,1	1,16	112	404
4.	211	4,2	1,15	120	426
5.	201	4,0	1,23	118	396
6.	183	3,7	1,22	109	373
1998					
1.	150	3,2	0,60	98	290
2.	187	3,9	0,53	116	380
3.	190	4,0	0,37	116	370
4.	184	3,8	0,49	114	378
5.	189	3,9	0,47	116	374
6.	170	3,5	0,37	108	328
Referenčná hodnota	30	0,3	0,3	20	40
Indikačná hodnota	50	5	2	100	500

- (pre všetky 3 lokality) – Referenčné a indikačné hodnoty podľa Rozhodnutie Ministerstva pôdohospodárstva SR o najvyšších prípustných hodnotách škodlivých látok v pôde ... č. 531/1994-540

Vplyv inokulácie baktériami, izolovanými z koreňových hľúzok rastlín *Alnus glutinosa* a *Alnus incana*, na klíčivosť semien *Alnus incana*

¹⁾ Zuzana VIECHOVÁ, ²⁾ Miroslav KROMKA, ²⁾ Martina UHRINOVÁ

¹⁾ Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

²⁾ Prírodovedecká fakulta UK, Katedra pedológie, Mlynská dolina B-2, 842 15 Bratislava

Abstrakt

Cieľom práce bolo posúdiť vplyv inokulácie bakteriálnymi kultúrami, izolovanými z koreňových hľúzok rastlín *Alnus incana* a *Alnus glutinosa* na klíčivosť semien *Alnus incana*.

Semená *Alnus incana* boli ponorené do mikrobiálnej biomasy inokulátov, izolovaných z koreňových hľúzok rastlín *A. glutinosa* (lokality odberu: Moravský Svätý Ján – svah vodného kanála, Závod – pôdny typ podzol arenický, Bratislava – Železná Studnička – z koreňov ponorených vo vode) a *A. incana* (lokalita odberu: Nálepko – alúvium potoka). U vykultivovaných bakteriálnych kultúr sme následne stanovili nitrogenáznu aktivitu metódou redukcie acetylénu dusíka podľa metodiky (Hardy et al., 1967), mikrobiálnu biomasu podľa metodiky (Panikov et al., 1986) a objem plynnej fázy. Klíčivosť semien sme zisťovali podľa metodiky (Erdelský et al., 1979) a bola pozorovaná do fázy zeleného listu.

Pokus bol vykonaný v troch opakovaniach, ako kontrola slúžili semená neinokulované.

Z laboratórnych výsledkov vyplýva, že inokulácia semien *Alnus incana* bakteriálnymi kultúrami, izolovanými z koreňových hľúzok *A. glutinosa* a *A. incana* mala pozitívny vplyv na ich klíčivosť. Už od začiatku trvania pokusu ako prvé klíčili semená inokulované – u kontrolných semienok nastupovala klíčivosť v priemere o tri dni neskôr. Záverečné sčítanie preukázalo vyšší počet vyklíčených semien u väčšiny pozorovaných inokulátov v porovnaní s kontrolnou vzorkou.

Zároveň nebola preukázaná súvislosť medzi pozitívnym vplyvom inokulátov na klíčivosť semien a výškou nitrogenáznej aktivity jednotlivých inokulátov.

Kľúčové slová: koreňové hľúzky, inokulácia, *Alnus incana* a *Alnus glutinosa*, klíčivosť semien

Úvod

Je všeobecne známe, že neprimerané používanie chemických hnojív, príp. rôznych rastových inhibítorov vedie k nadmernému zaťažovaniu ako samotnej rastliny, tak i okolitej pôdy. Rastovým inhibítorom môžu slúžiť pôdne mikroorganizmy, pre ktoré je pôda prirodzeným životným prostredím. Mikroorganizmy môžu pôdu i rastlinu obohacovať o rôzne živiny. Napríklad pôdne hľúzkotvorné baktérie, žijúce v symbióze s koreňmi rastlín, svojou schopnosťou fixovať atmosferický dusík dodávajú tento taktiež hostiteľskej rastline.

Materiál a metódy

Odber vzoriek

Používané bakteriálne kultúry boli izolované z koreňových hľúzok, odobratých na štyroch stanovištiach, pričom z lokalít č. 1 až č. 3 boli vzorky odobraté z rastliny *Alnus glutinosa* a z lokality č. 4 boli vzorky odobraté z rastliny *Alnus incana*.

1. lokalita – obec Závod (svah vodného kanála rieky Morava, rastlinné spoločenstvo *Alnion glutinosae*). Koreňové hľúzky boli odobraté z koreňov desaťročnej dreviny z hĺbky 20 cm pod vodou. Hľúzky boli malé (ø 1 – 2 mm), tmavo oranžovo sfarbené.

2. lokalita Moravský Sv. Ján – Wejmutovky (povodie rieky Morava, rastlinné spoločenstvo *Frangulo alni – Quercetum*). V tejto lokalite boli odobraté tri vzorky – prvá z koreňov desaťročnej dreviny, pričom hľúžky boli sfarbené do oranžova, \varnothing 1 – 3 mm. Druhá vzorka bola taktiež odobratá zo samostatnej desaťročnej rastliny, oranžovo sfarbené hľúžky dosahovali \varnothing 1 – 2 mm. Posledná tretia vzorka bola odobratá z troch až desaťročných výmladkov, hľúžky oranžovo sfarbené, \varnothing 1 – 1,5 mm. Všetky vzorky boli odobraté z hĺbky od 5 do 20 cm, pôdny typ podzol arenický s veľmi dobre viditeľným podzolovým E-horizontom pod Ao-ochrickým.
3. lokalita Bratislava – Železná Studnička (rieka Vydrica, povodie Dunaja, rastlinné spoločenstvo *Aegopodio – Alnetum*). Tu boli odobraté dve vzorky – obe z 30 až 40-ročných drevín, rastúcich tesne pri potoku, z povrchu koreňov, ktoré neboli v dobe odberu ponorené vo vode. Hľúžky sa na koreňoch nachádzali vo veľkých, dobre pozorovateľných skupinách, oranžovo sfarbených a dosahovali veľkosť až do 5 mm.
4. lokalita – skúmané vzorky boli odobraté na stanovišti Nálepko – Surovec v nadmorskej výške 790 m n. m. (rastlinné spoločenstvo *Alnetum incanae*) z desaťročnej dreviny, ktorá rástla na alúviu potoka Surovec.

Spracovanie vzoriek

Hľúžky boli z koreňového systému odobraté zrezom (buď samotné hľúžky, alebo s kúskami koreňa do 2 cm), dôkladne premyté pod tečúcou vodou, následne viackrát premyté destilovanou vodou a dezinfikované podľa metodiky (Šaraja et al., 1982) dezinfekčnými roztokmi. Následne boli sterilne prenesené v množstve 1 g na Petriho misky so živnou pôdou MPA a Asbyho agarom (Obernauerová et al., 1999), čím bol vyprovokovaný rast sprievodnej mikroflóry. Po 14-tich dňoch kultivácie v kultivačnom boxe pri teplote 24 °C podľa metodiky (Parijskaja et al., 1982) boli časti hľúžok preverené na sterilnosť, rozotreté v tretej miske v kvapalnej živnej pôde Rogersa – Wolluma. Následne sme prvotnú suspenziu (1 g hľúžok na 10 ml živnej pôdy) až riedenie (10^{-2} , 10^{-3} , 10^{-4} , 10^{-5} a 10^{-6} násobne) v živnej pôde Rogersa – Wolluma naočkovali na Petriho misky s tou istou agarovou živnou pôdou. Po ďalších 14-tich dňoch kultivácie boli aktívne kolónie preočkované do ampuliek s objemom 20 ml na zošikmenú agarovú živnú pôdu Rogersa – Wolluma, kde po 14-tich dňoch kultivácie v kultivačnom boxe bola stanovená nitrogénazna aktivita metódou redukcie acetylénu dusíka (Hardy et al., 1967). V jednotlivých ampulkách bola stanovená mikrobiálna biomasa podľa metodiky (Panikova et al., 1986) a objem plynnej fázy. Ďalej bola mikrobiálna biomasa zmytá destilovanou vodou do sterilných Petriho misiek, kam boli ponorené semená rastliny *A. incana*. Tieto boli 1 hodinu pred samotnou inokuláciou ponorené vo vode, aby dostatočne napučali. Zisťovanie klíčivosti semien rastliny *A. incana* bolo prevádzané podľa metodiky (Erdelský et al., 1979). Pokus bol prevedený v troch opakovaniach, ako kontrola poslúžili semená neinokulované.

Výsledky a diskusia

Zo získaných výsledkov bola vytvorená tabuľka č. 1, v ktorej sú zaznamenané dni trvania pokusu a sledovaná klíčivosť a taktiež zaznamenaná aktivita fixácie dusíka použitých bakteriálnych kultúr. Klíčivosť semien bola pozorovaná do fázy zeleného listu. Prvé semenka začali klíčiť na piaty deň po založení pokusu. Už od začiatku pozorovania pokusu ako prvé klíčili semenka, ktoré boli inokulované. U kontrolných semienok nastupovala klíčivosť v priemere o tri dni neskôr. Prvé zelené lístky boli pozorované na druhý až tretí deň po začatí klíčenia. Pokus bol zrušený zhruba po dvadsiatich dňoch, kedy už dochádzalo k usychaniu vyklíčených semien. Posledné sčítanie vyklíčených semienok bolo uskutočnené na 20. deň pokusu. Taktiež zo záverečného sčítania je jasné, že konečný počet vyklíčených semien bol u väčšiny pozorovaných inokulátov vyšší ako v kontrolnej vzorke. Iba inokulát vzorky č. N135 ovplyvnil klíčivosť semien rovnako, ako kontrolná vzorka – ich konečný počet predstavoval 8. Ostatné inokuláty prejavili dostatočný vplyv na klíčivosť semien *A. incana*. Počet vyklíčených semien bol v priemere o polovicu vyšší, dokonca u vzoriek č. S232 a M201 sa počet zdvojnásobil. Pri tomto treba poznamenať, že nebola preukázaná súvislosť medzi výškou nitrogenáznej aktivity u jednotlivých inokulátov a počtom vyklíčených semien.

Záver

Môžeme konštatovať, že bol dokazateľne preukázaný pozitívny vplyv inokulátov, izolovaných z koreňových hľuzok rastlín *Alnus incana* a *Alnus glutinosa* na klíčivosť semien *Alnus incana*.

Semená ošetrované inokulom klíčili skôr a konečný počet vyklíčených semien bol preukazateľne vyšší v porovnaní s neinokulovanými semenami.

Zároveň je potrebné poukázať na fakt, že súvislosť medzi pozitívnym vplyvom inokulátov na klíčivosť semien a výškou nitrogenáznej aktivity jednotlivých inokulátov nebola preukázaná.

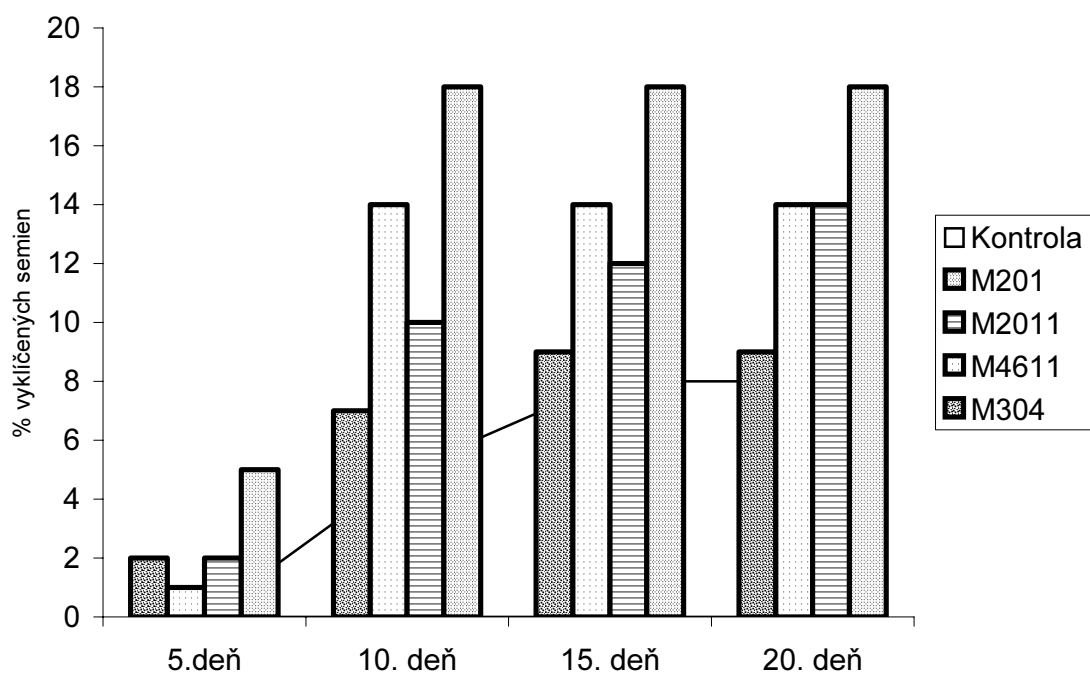
Literatúra

- ERDELSKÝ K., FRIČ F., 1979: Praktikum a analytické metódy vo fyziológii rastlín. SPN Bratislava, s. 672.
- 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, s. 1185 – 1207.
- KALAKUCKIJ L.V., PARIJSKAJA A.N., 1982: Azotfixirujuščije simbiozy aktinomicetov s rastenijami. Nauka, Izvestija AN SSSR, serija biologičeskaja, N° 2, s. 255 – 270.
- OBERNAUEROVÁ M., GBELSKÁ Y., 1999: Cvičenia z mikrobiológie. UK Bratislava, s.92
- PANIKOV N.S., PALEJEVA M.V., 1986: Otnositel'nyj vklad gribov v summarnuju biomasu i aktivnost' soobščestva počvennyh mikroorganizmov. Mikologija i fitopatologija, t. 20, N° 6, s. 466 – 473.
- PARIJSKAJA A.N., NOVIK S.N., AGRE N.S., KALAKUCKIJ L.V., 1982: Nokardija, vydennaja iz azotfixirujuščich klubečkov na kornach seroj i čornoj ol'chi. Nauka, Mikrobiologija, t. 51, vyp. 1, s. 130 – 134.
- ŠARAJA L.S., TAPTYKOVA S.D., PARIJSKAJA A.N., KALAKUCKIJ L.V.: Osobennosti žiznennogo cikla aktinomiceta, vydennogo iz kornevych klubečkov *Alnus incana*. Nauka, Mikrobiologija, t. 51, vyp. 4, 1982, s. 657 – 663.

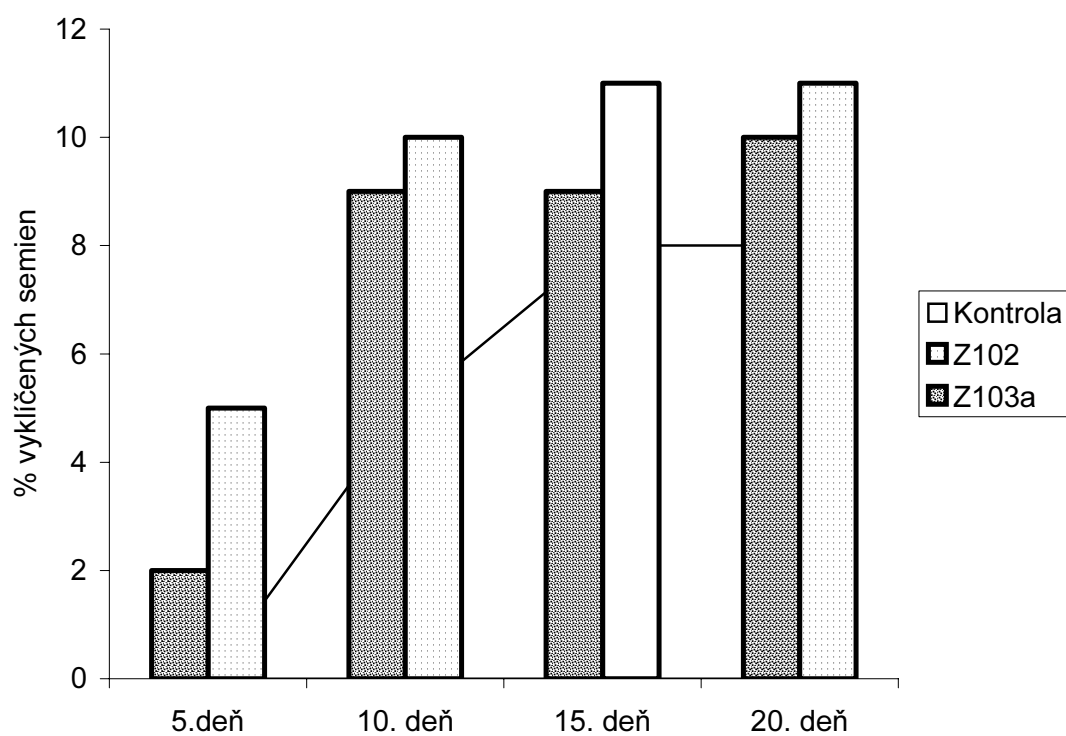
Tabuľka 1 Nitrogenázna aktivita izolovaných kultúr a klíčivosť semien *A. incana*

Názov Lokalita	Číslo vzorky	biomasa mgC.ampula ⁻¹	mMC ₂ H ₄ .hod ⁻¹ mgC _{bio} ⁻¹	počet vyklíčených semien			
				5.deň	10. deň	15. deň	20. deň
	M201	1,141	7,357	5	18	18	18
Moravský Sv. Ján	M304	0,981	8,864	2	7	9	9
Wejmutovky	M4611	1,005	9,281	1	14	14	14
	M2011	1,131	6,764	2	10	12	14
Závod	Z102	1,171	6,845	5	10	11	11
	Z103a	1,120	7,692	2	9	9	10
Bratislava –	S232	0,617	78,202	8	15	16	16
Žel. Studnička	S102	0,628	140,015	5	11	15	15
	N135	2,556	47,995	4	8	8	8
Nálepko	N131o	1,282	64,220	0	6	9	9
	N138	1,120	68,568	3	10	11	12
Kontrola	K			0	5	8	8

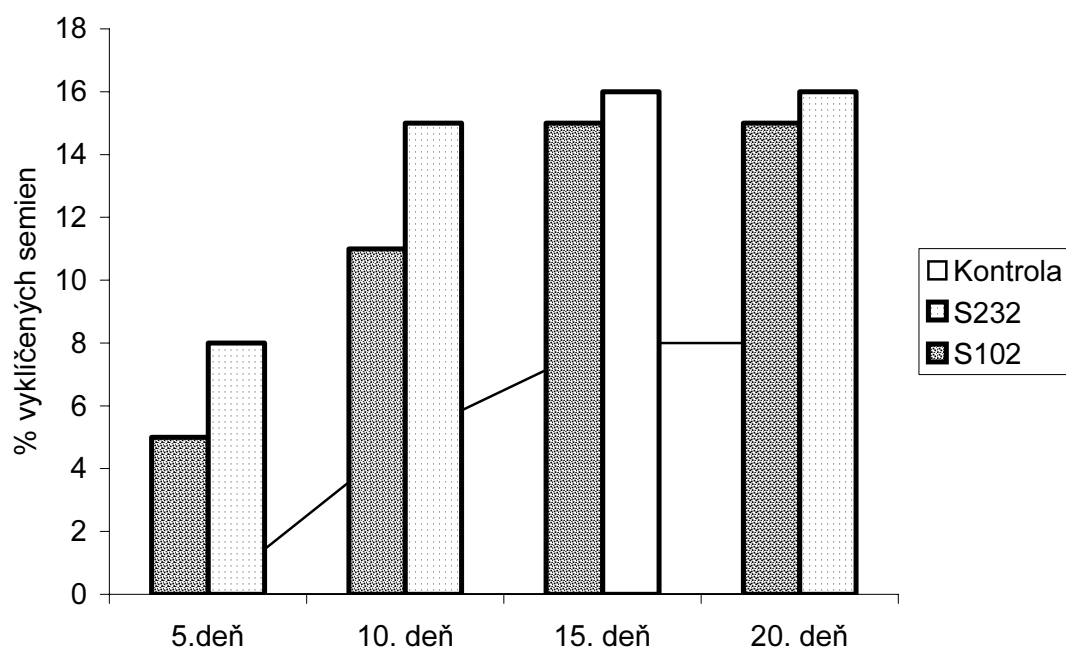
Obr. č. 1: Klíčivosť semien *Alnus incana* (kultúry izolované z lokality Moravský sv. Ján)



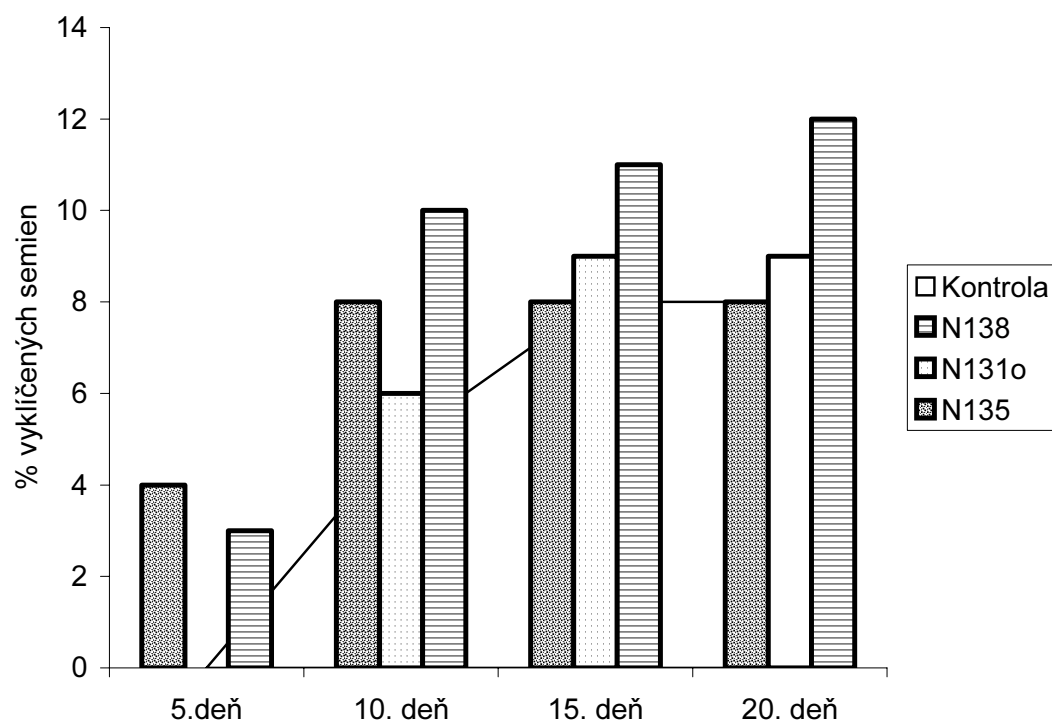
Obr. č. 2: Klíčivost' semien *Alnus incana* (kultúry izolované z lokality Závod)



Obr. č. 3: Klíčivost' semien *Alnus incana* (kultúry izolované z lokality Bratislava-Železná Studnička)



Obr. č. 4: Klíčivost' semien *Alnus incana* (kultúry izolované z lokality Nálepko



Preferenční proudění ve vadózní zóně

Tomáš VOGEL

Fakulta stavební ČVUT, Thákurova 7, 166 29 Praha 6, ČR

Klíčová slova: preferenční cesty, makropóry, půdní struktura, nestabilní proudění, Richardsova rovnice, duální pórovitost, proudění vody, transport látek

Úvod

Pojmem preferenční proudění se obvykle označuje takové proudění, při kterém voda proniká do pórovitého prostředí nerovnoměrně, vytvářejí se zóny zesíleného proudění tzv. preferenční cesty a zóny kudy tekutina neproudí vůbec nebo jenom málo. V literatuře zaměřené na proudění vody v přírodních pórovitých formacích je zvykem rozlišovat přinejmenším tři kategorie preferenčního proudění: (i) proudění v makropórech, (ii) nestabilní proudění a (iii) proudění v prostředí s prostorově variabilními hydraulickými charakteristikami.

Příkladem prostředí s makropóry je puklinový systém v jílovité půdní vrstvě vzniklý v důsledku objemových změn při vysychání. Častým typem makropórů jsou biopóry, průduchy po zetlelých kořenech a další. Za makropóry bývají obvykle pokládány póry o průměru větším než 1 mm. O přesné hodnotě velikostního kritéria pro definici makropóru ale nepanuje všeobecný souhlas. Příbuzným typem preferenčního proudění (zde zahrnutým do stejné kategorie) je proudění v meziagregátových pórech v půdách s dobře vyvinutou půdní strukturou. Pravděpodobnost vzniku preferenčního proudění v těchto půdách zvyšují povlaky půdních agregátů kladoucí hydraulický odpor vůči zvlhčování vnitřku agregátů.

Druhou kategorií preferenčního proudění je proudění doprovázené dynamickou nestabilitou čela zvlhčení. S nestabilním čelem zvlhčení se setkáváme zejména v případech, kdy v bilanci sil působících na pohybující se kapalinu převládají gravitační síly nad kapilárními. Většinou se uvádějí tři podmínky zvyšující pravděpodobnost vývoje nestability: (i) nasycená hydraulická vodivost vodivost pórovitého prostředí roste s hloubkou, (ii) půdní matrice je trvale nebo dočasně hydrofobní, (iii) pod čelem zvlhčení narůstá při infiltraci z nasyceného povrchu tlak vzduchu. Příkladem prvního typu nestabilního proudění je proudění při kterém se vytváří nestabilní čelo zvlhčení na rozhraní jemnozrnné a hrubozrnné pískové vrstvy (tzv. fingering). Významnou okolností pro vznik druhého typu nestabilního proudění bývá obsah hydrofobních organických látek. Tyto látky často způsobují pouze dočasnou vodoodpudivost při styku vody s vyschlým půdním povrchem. V laboratorních podmínkách bylo prokázáno (Bauters et al., 1998), že významnou nestabilitu proudění v pískovém štěrbinovém modelu dokáže vyvolat již příměs pouhých tří až pěti procent hydrofobních částic. Podmínky pro vznik třetího typu nestability (vlivem stlačeného vzduchu pod čelem zvlhčení) se mohou vytvořit například za situace, kdy je vzduch sevřen mezi mělkou hladinou podzemní vody a čelem zvlhčení způsobeným výtopovou infiltrací z přívaleové srážky. V laboratorních podmínkách tento jev studovali v poslední době např. Wang et al. (1998).

Třetí kategorie preferenčního proudění zahrnuje proudění v prostředí s prostorově variabilními hydraulickými charakteristikami. Díky tomu, že pórovité prostředí může být makroskopicky heterogenní na mnoha úrovních prostorového měřítka, jedná se o značně širokou kategorii. Základními případy proudění v rámci této kategorie jsou: (i) proudění zónami zvýšené hydraulické vodivosti, (ii) proudění po nakloněném rozhraní mezi různě propustnými vrstvami a (iii) obtékání kapilárních bariér.

Preferenční proudění, ať už patří do kterékoliv z uvedených kategorií, může mít značný hydrologický význam. Za určitých okolností může například podstatným způsobem ovlivnit odtokovou odezvu povodí na přívalovou srážku a tím modifikovat průběh povodňové situace. Podpovrchová složka odtoku bývá významná zejména v menších podhorských povodích s dobře propustnými lesními půdami. Z hlediska ochrany životního prostředí je velmi nebezpečná schopnost preferenčních cest tvořit rychlé hydraulické propojení půdního povrchu s hladinou podzemní vody. Tím se výrazně zvyšuje zranitelnost podpovrchových vodních zdrojů vůči povrchové kontaminaci.

Matematický popis preferenčního proudění

V zásadě lze rozlišit dva základní přístupy k matematickému popisu proudění v pórovitém prostředí: (i) přístup založený na teorii pórových sítí a (ii) přístup vycházející z obecných principů mechaniky kontinua. Vzhledem k tomu, že v hydrologických aplikacích zatím převládá druhý z obou přístupů, omezíme se v tomto příspěvku pouze na něj.

Při řešení poměrně široké třídy problémů obvykle vystačíme s modelem izotermního proudění nestlačitelné vazké tekutiny. Matematický popis je v takovém případě tvořen soustavou dvou rovnic: rovnice kontinuity a pohybové rovnice. Rovnici kontinuity lze psát ve tvaru:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} + \nabla \cdot \mathbf{q} = 0 \quad [1]$$

kde θ je objemová vlhkost a \mathbf{q} vektor objemového toku. Pohybová rovnice vznikne průměrováním Navier-Stokesovy rovnice uvnitř reprezentativního elementárního objemu. V literatuře jsou publikovány různé výsledky tohoto průměrování. Následující tvar odpovídá přístupu Beara a Bachmata (1990):

$$\theta \frac{D\mathbf{v}}{Dt} - \eta \nabla^2 \mathbf{q} + \underbrace{g\mathbf{T}\nabla h + \underbrace{g\mathbf{T}\nabla z}_{\text{kinematická vlna}} = -g\mathbf{TK}^{-1}\mathbf{q}}_{\text{Darcy-Buckingham}} \quad [2]$$

Jednotlivé členy v této rovnici vyjadřují zleva do prava: časovou změnu hybnosti, vazký odpor způsobený třením uvnitř tekutiny, kapilární síly, gravitační síly a odpor na rozhraní kapalně a pevné fáze. Tato rovnice se v plném tvaru zatím používá jen zřídka. Zanedbáním prvních dvou členů se rovnice redukuje na Darcy-Buckinghamův zákon. V kombinaci s rovnicí kontinuity pak získáváme často používanou Richardsovu rovnici. V případě, že dominují gravitační síly nad kapilárními přechází rovnice (2) na tvar, který lze po dosazení do rovnice kontinuity upravit na rovnici kinematické vlny. Model kinematické vlny byl použit pro popis proudění v makropórech např. Germannem (1985).

Pokud zůstaneme u Richardsovy rovnice, je možné docílit efektu preferenčního proudění několika způsoby: (i) zavedením extrémně hysterezních hydraulických charakteristik, (ii) zavedením prostorově variabilních hydraulických charakteristik (makroskopická heterogenita) nebo (iii) pomocí principu duální pórovitosti.

Extrémní hystereze retenční křivky

V uvažovaném smyslu se za extrémní hysterezi pokládá případ kdy vstupní hodnota vody je vyšší než vstupní hodnota vzduchu (obě hodnoty jsou většinou záporné). Nieber (1996) ukazuje, že díky zavedení extrémní hystereze do modelu založeného na řešení Richardsovy rovnice dojde ke stabilizaci a dalšímu vývoji preferenčních prstů. Hystereze tedy zabrání „rozpíjení“ prstů a vytvoření pravidelného čela zvlhčení. Extrémní hysterezi lze očekávat zejména u hydrofobního prostředí.

Prostorově variabilní vodivost

Zavedení prostorově variabilních hydraulických charakteristik (nejčastěji se jedná o variabilní hydraulickou vodivost) do modelu richardsovského proudění je plně kompatibilní s „klasickou“ teorií Richardse a nepředpokládá tedy žádné dodatečné modelové konstrukty. Tímto způsobem je možné simulovat preferenční proudění v pórovitém prostředí se zónami zvýšené vodivosti, proudění podél nakloněného rozhraní mezi propustnou a méně propustnou vrstvou i obtékání kapilárních bariér. K simulacím je ovšem nezbytné mít k dispozici „mapu“ variabilních hydraulických charakteristik. Taková mapa může být určena přímým měřením (zvláště v jednoduchých případech jako je proudění po nakloněném rozhraní) nebo generována pomocí stochastického modelu hydraulických charakteristik.

Systém s duální pórovitostí

V poslední době je zvykem rozlišovat dva přístupy vycházející z principu duální pórovitosti. V rámci prvního z nich se předpokládá, že pórová matrice má sice významnou retenční schopnost ale ve srovnání s doménou preferenčního proudění je voda v ní obsažená prakticky imobilní. Druhý přístup – modely s duální permeabilitou – respektuje přenos vody v obou doménách. Je zřejmé, že první z obou přístupů je zvláštním případem druhého. V obou případech se předpokládají dvě paralelní pórové domény a tedy i dualita hydraulických vlastností prostředí. Přenos vody (případně i látek v ní rozpuštěných) mezi doménami zprostředkují tzv. přenosové členy. Pro výměnu vody mezi doménami se nejčastěji používá aproximace odpovídající kinetice prvního řádu (Gerke a van Genuchten, 1993). Intenzita výměny je pak lineárně úměrná rozdílu tlaků v obou doménách. Na rozdíl od jednodoménového přístupu je tedy pro systém s duální pórovitostí typická makroskopická lokální nerovnováha (vyjádřená tlakovým skokem). Řídící rovnice proudění vody a transportu rozpuštěných látek v systému s duální pórovitostí jsou uvedeny v příspěvku Duška a Vogela v tomto sborníku.

Příklady aplikací

Obr. 1 ukazuje příklad makroskopicky heterogenního pórovitého prostředí vytvořeného pomocí stochastického modelu hydraulické vodivosti pro účely modelování podpovrchového odtoku ze svahu vyvolaného přívalovou srážkou. Vodivost byla generována jako autokorelované anizotropní náhodné pole. Z obrázku je zřejmé, že vhodnou volbou statistických parametrů je možné ovlivnit strukturu preferenčních cest (tvar, hustota). Na obrázku jsou dvě realizace scaling faktoru α_K . V obou případech má tento bezrozměrný násobný faktor lognormální rozdělení s průměrem 1.0 a směrodatnou odchylkou 5.0. Při simulacích proudění je tímto faktorem násobena funkce nenasycené hydraulické vodivosti.

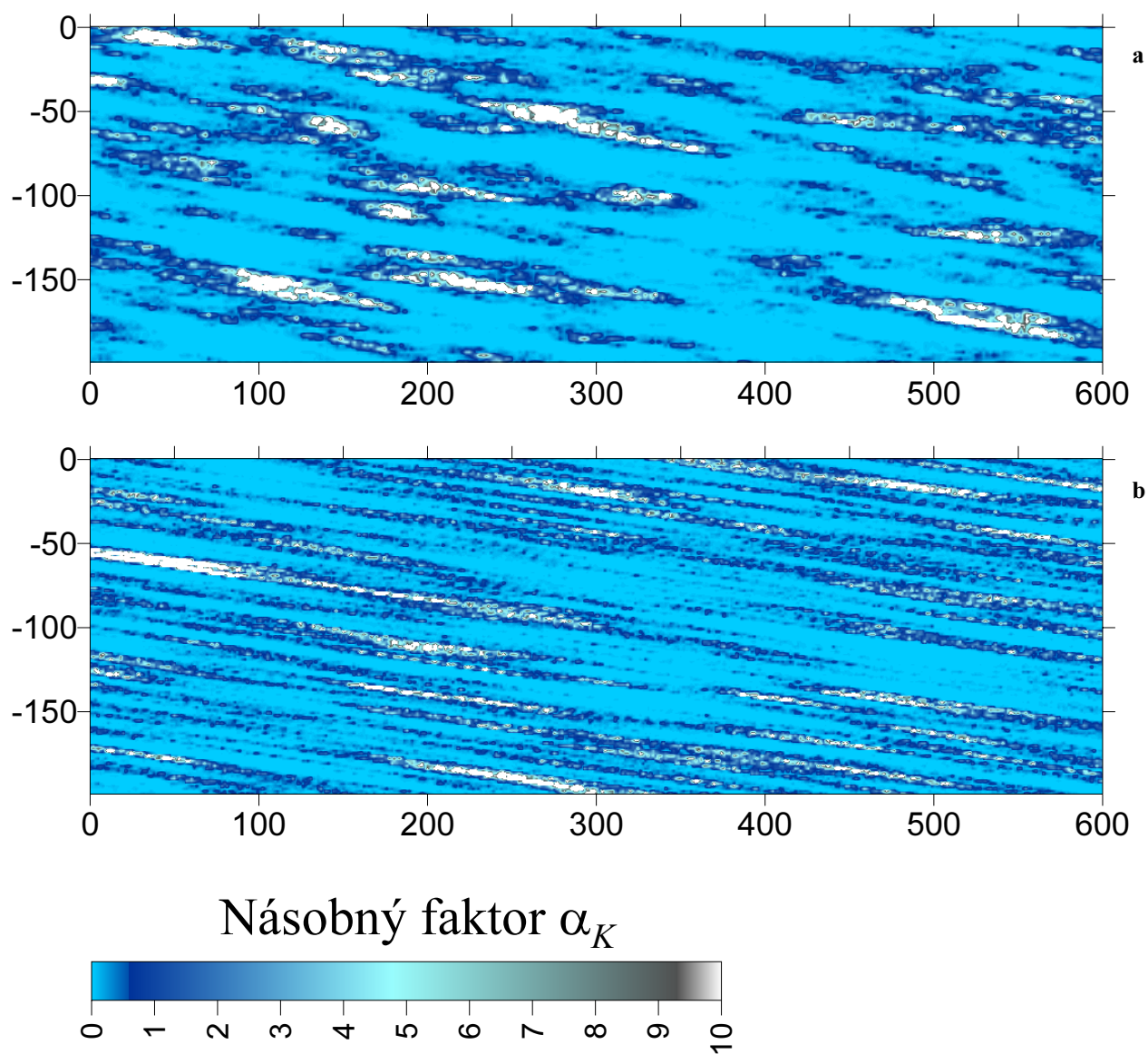
Druhý příklad ilustruje aplikaci principu duální permeability. Obr. 2 a 3 ukazují výsledky simulací průniku traceru do půdního profilu při výtopové infiltraci z povrchové deprese (Vogel et al., 2000). Na obr. 2 je porovnán průnik traceru do homogenního profilu s průnikem do makroskopicky heterogenního profilu s vertikálními zónami zvýšené vodivosti. Obr. 3 ukazuje průnik traceru do systému s duální pórovitostí. Je vidět, že tracer postupuje paralelně v obou doménách. V doméně preferenčního proudění se pohybuje podstatně rychleji než v matici. Nepravidelnost proudění v preferenční doméně je opět vyvolána variabilitou hydraulické vodivosti (matrice je homogenní). Díky přenosu traceru mezi doménami se vytváří v matici zřetelný „otisk“ preferenčních cest.

Závěr

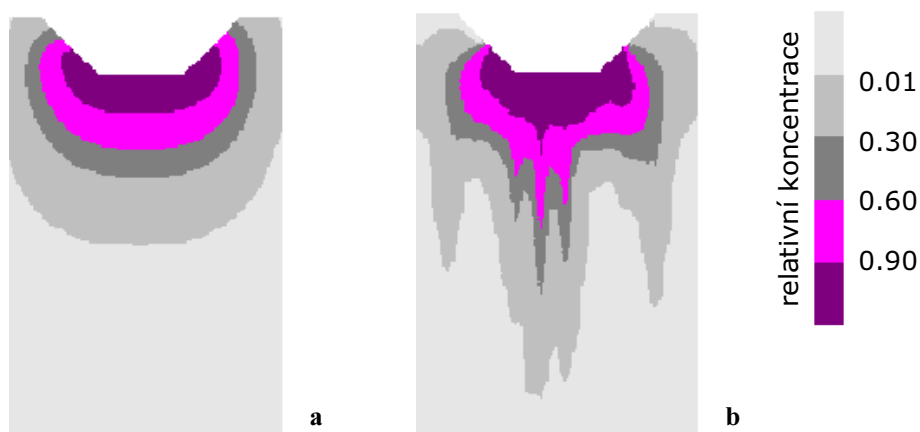
Přinejmenším některé typy preferenčního proudění je možné modelovat pomocí „klasické“ Richardsovy rovnice. Pokud v makropórech převládají gravitační síly nad kapilárními lze využít alternativní přístup založený na rovnici kinematické vlny. Velmi perspektivní jsou metody vycházející z principu duální pórovitosti. Jedním z důležitých úkolů dalšího výzkumu je vývoj nových experimentálních technik pro stanovení hydraulických charakteristik preferenčního proudění.

Poděkování

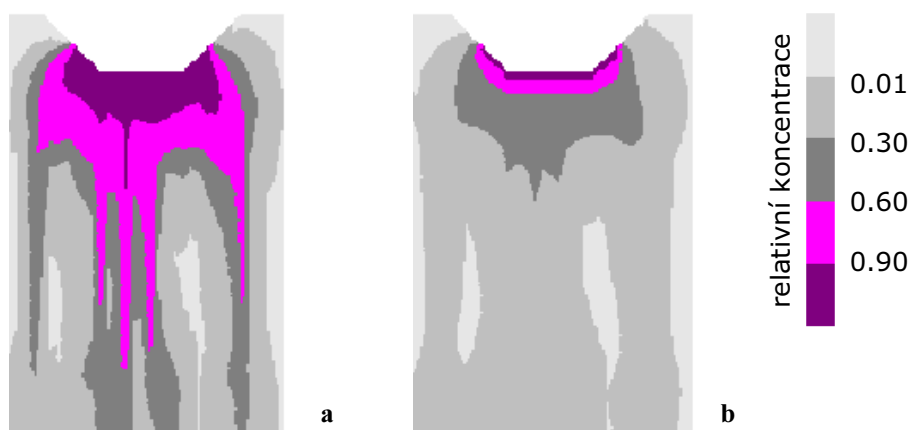
Výzkum je financován z prostředků výzkumného záměru ČVUT – CEZ J04/98 211100002 a grantu GA AVČR – A3060001. Účast na konferenci byla hrazena z grantu MŠMT program KONTAKT – AIP99.



Obr. 1 Stochastický model hydraulické vodivosti (a) autokorelační délky: $\lambda_x = 100$, $\lambda_y = 10$ cm
(b) $\lambda_x = 200$, $\lambda_y = 5$ cm



Obr. 2 Porovnání průniku traceru do: (a) homogenního profilu, (b) profilu s variabilní vodivostí



Obr. 3 Průnik traceru do systému s duální pórovitostí: (a) doména preferenčního proudění, (b) doména půdní matrice

Literatura

- BAUTERS T.W.J., DiCARLO D.A., STEENHUIS T.S., PARLANGE J.Y., 1998: Preferential flow in water repellent sands. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62, 1185 – 1190.
- BEAR J., Y. BACHMATT., 1990: *Introduction to Modelling of Transport Phenomena in Porous Media*, 533 pp., Kluwer Acad., Norwell, Mass.
- GERKE H.H., Van GENUCHTEN M.Th., 1993b: Evaluation of a first-order water transfer term for variably saturated dual-porosity models. *Water Resour. Res.*, 29(4), 1225 – 1238.
- GERMANN P.F., 1985: Kinematic wave approach to infiltration and drainage into and from soil macropores, *Trans. ASAE*, 28, 745 – 749.
- NIEBER J.L., 1996: Modeling finger development and persistence in initially dry porous media, *Geoderma*, 70, 209 – 229.
- VOGEL T., H.H. GERKE, R. ZHANG, M.Th. Van GENUCHTEN, 2000: Modeling flow and transport in a two-dimensional dual-permeability system with spatially variable hydraulic properties, *Journal of Hydrology*, 238, 78 – 89.
- WANG Z., FEYEN J., RITSEMA C.J., 1998: Susceptibility and predictability of conditions for preferential flow. *Water Resour. Res.* 34 (9), 2169 – 2182.

Produkcia bylinnej vrstvy kalamitných smrečín – kataster obce Nálepko

Ivana VYKOUKOVÁ

Katedra pedológie PRIF UK, Mlynská dolina B2 – 322, 842 15 Bratislava,

E-mail: vykoukova@fns.uniba.sk

Abstrakt

Analýza produkcie biomasy bylinnej vrstvy ukazuje, že najnižšia hodnota bola pozorovaná pri uzavretom stanovišti smreka ($67,15 \text{ g/m}^2$), najvyššia hodnota bola pozorovaná vo fytocenóze čistiny – štádium *Calamagrostis arundinacea* ($1\,887,90 \text{ g/m}^2$). Toto malo dokázať, že dominanty a subdominanty vytvárajú hlavnú časť celkovej biomasy a všetky iné species nemajú tak veľkú časť v produkcii biomasy. Získané výsledky ukazujú, že čím vyšší je solárny vstup do krovitého porastu, tým väčší je vplyv na biomasu bylinnej vrstvy.

Kľúčové slová: presvetlenie, odlesnenie, biomasa bylinnej vrstvy, *Calamagrostis arundinacea*, *Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides*

Abstract

The analysis of biomass production of herb layer showed that the lowest value was observed in the closed spruce stand (67.15 g/m^2), the highest value was observed in the glade phytocenose – stage with *Calamagrostis arundinacea* ($1\,887.90 \text{ g/m}^2$). This was to certify that the dominants and subdominants form the major part of total biomass and all the other species do not have such a considerable share in the production of biomass. The obtained results show that the higher solar input into the underbrush has the most important influence on the biomass of herb layer.

Key words: blooming, simple coat, *Calamagrostis arundinacea*, *Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides*

Úvod

Jedným z naliehavých problémov súčasnej ekológie lesa je spoľahlivé zistenie príčin zhoršovania sa zdravotného stavu lesa a vypracovanie efektívnych opatrení pre starostlivosť o lesné ekosystémy. K problému znečistenia atmosféry, ako jednému zo základných faktorov poškodzujúcich lesné ekosystémy prístupujú aj ďalšie faktory, ako sú dlhodobé klimatické zmeny, okysľovanie pôd a následná gradácia sekundárnych škodcov. V priebehu narušovania ekologickej stability lesných ekosystémov dochádza aj k výrazným zmenám v zložení a stavbe ich bylinného poschodia a expanzii tráv na narušené a odlesnené plochy (Fiala, Zelená, 2002). V okolí obce Nálepko ide predovšetkým o hromadné hynutie smreka obyčajného (*Picea abies* (L.) Karst.), ako dominantnej sekundárnej dreviny v tejto oblasti. Vzhľadom na to, že v záujmovej oblasti hromadné hynutie smreka postupom rokov nadobudlo katastrofické rozmery a postihlo všetky vekové stupne, bolo nevyhnutné pristúpiť k riešeniu tejto problematiky. Vzhľadom na tieto skutočnosti bol vypracovaný vedecký projekt „Ekologické aspekty obnovy kalamitných lesov obce Nálepko (Slovenské rudohorie)“. Súčasťou tohto projektu je aj sledovanie zmien produkcie biomasy bylinného podrastu v rôznych štádiách rozpadu lesa, ktoré predovšetkým súvisia s presvetľovaním a „zlepšovaním“ svetelných podmienok pre bylinné poschodie a následnou expanziou niektorých rastlinných druhov na odlesnené plochy.

Materiál a metódy

Odber vzoriek sme uskutočnili v októbri 1999 na lokalite Surovec a Zahájnica „Gminske“. Vegetácia je charakterizovaná smrekovými monokultúrami v rôznom štádiu rozpadu, ktoré boli vysadené na stanovišti bývalých jedľových bučín. Hlavným pôdnym typom je kambizem podzolová. Plochy sa nachádzali v nadmorskej výške 700 – 760 m n. m. na miernych svahoch s SV – V expozíciou.

Plocha č. 1 predstavovala zapojený lesný porast smrekovej monokultúry, ktorú sme zo syntaxonomického hľadiska zaradili do asociácie *Avenello flexuosae – culti – Piceetum* Hadač et Sofron 1980 nom. nud.

Plocha č. 2 predstavovala kalamitnou ťažbou rozvoľnený smrekový porast, ktorý sme zaradili z hľadiska syntaxonomického do tej istej asociácie ako na ploche č. 1.

Plocha č. 3 bola charakterizovaná ako rúbaniskové spoločenstvo, ktoré vzniklo približne tri roky po jednorázovom odlesnení a zaradili sme ho do asociácie *Rubo idaei – Calamagrostietum arundinaceae* Fajmonová 1986, štádium s *Calamagrostis arundinacea*.

Plocha č. 4 predstavovala rúbaniskové spoločenstvo patriace do tej istej asociácie ako predchádzajúca plocha, ide však o štádium s *Rubus idaeus* čo naznačuje, že rúbanisko vzniklo postupným výrubom hynúcich smrekov v priebehu 5 – 7 rokov.

Na určenie biomasy bola použitá metóda nepriameho odberu modifikovaná pre jednorázový odber v teréne (Kubíček, Brechtel, 1970). Na plochách fytocenologického zápisu v každom spoločenstve bolo vybraných päť štvorcov s plochou 1 m². V každom štvorci bol spočítaný počet druhov ako aj jedincov každého vyskytujúceho sa druhu. Na ploche každého zápisu bol zozbieraný preukazný počet jedincov (30 ks). Zozbieraný materiál bol v laboratóriu vysušený na konštantnú hmotnosť a zvážený s presnosťou na 0,1 g. Výsledky sú zhrnuté do tabuliek č. 1 – 4.

Názvy vyšších rastlín sú zjednotené podľa práce Marhold, Hindák (1998). Pri spracovávaní vegetácie sme vychádzali z klasických metód zürišsko-montpelierskej školy (Braun, Blanquet, 1964), ktorá klasifikuje vegetáciu na základe analýzy celkového druhového zloženia rastlinných spoločenstiev s prihliadnutím na sociologické vlastnosti jednotlivých druhov. Názvy syntaxónov sú uvedené podľa Mucina, Maglocký (1985) a Hadač, Sofron (1980).

Výsledky a diskusia

Porovnanie sledovaných porastov z hľadiska produkčného potvrdilo predpoklad, že nadzemná biomasa bylinného poschodia narastala so zvyšujúcim sa presvetlením porastov. Súvisí to jednak s vyššími hodnotami abundancie, dominancie a sociability dominantných druhov vo fytocenologických zápisoch, na druhej strane túto skutočnosť v nemalej miere ovplyvnilo aj narastanie hmotnosti jedincov a veľkosti trsov (u tráv) na presvetlených plochách.

Charakter bylinného poschodia predovšetkým určoval výskyt troch druhov tráv: smlzu trst'ovitého (*Calamagrostis arundinacea*), metlušky krivolakej (*Avenella flexuosa*) a chlpane hájnej (*Luzula luzuloides*), ktoré sa vyskytovali na všetkých vybraných plochách.

Z hľadiska počtu jedincov na m^2 v zapojenom, presvetlenom lesnom poraste, ako aj v rúbaniskovom spoločenstve s *Rubus idaeus* dominovala populácia druhu *Avenella flexuosa* (tab. 1, 2, 4). O tomto druhu môžeme povedať, že patrí k typickým predstaviteľom smrekových monokultúr, kde z hľadiska ekologického má značnú indikačnú hodnotu – je ukazovateľom silného okysľovania pôdy a nepriaznivej formy humusu. V poraste vzniknutom po jednorázovom odlesnení kalamitných porastov (rúbaniskové spoločenstvo s *Calamagrostis arundinacea*) získal absolútnu prevahu z hľadiska veľkosti populácie druh *Calamagrostis arundinacea* (tab. 3), čo súvisí s ekológiou tohto druhu, ktorý vytvára prvé štádiá po umelom presvetlení porastov (hlavne smrekových monokultúr). Tento druh nemá žiadne zvláštne nároky na chemické a fyzikálne vlastnosti pôdy, vykazuje vysokú odolnosť voči imisiám, je tolerantný k acidifikácii pôdy, zamokreniu ako aj vyšším vstupom dusíka. Z hľadiska početnosti populácie je výraznejšie zastúpený aj druh *Luzula luzuloides* (tab. 1 – 4).

Pomerne bohaté zastúpenie populácií týchto druhov na sledovaných lokalitách má nepriaznivý vplyv aj na prirodzené zmladzovanie porastov. Predovšetkým v mohutných porastoch smlzu trŕovitého je šanca na prirodzenú obnovu minimálna.

Spontánne šírenie týchto druhov tráv (hlavne druhu *Calamagrostis arundinacea*) na plochy presvetlených a odlesnených porastov (rúbaniská) má za následok tiež značné narastanie biomasy, s čím sú spojené ďalšie zmeny na týchto stanovištiach.

V našom prípade dominantnými druhmi v zmysle produkčnom v zapojenom lesnom poraste sú *Calamagrostis arundinacea* a *Avenella flexuosa*, v presvetlenom lesnom poraste *Calamagrostis arundinacea* a *Luzula luzuloides*. Na odlesnených plochách v prvom prípade absolútne dominuje *Calamagrostis arundinacea* (tab. 3), v druhom prípade sa o dominanciu podelili druhy *Avenella flexuosa* a *Rubus idaeus* (tab. 4).

Keďže o druhu *Avenella flexuosa* je známe, že sa vyznačuje nepatrnou produkčnou schopnosťou (hmotnosť jedinca sa pohybovala od 0,02 do 0,09 g), vyššie hodnoty pri produkcii biomasy tento druh dosahoval vysoko početnými populáciami na sledovaných lokalitách (672 až 2 250 kg/m^2).

Naopak druhy *Calamagrostis arundinacea* a *Rubus idaeus* aj v prípadoch, keď ich populácie neboli tak početné, dosahovali vyššie hodnoty biomasy najmä vďaka svojmu mohutnejšiemu vzrastu (hmotnosti jedinca).

Pri porovnaní produkcie biomasy na jednotlivých plochách sa ukázalo, že nadzemná biomasa v zapojenom lesnom poraste bola veľmi malá (67,15 g/m^2), naproti tomu najvyššie hodnoty biomasy boli dosiahnuté na rúbanisku s *Calamagrostis arundinacea* (1 887,90 g/m^2).

Záver

Z hľadiska celkového hodnotenia bylinnej vrstvy týchto porastov môžeme konštatovať, že k výraznejšej zmene druhovej skladby z dôvodu presvetlenia a odlesnenia nedošlo. Zmeny svetelných podmienok sa prejavili hlavne zvyšovaním početnosti populácií tráv, ako aj narastaním hmotnosti

jedincov, čo následne súvisí aj so zvyšujúcou sa biomasou dominantných druhov, čo spôsobilo aj narastanie biomasy presvetlených a odlesnených porastov.

Literatúra

- BRAUN – BLANQUET J., 1964: Pflanzensozologie. 3. Auflage, Springer – Verlag, Wien, 865s.
- FIALA K., ZELENÁ V., 2002: Expanze rostlin bylinné vrstvy lesa po odlesnění ploch vlivem škodlivin. – Zborník referátov z medzinárodného vedeckého seminára „Ekológia a produktivita bylinnej vrstvy lesných ekosystémov“. ÚKE SAV, Bratislava, s. 25 – 28.
- HADAČ E. and SOFRON J., 1980: Notes on Syntaxonomy of Cultural Forest Communities. – Folia Geobot. Phytotax., Praha, 15, s. 245 – 258.
- KUBÍČEK F., BRECHTL J., 1970: Production and phenology of the herb layer in an oak-hornbeam forest. - Biológia. Bratislava, 25, 10, s. 651 – 666.
- MARHOLD K., HINDÁK F. (eds.) 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska. – Veda, Bratislava, 687 s.
- MUCINA L. et MAGLOCKÝ Š. (eds.), 1986: A list of Vegetation Units of Slovakia. – Documents phytosociologiques, N.S. Vol., Camerino, 9, s. 175 – 220.

Tabuľka 1 Produkcia biomasy bylinnej vrstvyasociácia: *Avenello flexuosae - culti – Piceetum* Hadač, Sofron 1980 nom. nud.

zapojený lesný porast

Druh	Abundancia, dominancia, sociabilita	Frekvencia v %	Počet jedincov ks/m ²	Hmotnosť jedincov g	Biomasa jedincov g/m ²
<i>Avenella flexuosa</i>	1.3	20	1057	0,02	21,14
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	+2	20	46	0,786	36,16
<i>Dryopteris carthusiana</i>	+	20	1	0,18	0,18
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+2	20	4	0,203	0,81
<i>Hieracium murorum</i>	r	20	1	0,38	0,38
<i>Luzula luzuloides</i>	+2	40	25	0,106	2,65
<i>Maianthemum bifolium</i>	+	40	2	0,017	0,03
<i>Mycelis muralis</i>	r	20	4	0,027	0,11
<i>Oxalis acetosella</i>	1.2	80	262	0,007	1,83
<i>Picea abies</i> (E1)	r	100	9	0,06	0,54
<i>Rubus hirtus</i> agg.	r	20	1	1,02	1,02
<i>Sorbus aucuparia</i>	1.1	40	3	0,3	0,9
<i>Vaccinium myrtillus</i>	+	20	5	0,28	1,4
Celková nadzemná biomasa bylín:					67,15

Tabuľka 2 Produkcia biomasy bylinnej vrstvyasociácia: *Avenello flexuosae - culti – Piceetum* Hadač et Sofron 1980 nom. nud.

presvetlený lesný porast

Druh	Abundancia, dominancia, sociabilita	Frekvencia v %	Počet jedincov ks/m ²	Hmotnosť jedincov g	Biomasa jedincov g/m ²
<i>Abies alba</i> (E1)	+	40	2	0,1	0,2
<i>Athyrium filix-femina</i>	+	20	2	0,9	1,8
<i>Avenella flexuosa</i>	+2	60	672	0,02	13,44
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	3.2	60	313	0,587	183,73
<i>Dryopteris filix-mas</i>	+2	20	3	1,22	3,66
<i>Hieracium murorum</i>	2.1	100	43	0,28	12,04
<i>Chamerion angustifolium</i>	r	40	46	0,1	4,6
<i>Luzula luzuloides</i>	3.2	80	358	0,31	110,98
<i>Maianthemum bifolium</i>	+	40	110	0,03	3,3
<i>Mycelis muralis</i>	+	40	24	0,02	0,48
<i>Oxalis acetosella</i>	2.2	40	526	0,01	5,26
<i>Picea abies</i> (E1)	1.1	40	4	0,1	0,4
<i>Senecio ovatus</i>	1.1	40	2	0,48	0,96
<i>Senecio vulgaris</i>	2.2	40	51	0,438	22,34
<i>Sorbus aucuparia</i>	+	20	1	0,5	0,5
<i>Vaccinium myrtillus</i>	r	20	4	0,32	1,28
Celková nadzemná biomasa bylín:					364,97

 - Dominanty

 - Subdominanty

Tabuľka 3 Produkcia biomasy bylinnej vrstvyasociácia: *Rubus idaei-Calamagrostietum arundinaceae* Fajmonová 1986štádium s *Calamagrostis arundinacea*

Druh	Abundancia, dominancia, sociabilita	Frekvencia v %	Počet jedincov ks/m ²	Hmotnosť jedincov g	Biomasa jedincov g/m ²
Athyrium filix-femina	2.2	40	17	0,8	13,60
Avenella flexuosa	1.2	40	238	0,09	21,42
Betula pendula	r	20	1	1,52	1,52
Calamagrostis arundinacea	5.5	100	1215	1,167	1417,91
Dryopteris filix-mas	1.2	20	22	4,7	103,40
Hieracium murorum	+	40	29	1,335	38,72
Chamerion angustifolium	1.1	20	1	0,64	0,64
Luzula luzuloides	1.2	80	389	0,213	82,86
Oxalis acetosella	r	20	12	0,01	0,12
Rubus hirtus agg.	3.2	100	235	0,54	126,90
Rubus idaeus	+2	40	15	1,6	24,00
Senecio ovatus	+	40	6	7,36	44,16
Sorbus aucuparia	1.1	20	2	0,44	0,88
Vaccinium myrtillus	+	20	31	0,38	11,78
Celková nadzemná biomasa bylín:					1887,90

Tabuľka 4 Produkcia biomasy bylinnej vrstvyasociácia: *Rubus idaei-Calamagrostietum arundinaceae* Fajmonová 1986 štádium s *Rubus idaeus*

Druh	Abundancia, dominancia, sociabilita	Frekvencia v %	Počet jedincov ks/m ²	Hmotnosť jedincov g	Biomasa jedincov g/m ²
Abies alba (E1)	+	20	2	0,1	0,20
Athyrium filix-femina	r	20	3	0,92	2,76
Avenella flexuosa	3.3	100	2250	0,07	157,50
Calamagrostis arundinacea	1.2	20	27	0,37	9,99
Carex pilulifera	+2	40	77	0,027	2,08
Corylus avellana	r	20	1	1,26	1,26
Dryopteris carthusiana	+	20	10	0,42	4,20
Frangula alnus	+	60	8	1,19	9,52
Luzula luzuloides	+	40	6	0,19	1,14
Maianthemum bifolium	1.1	60	614	0,09	55,26
Mycelis muralis	r	20	5	0,66	3,30
Oxalis acetosella	2.3	80	1109	0,01	11,09
Picea abies (E1)	2.1	100	41	0,11	4,51
Rubus fruticosus agg.	+	20	10	1,147	11,47
Rubus hirtus agg.	+	40	16	0,25	4,00
Rubus idaeus	4.3	80	262	0,73	191,26
Sorbus aucuparia	+	20	2	0,68	1,36
Vaccinium myrtillus	+	80	167	0,58	96,86
Vaccinium vitis-idaea	+	40	124	0,147	18,23
Celková nadzemná biomasa bylín:					585,99

Variabilita fyzikálních vlastností v půdě – prostorová variabilita vlhkosti ve vztahu k půdní teplotě a ostatním půdním vlastnostem

Slavoj ZEMÁNEK

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 250, Praha 5, zemanek@vumop.tel.cz

Abstrakt

Priebeh pôdnej vlhkosti a teploty boli merané v 1 hektárovej mriežke povodia Kopaninského potoka na juhovýchode ČR. Merania boli robené v 121 bodoch pravidelnej mriežky. Predmetom analýz boli štruktúry priestorovej korelácie vlhkosti pôdy, teploty a iných pôdných vlastností. Priestorová variabilita bola charakterizovaná štatistickými a geoštatistickými metódami. V našom príspevku používame klasické lineárne korelácie, viacnásobnej lineárnej regresie ako prídavok ku geoštatistickej metóde. Pôdna vlaha (volumetrická frakcia pôdnej vody) v hĺbke 10 cm bola určená z gravimetrických meraní. Pôdna teplota bola meraná digitálnym pôdnym teplomerom. Pôdne vlastnosti, ako suchá objemová hmotnosť, pórovitosť, štyri triedy zrnitosti, aerácia pôdy a absorbovateľnosť boli stanovené pomocou gravimetrickej metódy. Dôležitým krokom priestorovej analýzy variability bolo stanovenie dominantnej korelácie medzi premennými regresného modelu. Najlepší model lineárnej regresie bol vybraný na základe Durbin-Watsonovej štatistiky, P-hodnoty atď. Tento model lineárnej regresie ukazuje najvhodnejšie premenné pre geoštatistické podmienkové simulácie. Bolo simulované šesť realizácií každej premennej podľa lineárneho regresného modelu. Boli identifikované lokálne extrémny. Teplota vyššia ako horný kvartil distribúcie premenných, nižšia ako dolný kvartil distribúcie premenných a obsah vody vyšší ako horný kvartil distribúcie premenných boli predmetom stanovenia. Konjunkcia žiadúcich hodnôt definovala homogénne oblasti najnižšieho alebo najvyššieho obsahu vody. V našom pokuse žiadúcimi premennými boli pôdna teplota a suchá objemová hmotnosť. Bola analyzovaná hypotéza, že miesta, kde bola najvyššia teplota a najnižšie hodnoty suchej objemovej hmotnosti sú miestami, kde je najnižší obsah vody a naopak. Analýza tohto pokusu potvrdzuje, že použitím geoštatistických metód môžeme identifikovať „homogénne“ oblasti s najvyšším a najnižším obsahom vody vzhľadom na kovariabilné štruktúry. Výsledok analýzy môže byť použitý pri zakladaní nových pokusných stanovišť s relatívne homogénnymi pôdnymi podmienkami.

Kľúčové slová: geoštatistika, simulácia podmienok, korelačné štruktúry, distribúcia premenných, pôdna vlaha, priestorová variabilita, pôdna teplota, pôdne vlastnosti, regresia

Abstract

Spatial soil moisture patterns and soil temperature have been measured in the 1ha grid Kopaninsky creek catchment in southeast Bohemia. Measurements were made on regular grid of 121 points. The spatial correlation structures of soil moisture, soil temperature and other soil properties were analyzed. Spatial variability was characterized through statistical and geostatistical methods. In the present paper we use classical linear correlations, multiple and partial correlation and multiple linear regression, in addition to geostatistical method. Soil moisture (volumetric fraction of soil water) in depth of 10 cm was determined from gravimetric measurements. Soil temperature was measured by digital soil thermometer. Soil properties like dry bulk density, porosity, four granularity classes, soil aeration and absorbability were determined by means of gravimetrical method. Important step of spatial analysis of variability was to determine dominant correlation between variables for regression model. The best linear regression model has been chosen based on Durbin-Watson statistics, P-value etc. The best linear regression model shows the most suitable variables for geostatistical conditional simulations. Six realizations of each variable, according to the linear regression model, were simulated. Local extremes were identified. Temperature higher than upper higher quartile of variable distribution, lower than lower quartile of variable distribution and moisture content higher than higher quartile of variable distribution were determined. Conjunction of desirable values defined homogenous areas of the lowest or highest soil moisture contents, respectively. In this experiment desirable variables were soil temperature and dry bulk density. The hypothesis that places where is the highest soil temperature and the lowest values of dry bulk density are the places where are the lowest soil moisture content and vice versa, was analyzed. The analysis of this experiment confirms, that using geostatistical methods we could identify „homogenous“ areas with the highest or the lowest moisture content, when respecting the covariable structures. The result of the analysis can be used to establish newly planned experimental field sites with the relatively homogenous soil properties.

Key words: geostatistics, conditional simulation, correlation structures, variable distribution, soil moisture, spatial variability, soil temperature, soil properties, regression.

Úvod

Půdní vlhkost a teplota jsou vysoce variabilní v prostoru a znalost této prostorové variability je důležitá pro další zkoumání prostředí, jako jsou například modelování povodní, eroze, interakce mezi půdou a atmosférou, transport vody a další.

Prostorová variabilita půdní vlhkosti je ovlivněna mnoha faktory, ať už jde o měřítko zkoumané oblasti, nebo o další fyzikální vlastnosti půdy. Z nejdůležitějších fyzikálních vlastností ovlivňující prostorové rozložení vlhkosti a její variability v prostoru a čase jsou teplota půdy, pórovitost, zrnitost a specifická hmotnost.

Detailní znalost rozložení vlhkosti v půdě ve vztahu na využití pozemku a topografii může sloužit k určení subjednotek v rámci jednoho povodí, které mají homogenní hydrologickou odezvu (Hawley, 1983). Bohužel, je velmi obtížné přesně určit důležitost jednotlivých faktorů ovlivňující prostorové rozložení a variabilitu půdní vlhkosti.

Infiltrační kapacita oblasti je ve velké míře ovlivněna především počátečním rozložením vlhkosti (Hawley, 1983). Pro přesnější hydrologické modelování je nezbytně nutné stanovení všech aspektů ovlivňující režim vlhkosti v půdě.

Tyto poznatky naznačují možné vztahy fyzikálních vlastností půdy, jejich syntézu a jejich praktické využití v povodí. Jde především o upřesnění vztahu vlhkosti k teplotě půdy, podmíněného dalšími veličinami jako jsou pórovitost, objemová hmotnost, specifická hmotnost.

Za předpokladu, že se podaří určit přesné prostorové rozložení vlhkosti na dané ploše, pak lze na této ploše vymezit plochy s homogenními půdními vlastnostmi, které jsou funkcí vlhkosti nebo teploty. Takto vylíšené plochy se dají dále zkoumat z hlediska infiltrační kapacity.

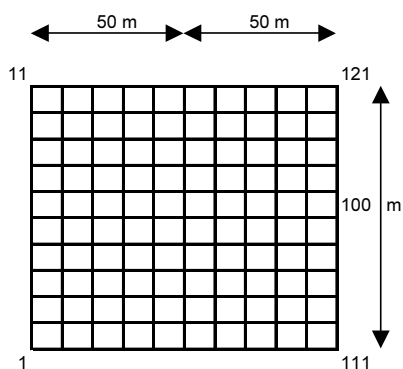
Je předpoklad, že existují významné korelace ploch s vysokou infiltrační kapacitou s plochami nízké vlhkosti v závislosti na teplotě, pórovitosti, zrnitosti a objemové hmotnosti. Pokud by byl tento předpoklad potvrzen, bylo by možné určit potenciaální infiltrační oblasti dané plochy.

Hlavními nástroji této syntézy a analýzy byly geostatistika, klasická statistika a poznatky z oboru půdní fyziky a hydropedologie.

Materiál a metody

Vybraná lokalita experimentu je nedaleko obce Velký Rybník v povodí Kopaninského toku, nedaleko Pelhřimova. Jedná se o zemědělsky využívanou půdu. V době experimentu bylo pole oseto řepkou. Charakter pokryvu byl nekompaktní až řídký, rozteč mezi řádky plodiny byl cca 20 cm. Výška porostu byla do 15 cm. Celkově se dá říci, že na této ploše byla půda spíše odkrytá. Dá se proto předpokládat, že za těchto podmínek docházelo k velké závislosti průběhu půdní teploty ve svrchní části profilu v čase na stávajících meteorologických podmínkách. Terén je mírně svažité bez významnějších lokálních výškových extrémů (viz digitální model terénu).

Pro experiment byla zvolena čtvercová síť o hraně 100 metrů, tedy o rozloze jednoho hektaru, s krokem v síti po deseti metrech o celkovém počtu bodů 121 (viz obr. 1).



Obr. 1 Čtvercová síť experimentu o hraně 100 m, celkem 121 bodů

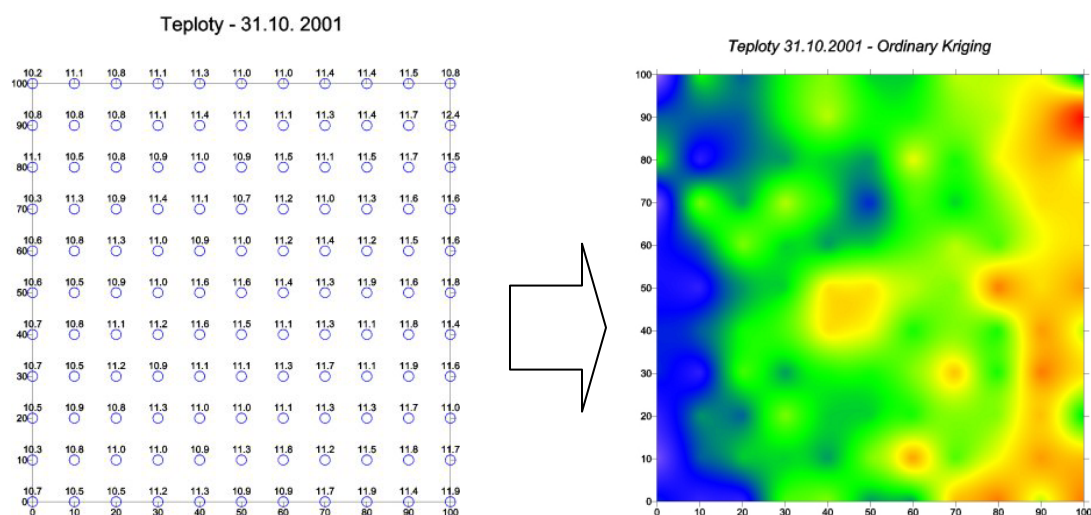
Celá síť byla umístěna na jedné BPEJ konkrétně na 7.29.11. Z kódu BPEJ vyplývá, že jde o hnědou půdu, hnědou půdu kyselou a jejich slabě oglejené formy na rulách; středně těžkou až lehčí, mírně šterkovitou, většinou s dobrými vláhovými poměry. Ve středu sítě byla tři týdny před experimentem pro podrobnější seznámení s charakterem půdy vykopána pedologická sonda o hloubce 100 cm. Byly určeny jednotlivé půdní horizonty a popsány v rámci možností podle pedologické terminologie. Charakteristika hlavní půdní jednotky (HPJ) 29 se potvrdila především v lehkosti půdy a potvrdily se také oglejovací procesy.

Experiment se uskutečnil ve třech dnech: 31.10. 2001, 1.11. 2001 a 7.11. 2001, přičemž první den se měřily teploty a odebíraly se Kopeckého válečky, druhý den se měřily teploty a nivovala se síť a třetí den se měřily jen teploty. Na každém bodě sítě byly změřeny teploty hrotovým digitálním půdním teploměrem Hanna HI 145 v hloubce 10 cm. Pro verifikaci správně stanovené metody měření půdní teploty a pro získání orientační změny teplotního rozložení v čase, byly teploty změřeny ve třech různých dnech. Dále byl sledován vývoj teploty vzduchu. Pro gravimetrickou metodu určení vlhkosti v půdě a pro rozbory dalších fyzikálních vlastností půdy byl na každém bodě sítě odebrán vždy jeden Kopeckého váleček také z hloubky 10 cm.

Výsledky

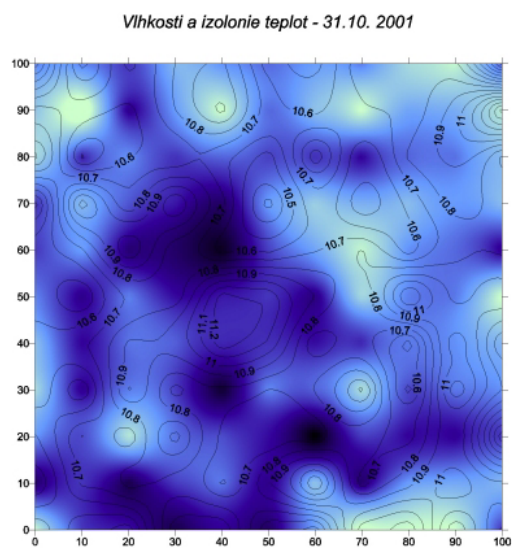
Odebrané Kopeckého válečky byly vyhodnoceny v centrálních laboratořích VÚMOP Praha. Byly stanoveny tyto charakteristiky: okamžitá objemová vlhkost [% obj.], maximální kapilární vodní kapacita [% obj.], objemová hmotnost redukovaná (OHR) [g.cm^{-3}], pórovitost [%], okamžitá vzdušnost [% obj.], minimální vzdušná kapacita [% obj.], nasáklivost [% obj.]. Dále byla stanovena zrnitost v těchto pěti frakcích: IV. 2 mm – 0,25 mm; III. 0,25 – 0,05 mm, II. 0,05 – 0,01 mm, I. <0,01 mm; fyzikální jíl <0,001 mm. Vlhkost, pórovitost a další uvedené vlastnosti byly zjištěny gravimetrickou metodou. Výsledky laboratorních měření a naměřené hodnoty teplot byly vyhodnoceny pomocí Microsoft Excel a statistická a geostatistická část byla vyhodnocena pomocí softwarového balíku GSLib vyvinutého na Stanfordské univerzitě v USA.

Naměřená bodová data byla vyinterpolována metodou Ordinary Kriging s lineárním průběhem variogramu a s korelační délkou 100 metrů (viz obr. 2).



Obr. 2 Vyinterpolování bodových měření metodou Ordinary Kriging

Nejjednodušší pojetí vztahu vlhkost teplota lze vyjádřit lineární korelační závislostí a grafickou interpretací tohoto vztahu pomocí kompozice dvou vrstev do jednoho obrázku (viz obr. 3). Hodnota korelačního koeficientu mezi souborem vlhkostí a souborem teplot $r = -0,26$ vypovídá o relativně slabé závislosti. Znaménko mínus potvrzuje základní hypotézu o vztahu mezi teplotou a vlhkostí:

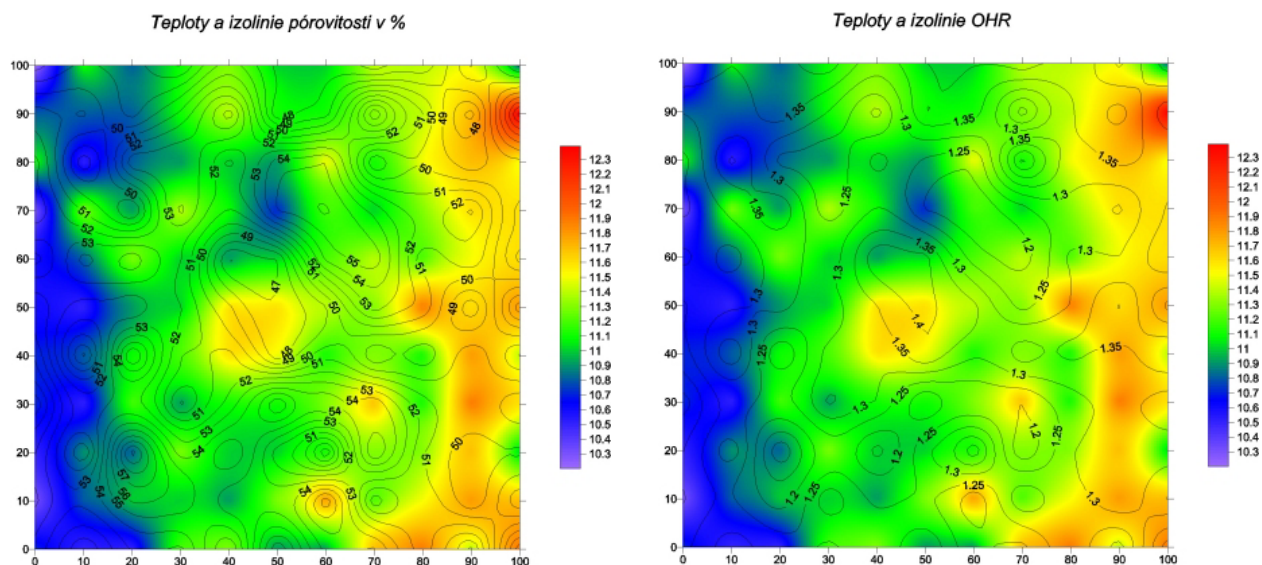


Obr. 3 Grafické vyjádření prostorové korelace půdní teploty a vlhkosti

v místě kde je teplota půdy vyšší je vlhkost půdy nižší a naopak. Hodnota korelačního koeficientu ale ukazuje, že takto zjednodušený vztah, který je vytržený z vlivu ostatních veličin, není tak silný. Vzhledem k velkému počtu dat je statistická významnost vztahu vysoká. Proto do popsání vztahu teplota – vlhkost musí vstoupit další veličiny s uvažováním jejich vlivu.

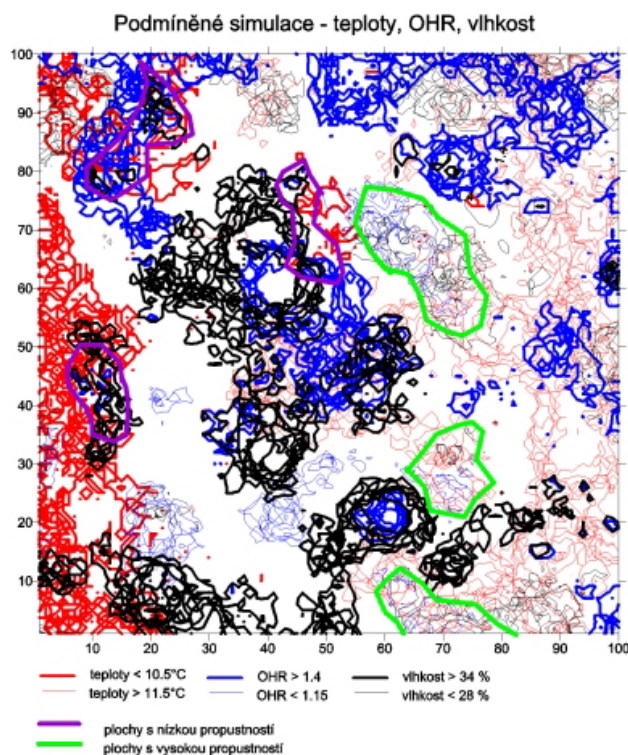
Další veličiny, které měly více osvětlit vztah vlhkost – teplota byly: objemová hmotnost redukováná (OHR), pórovitost, procentuální zastoupení fyzikálního jílů, specifická hmotnost a vzdušnost.

Jednoduché lineární korelační závislosti a jejich grafická interpretace napověděly společně s mnohonásobnými korelacemi, které veličiny byly nejdůležitější pro regresní model. Jako základní srovnávací veličiny byly použity soubory teplot a vlhkostí.



Obr. 4 Grafické vyjádření prostorový korelaci dalších fyzikálních vlastností půdy vzhledem k půdní vlhkosti a půdní teplotě

Podmíněné simulování na základě naměřených hodnot je proces určení odhadu spojitě realizace náhodné proměnné v závislosti na náhodné funkci. Realizace reprezentují možnosti prostorového rozdělení zkoumané veličiny. Pro tři vybrané veličiny byly podmíněně nasimulovány prostorová pole



Obr. 5 Celková kompozice podmíněných simulací s vymezenými homogenními plochami

hodnot. Byly to tyto veličiny: teploty, OHR, vlhkost. Výběr těchto veličin nebyl náhodný. Pro tyto veličiny vycházel nejpriznivější regresní model. Bylo nasimulováno šest realizací pro každou veličinu. Simulace byly podmíněné naměřenými hodnotami, statistickými charakteristikami veličin, tvarem a parametry variogramu a tvarem histogramu. Na každé realizaci dané veličiny byly vylíšeny vybrané izolinie. Jednalo se o hodnoty, které vymezovaly lokální extrémy daného rozdělení hodnot. U souboru teplot to byly hodnoty 10,5 °C a 11,5 °C, u souboru vlhkostí 28 % a 34 % a u souboru OHR 1,15 a 1,4.

Z celkové kompozice všech veličin a všech realizací vyplynuly hledané homogenní plochy (viz obr. 5). Jednalo se o syntézu izolinií vysokých teplot, nízkých vlhkostí a nízkých hodnot OHR za cílem vylíšení ploch s po-

tenciálně vyšší propustností a o syntézu izolinií nízkých teplot, vysokých vlhkostí a vysokých hodnot OHR s potenciálně nižší propustností.

Závěr

V rámci pokusné plochy experimentu se podařilo popsat variabilitu vybraných fyzikálních vlastností. Byly stanoveny tyto parametry variogramů veličin: teplota range $x = 50$ m, $y = 20$ m, práh $x = 0,12$, $y = 0,03$; vlhkost range $x = 39$ m, $y = 17$ m, práh $x = 3,3$, $y = 2,3$; OHR range $x = 18$ m, $y = 20$ m, práh $x = 0,003$, $y = 0,0037$. Vypočtené hodnoty lze porovnat s jinými autory. Loague v roce 1992 určil korelační délku vlhkosti o hodnotě 20 metrů s prahem 7,5 na ploše 250 m². Na ploše 100 m² také 20 metrů s prahem 3. Whitaker v roce 1993 určil na ploše 4 hektary korelační délku vlhkosti o hodnotě 70 metrů s prahem 4,75.

Vypočtené hodnoty hovoří o již zmiňovaném vlivu velikosti plochy experimentu na parametry variogramů. Dá se říci, že velikost korelační délky je přímo úměrná velikosti pokusné plochy. Tento vztah by mohl být dalším předmětem zkoumání. Vzhledem k regresnímu modelu a vzájemným korelacím byly za nejdůležitější veličiny z naměřených veličin ve vztahu k půdní teplotě určeny objemová hmotnost redukována (OHR) a vlhkost.

Literatura

- BEAR J., VERRUIJT A., 1987: Modelling groundwater flow and pollution, D. Riedel Comp.
- BORŮVKA L., 1995: Pedologie, ČZU Praha.
- CÍSLEROVÁ M., VOGEL T., 1998: Transportní procesy, ČVUT v Praze, Fakulta stavební.
- CÍSLEROVÁ M., 1989: Inženýrská hydropedologie, ČVUT Praha.
- CLAYTON, DEUTSCH, JOURNEL, GSLIB, 1997: Geostatistical Software Library and User's Guide, Oxford University Press.
- GOOVAERTS P., 1997: Geostatistics for Natural Resources Evaluation, Oxford Univ. Press, pp. 483.
- HAWLEY M.E., JACKSON T.J., McCUEN R.H., 1983: Surface soil moisture variation on small agricultural watersheds. Journal of Hydrology 62, 179 – 200.
- JARUŠKOVÁ a kol., 1996: Matematická statistika, ČVUT Praha.
- JARUŠKOVÁ, HÁLA, 1998: Pravděpodobnost a matematická statistika, ČVUT Praha.
- KUTÍLEK, KURÁŽ, CÍSLEROVÁ, 2000: Hydropedologie 10, ČVUT Praha.
- LOAGUE K., 1992: Soil water content at R-5. Part 1. Spatial and temporal variability. Journal of Hydrology 139, 233 – 251.
- NOSEK M., 1972: Metody v klimatologii. Akademie Praha.
- RADHAKRISHNA R., 1978: Lineární metody statistické indukce a jejich aplikace, Akademie Praha.
- WHITAKER M.P.L., 1993: Small-scale spatial variability of soil moisture and hydraulic conductivity in semi-arid rangeland soil in Arizona. M. Sci. Thesis, University of Arizona.

Environmentálny aspekt pôda ako súčasť systému environmentálneho manažérstva v elektrárni Vojany

Petra REHÁKOVÁ

Slovenské elektrárne a.s. Bratislava

Úvod

S rozvojom svetovej priemyselnej produkcie a tým aj zvyšujúcim sa zaťažením životného prostredia vzrastá aj tlak verejnosti na ochranu životného prostredia a sprísňujú sa environmentálne legislatívne požiadavky. To prinútilo mnohé priemyselné podniky, aby zmenili doterajší prístup k ochrane životného prostredia, ktorý sa v minulosti sústreďoval prevažne na odstraňovanie už vzniknutých problémov následkom ľudskej činnosti (reaktívny prístup). Tento prístup však nepriniesol výsledky, ktoré by zodpovedali kritériám trvalo udržateľného rozvoja.

Preto sa v súčasnosti kladie hlavný dôraz na prevenciu (proaktívny prístup), ktorá sa v podnikoch realizuje pomocou techník prevencie znečisťovania (minimalizácia tvorby odpadov, racionálne využívanie zdrojov, projekty čistejšej produkcie a pod.). Správnym riadením výrobných činností a zlepšovaním ľudských aktivít je možné nájsť ešte vhodnejšie spôsoby pre ďalší ekonomický rast podniku bez značného poškodenia životného prostredia. Výrobcovia si tento trend uvedomujú a dobrovoľne pristupujú k systémovému manažovaniu životného prostredia – EMS (Environmental management system). Platí to aj pre výrobcov produkujúcich exhaláty, ktoré sa podieľajú na znečisťovaní pôdy priamo alebo nepriamo prostredníctvom znečisteného ovzdušia. Je známe, že rovnako ako ovzdušie celej severnej pologule aj ovzdušie SR je znečistené hlavne plynými kontaminantami. A práve kontaminácia atmosféry vyvoláva obavy, že môže výrazne ovplyvniť produkciu rastlín, hlavne poľnohospodársky významných pre výživu človeka.

Materiál a metódy

V súčasnosti začína v SR proces, v rámci ktorého viaceré priemyselné podniky pristupujú k budovaniu a zavádzaniu environmentálneho manažérstva podľa noriem radu ISO 14 000 a prípadnej certifikácii systému environmentálneho manažérstva (EMS) podľa normy ISO 14001:1996.

Čo je to EMS?

- EMS – predstavuje ucelený systém manažovania činností podniku z hľadiska ochrany a tvorby životného prostredia.
- EMS – vychádza z princípov dynamického procesu manažovania podniku, ktorý je zameraný na sústavné zlepšovanie jej environmentálneho správania.
- EMS – správne zavedený a udržiavaný zabezpečí podniku trvalý ekonomický rast, sústavné zlepšovanie životného prostredia, zvýšenie konkurencieschopnosti podniku s pozitívnym dopadom na imidž a zlepšenie vzťahov s verejnosťou a orgánmi štátnej správy.

Čo vyžaduje EMS?

Veľmi dôležitý faktor pri budovaní EMS je angažovanosť vrcholového manažmentu podniku, ktorý má dostatočné právomoci na vyčlenenie finančných, personálnych a materiálnych zdrojov potrebných pre úspešné zavedenie a udržiavanie EMS.

Ďalším krokom pri budovaní EMS je úvodná analýza stavu životného prostredia, ktorej cieľom je zistenie skutočného stavu v oblasti ochrany ŽP.

Norma ISO 14 001 má niekoľko základných fáz, plánovanie, zavedenie a prevádzka, kontrola a nápravná činnosť a preskúvanie manažmentom, ktorých správne zavedenie a udržiavanie privedú podnik k sústavnému zlepšovaniu environmentálneho správania. Všetky fázy sú znázornené v tzv. Demingovom cykle (obrázok 1).

Obr. 1 Demingov cyklus



Fáza plánovania, ktorá je nosnou časťou celého systému v sebe zahŕňa nasledujúce prvky:

1. Environmentálne aspekty – sú časti činností podniku., jeho výrobkov alebo poskytovaných služieb, ktoré môžu negatívne alebo pozitívne ovplyvňovať ŽP. Pre potreby zavádzania EMS musí podnik identifikovať všetky environmentálne aspekty a určiť tie, ktoré môžu mať významné vplyvy na ŽP, aby sa dali riadiť. Pri identifikácii aspektov treba zohľadňovať najmä emisie do ovzdušia, znečisťovanie vody, tvorbu odpadov, kontamináciu pôdy, využívanie surovín a energií a pod.
2. Environmentálne právne a iné predpisy – uplatňujú sa pri činnostiach, výrobkoch a službách podniku. Patria sem všetky právne požiadavky, miestne povolenia a rozhodnutia, technické normy, interné predpisy a pod. Podnik musí vytvoriť zoznam týchto predpisov spolu so všetkými požiadavkami.

3. Dlhodobé a krátkodobé environmentálne ciele a programy environmentálneho manažérstva – podnik si musí stanoviť environmentálne ciele a programy environmentálneho manažérstva, ktoré zohľadňujú významné environmentálne aspekty, právne a iné požiadavky a možnosti (finančné, technologické, obchodné a pod.). Tieto ciele musia byť rozpracované do konkrétnych programov s časovým harmonogramom a určenými zodpovednosťami za ich splnenie.

Vo fáze **zavedenie a prevádzka** musí podnik určiť pracovníkov, ktorí sa budú podieľať na zavádzaní EMS a presne vymedziť ich zodpovednosti a právomoci. Ďalej je potrebné zdokumentovať hlavné prvky EMS pre ich zavedenia a udržiavanie.

Vo fáze **kontrola, nápravná a preventívna činnosť** je veľmi dôležitým prvkom vykonávanie pravidelných auditov EMS. Tieto audity overujú, či je EMS zavedený podľa požiadaviek normy ISO 14 001, či sa ŽP podniku skutočne zlepšuje s cieľom vykonať potrebné nápravné opatrenia.

V poslednej fáze, **preskúmanie manažmentom**, musí manažment podniku overiť funkčnosť a efektívnosť EMS v určených intervaloch, ale aspoň raz ročne.

Keďže oblasť stredného Zemplína je v rámci republiky jednou z najvýznamnejších poľnohospodárskych oblastí a je tu zároveň situovaný jeden z najväčších zdrojov znečisťovania ovzdušia, elektrárň Vojany, v ktorej sa od roku 1998 buduje už spomínaný systém environmentálneho manažérstva.

Sledovanie Stredozemplínskej oblasti z pohľadu ochrany ovzdušia je veľmi dôležité, pretože táto oblasť bola zahrnutá do 12 ohrozených oblastí SR. K hlavným prispievateľom znečisťujúcich látok do ovzdušia patrí aj v tejto oblasti energetický priemysel. Hlavnými znečisťujúcimi látkami v tejto oblasti sú: tuhé znečisťujúce látky, zlúčeniny síry, dusíka a uhlíka. Vyskytujú sa tu aj špecifické kontaminanty, ku ktorým patria kovy a ich zlúčeniny. Pri všetkých sledovaných znečisťujúcich látkach je zrejmý buď klesajúci trend, alebo neprekročenie povoleného limitu. Z oficiálne publikovaných materiálov vyplýva, že celkové znečisťovanie ovzdušia má v SR klesajúci trend, ktorý súvisí najmä s vývojom a používaním čistých uhoľných technológií.

V sledovanej oblasti je hlavným charakteristickým znakom chemického zloženia vôd ich antropogénne znečistenie, ktoré mnohí autori pripisujú intenzívnej poľnohospodárskej výrobe a komunálnemu znečisteniu. V oblasti boli zistené hlavne zvýšené obsahy alkálií, chloridov, síranov a fosforečnanov a z ťažkých kovov sú to Se a Zn.

Z hľadiska hodnotenia súčasných problémov pôd už nepostačuje iba produkčné hodnotenie kvality pôdy ale narastá požiadavka hodnotiť pôdu z environmentálneho hľadiska. Produkcia biomasy je iba jednou z funkcií pôdy ku ktorým ďalej patria:

- filtračná, akumulačná a transportná funkcia,
- transformačná funkcia,
- asanačná funkcia,
- pufračná funkcia,
- pôda ako prostredie pre organizmy, génová rezerva,

- pôda ako historické médium,
- pôda ako zdroj surovín,
- pôda ako priestor pre ľudskú aktivitu.

Takisto pri hodnotení pôdy z hľadiska systému environmentálneho manažérstva je potrebné zohľadňovať všetky uvedené funkcie pôdy.

Hlavnými príčinami zhoršovania kvality pôdneho fondu:

- okysľovanie pôd – je v oblasti VSN ovplyvňovaná oxidmi síry a dusíka z hlavných zdrojov uvádzaných ako REZZO I, ako aj zo zdrojov diaľkového prenosu, z dopravných zdrojov a domácich kúrenísk, nachádzajú sa tu prevažne kambizeme, fluvizeme, rendziny, pararendziny a hnedozeme, ktoré patria k stredne odolným pôdam z hľadiska acidifikácie,
- znečistenie pôd kovmi – podľa monitoringu pôd, ktorý vykonáva VÚPOP v sledovanom území ani v jednom prípade nebolo zistené znečistenie pôdy v kategórii „B“ iba v kategórii A₁ a toto znečistenie vyžaduje podľa Rozhodnutia MP SR č. 531/1994-540 vykonať stanovenie celkového obsahu rizikového prvku, až potom interpretovať výsledky,
- znečistenie pôd agrokontaminantami - zdrojom sú hlavne hnojivá, pesticídy, závlahy, ale treba brať do úvahy aj zdroje bodového znečistenia.

Celkovo môžeme konštatovať, že pôdy VSN z hľadiska prírodnej i antropickej kontaminácie možno považovať za zdravé.

Výsledky

VSN je jednou z najproduktívnejších poľnohospodárskych oblastí SR. Zároveň je v tomto regióne významné zastúpenie chemického, drevo-spracujúceho a energetického priemyslu a preto sú jednotlivé zložky životného prostredia značne zaťažované negatívnymi vplyvmi priemyselnej činnosti.

K strategickým cieľom EVO, o.z. v oblasti ochrany ovzdušia patrí nasledovné:

- plnenie požiadaviek predpisov platného právneho poriadku SR a rozhodnutí príslušných dozorných orgánov,
- znižovanie negatívnych vplyvov na ŽP minimalizáciou množstva emisií ZL do ovzdušia.

Trvalou snahou EVO je znižovať vplyv prevádzky na okolité životné prostredie. V období rokov 1990 – 1999 sa ročná produkcia TZL znížila z 27 447 na 8 866 ton, SO₂ zo 64 160 na 22 158 ton a NO_x z 24 863 na 16 631 ton (celkové množstvá vyprodukovaných emisií z EVO, o.z. od roku 1975 sú uvedené v grafe 1).

Od roku 1990 sa v záujme dodržania stanovených emisných limitov začal prakticky realizovať komplexný program „Obnovy Elektrární Vojany“ rozdelený do niekoľkých prioritných akcií:

- odsírenie a denitrifikácia blokov č. 1 a 2 EVO I,
- obnova blokov č. 5 a 6 EVO I,
- prestavba blokov 21, 22, 25 a 26 na ZP, blokov 23 a 24 na VOĤ,

- zložisko stabilizátu
- výmena horákov na kotloch EVO II za nízkoemisné.

Podľa údajov z SHMÚ z roku 1996 je elektrárňou Vojany najvýznamnejším znečisťovateľom NO_x na Slovensku s podielom 22,88 %, druhým v SO₂ s podielom 12,96 % a tiež druhým v TZL s podielom 22,33 %. Preto sa veľká pozornosť venuje imisnému monitoringu v jej exhalačnej oblasti. Imisný monitoring je vybudovaný v spolupráci so ŠSZÚ Košice a SHMÚ Košice. V súčasnosti je po celej ploche exhalačného pásma vybudovaných 16 meracích stanovišť, pričom namerané hodnoty prášneho spádu majú klesajúcu tendenciu. Na 6-tich meracích staniciach sa merajú imisie SO₂, NO_x a atmosférický aerosol (polietavý prach).

Efekty a prínosy ekologického programu:

- zníženie emisií znečisťujúcich látok, čím sa výrazne zlepšilo imisné zaťaženie regiónu,
- zlepšenie a zefektívnenie procesu zneškodňovania pevných produktov zo spaľovania.

História elektrárne Vojany (ďalej EVO) siaha do roku 1959, kedy bola vypracovaná investičná úloha výstavby EVO pôvodne o výkone 4x110 MW. Keďže už v tej dobe spoločnosť pociťovala nedostatok elektrickej energie, Ministerstvo energetiky a palív v roku 1961 rozhodlo, že EVO bude postavené s výkonom 6 x 110 MW. Výstavba EVO I prebiehala v rokoch 1961 – 1966, pričom jednotlivé bloky boli uvedené do prevádzky v roku 1966. Inštalovaný výkon výroby je 660 MW v 6-tich energetických blokoch s jednotkovým výkonom 110 MW. Kotol je jednobubnový s prirodzenou cirkuláciou, práškovým kúrením a výtavným ohniskom.

Vzhľadom na výhodnú polohu EVO I (dostatok pracovných síl, výdatný zdroj chladiacej vody, možnosť zásobovania palivom z Ukrajiny), bolo rozhodnuté o výstavbe EVO II v rovnakej lokalite. V priebehu výstavby sa rozhodlo o zmene palivovej základne na ťažký vykurovací olej. Výstavba EVO II sa začala v roku 1968, pričom jednotlivé bloky boli uvádzané do prevádzky v priebehu rokov 1973 – 1974. Po roku 1978 boli bloky č. 21 – 26 rekonštruované aj na spaľovanie zemného plynu.

EVO vyrobili v roku 1998 3 356 GWh. Svojim inštalovaným výkonom predstavujú 21 % potenciálu elektrizačnej sústavy SR.

Slovenské elektrárne, a.s., EVO, o.z. sa rozhodli zaviesť Systém environmentálneho manažérstva (ďalej EMS) podľa normy ISO 14 001, aby chránili ľudské zdravie a životné prostredie pred možnými vplyvmi svojich činností, výrobkov a služieb a pomáhali pri udržiavaní a zlepšovaní kvality životného prostredia. Vrcholový manažment SE, a.s. vyjadril odhodlanie vybudovať EMS v podmienkach SE, a.s. prostredníctvom Environmentálnej politiky zo dňa 5.9.2000, ktorá je záväzná pre všetkých zamestnancov SE, a.s.

Ochrana a tvorba životného prostredia predstavuje prierezovú činnosť, ktorá je vykonávaná na rôznych úrovniach a funkciách, predovšetkým však na prevádzkovej a výkonnej úrovni. Preto pri implementácii EMS sa EVO, o.z. zameriava na štyri vzájomne previazané roviny vykonávaných činností:

1. personálne zabezpečenie,
2. dokumentačná zabezpečenie,
3. obsahová zabezpečenie.

Personálne zabezpečenie

Starostlivosť o životné prostredie je úlohou všetkých zamestnancov EVO, o.z., nie je to len úloha oddelenia životného prostredia, z čoho vyplýva veľký dôraz na prácu s ľudskými zdrojmi na všetkých úrovniach, predovšetkým tam, kde by neznalosť mohla spôsobiť významný environmentálny vplyv. Pracovníci sú najväčším zdrojom environmentálnych vedomostí a poznajú situáciu súvisiacu s ich pracovnou oblasťou, preto personálnym otázkam treba venovať zvýšenú pozornosť.

Personálna podpora budovania EMS pozostáva so zainteresovaných osôb združených do tímu tak, aby bola možnosť ich vzdelávania podľa požiadaviek jednotlivých cieľových skupín. Cieľom takto navrhutej štruktúry je využívať tímovú prácu ako jeden z hlavných princípov pri zavádzaní a udržiavaní EMS spoločnosti.

Aby mohli všetci zamestnanci splniť úlohu, ktorá sa od nich očakáva z hľadiska EMS je potrebné, aby všetci absolvovali zodpovedajúce školenia. Preto je pre potreby EVO, o.z. navrhnutý systém školení EMS. Navrhované školenia by nemali byť zamerané iba na požiadavky normy ISO 14 001, ale mali by rovnako pokrývať aj požiadavky normy ISO 9001, ktorá špecifikuje požiadavky kvality.

Dokumentačné zabezpečenie

Organizácia musí vytvoriť a udržiavať dokumentáciu EMS, ktorá popisuje hlavné prvky systému manažérstva a poskytuje odkazy na súvisiacu dokumentáciu. Táto dokumentácia poskytuje užívateľom postupy, na základe ktorých je možné splniť špecifické požiadavky EMS a pokyny, kde získať viac podrobných informácií o prevádzke a činnostiach.

V EVO, o.z boli zatiaľ vypracované smernice týkajúce sa celkovo ŽP, environmentálnych aspektov, právnych a iných požiadaviek a dlhodobých a krátkodobých cieľov, programov environmentálneho manažérstva, auditu EMS a operatívneho riadenia činností a prevádzky.

Obsahové zabezpečenie

Personálna a dokumentačná rovina EMS vytvára základné podmienky na naplnenie požiadaviek normy ISO 14 001, na ktoré musí nadväzovať naplnenie obsahovej roviny. Obsahová rovina v sebe vlastne zahŕňa konkrétne naplnenie požiadaviek platných smerníc.

Celkovo možno skonštatovať, že EVO, o.z. úspešne naplnili požiadavky normy v časti „Plánovanie“ a svoje aktivity súvisiace s EMS postupne zameriavajú na časť normy „Zavedenie a prevádzka“, ktorá je nosnou časťou celého EMS a potrebné pre výkon všetkých činností.

Trvalou snahou elektrárne Vojany je znižovať vplyv prevádzky na okolité životné prostredie. Aj preto sa v roku 1998 začalo v elektrárni s budovaním EMS. Budovanie EMS v elektrárni Vojany prebieha v 3 úrovniach. Prvou je dokumentačná úroveň, v rámci ktorej majú elektrárne Vojany pripra-

vené interné smernice, ktoré popisujú časť „plánovanie“, auditovanie EMS a operatívne riadenie činností a prevádzky. Druhou je personálna úroveň, ktorej cieľom je zabezpečiť prípravu pracovníkov na všetkých dôležitých funkciách z hľadiska EMS. Zatiaľ sú vyškolení pracovníci útvarov ŽP, pracovníci ktorých činnosti môžu mať významný dopad na ŽP. Treba však dokončiť prípravu vrcholového manažmentu. Treťou úrovňou je samotné naplnenie požiadaviek normy ISO 14001.

Z hľadiska vplyvov na pôdu sme v elektrárni Vojany identifikovali tieto environmentálne aspekty:

1. únik olejov a vznik znečistených olejov pri prevádzke olejového hospodárstva,
2. únik ťažkých vykurovacích olejov pri doprave tekutého paliva,
3. vznik zaolejovaných vôd,
4. vznik kovového odpadu,
5. únik H_2SO_4 (iba pri údržbe akumulátorov).

Ako vidieť z uvedeného žiadny identifikovaný environmentálny aspekt, ktorý má vplyv na pôdu sa netýka vypúšťaných znečisťujúcich látok z elektrárne Vojany do ovzdušia. Preto by bolo v budúcnosti vhodné zamerať svoju pozornosť v tejto oblasti nie na vzťah vzduch – pôda, ale všeobecne na identifikované environmentálne aspekty, ktoré môžu súvisieť napr. s používaním odkaliska a úložiskom stabilizátu.

Z doteraz zistených údajov nebola preukázaná priama súvislosť so znečistením ovzdušia spôsobeným elektrárnou Vojany a znečistením pôd VSN.

Záver

Vytvorením a udržiavaním funkčného a efektívneho EMS možno získať prínosy v oblasti ekonomických úspor, zlepšenia imidžu spoločnosti a uplatnenia sa na trhu s elektrickou energiou, ubezpečenie klientov o odhodlaní na preukázateľné environmentálne manažérstvo, získavanie poistenia za primerané náklady, uspokojenie kritérií investorov a zlepšovanie prístupu ku kapitálu, preukazovanie primeranej starostlivosti, zlepšenia vzťahov so zainteresovanými stranami (štátna správa, miestna samospráva, dozorné orgány, ai.), znižovania počtu nehôd a havarijných stavov, šetrenia vstupných materiálov a energií, zlepšovania riadenia nákladov a pod.

Literatúra

- ALLOWAY B.J., 1990: Heavy metals in Soils. London, 342 p.
- BEDRNA Z., 1998: Antropizácia pôdy SR a ich úrodnosť. Zborník referátov: Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a protierózna ochrana. MP SR, VÚPÚ, Nitra.
- BUJNOVSKÝ R., JURÁNI B., 1999: Kvalita pôdy – jej vymedzenie a hodnotenie. VÚPOP, Bratislava, 42 p.
- ČURLÍK J., 1992: Mapa odolnosti pôd Slovenska voči acidifikačným vplyvom. VÚPÚ, Bratislava.
- DORAN J.W., PARKIN T.B., 1994: Defining and assessing soil quality. In: DORAN J.W., COLEMAN D.C., BEZDICEK D.F., STEWART B.A.: Defining soil quality for a sustainable environment. SSSA Spec. Publ. No. 35, str. 3 - 21.
- FARAGO E., 1994: Plants and the chemical elements. VCH Weinheim, Federal Republic of Germany, 293 p.

- HRAŠKO J., LINKEŠ J., NĚMEČEK P., NOVÁK P., ŠÁLY R., ŠURINA B., 1991: Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSFR. VÚPÚ, Bratislava, 107 p.
- HRONEC O., 1996: Exhaláty – pôda – vegetácia. Slovenská poľnohospodárska a potravinárska komora Bratislava, TOP Prešov, 329 p.
- HRONEC O., TÓTH J., HOLOBRADÝ K., 1992: Exhaláty vo vzťahu k pôdam a rastlinám východného Slovenska. PRÍRODA, Bratislava, 194 p.
- JURÁNI B., 1998: Mimoprodukčné funkcie pôdy. Zborník referátov: Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a proti-erózna ochrana. MP SR, VÚPÚ, Nitra.
- JURINAK J., TANJI K., 1995: Geochemical factors affecting trace element mobility. Journal of Irrigation and Drainage Engineering, vol. 119, no. 5, str. 848 – 867.
- Kolektív autorov, 1992: Klimatické a hydrologické pomery Východoslovenskej nížiny. Účelová štúdia, SHMÚ, Bratislava.
- Kolektív autorov, 1997: Monitoring pôd Slovenskej republiky súčasný stav monitorovaných vlastností pôd. VÚPÚ, Bratislava, 127 p.
- Kolektív autorov, 1998: Správa z merania a vyhodnotenia imisií oxidu siričitého, oxidu dusnatého, oxidu dusičitého, sumy oxidov dusíka a polietavého prachu v okolí Elektrárne Vojany. ENVItch, s.r.o., Trenčín.
- MARCZINOVÁ K., 1998: Ekonomicko-ekologické dôsledky vplyvu exhalátov EVO – Vojany na rastlinnú výrobu vybraných poľnohospodárskych závodov. Diplomová práca, Katedra prevádzky a ekonomiky, Fakulta ekonomiky a manažmentu, SPU, Nitra.
- MATI R., HNÁT A., KOTOROVÁ D., HECL J., DANIELOVIČ I., ŠOLTYSOVÁ B., RINÍK E., IVANČO J., 1998: Výskum kvality základných zložiek životného prostredia krajinného priestoru východoslovenskej nížiny a ich vplyv na kvalitu poľnohospodárskej produkcie. Podkladová syntetická správa. Oblastný výskumný ústav agroekológie, Michalovce.
- NÉMETH G., FERENCI J., 1998: Komplexné riešenie problematiky v ochrane ŽP v o.z. SE EVO do roku 2010. EVO, o.z., Vojany.
- RAPANT S., VRANA K., BODÍŠ D., 1996: Geochemický atlas SR, časť Podzemné vody. Monografia. GS SR, Bratislava, 127 p.
- REHÁK R. a kol., 1999: Komplexné hodnotenie stavu životného prostredia v lokalitách SE, a.s. vo vybraných aspektoch životného prostredia. VÚJE, Trnava.
- RIMÁR J., 1994: Monitoring kontaminácie pôdy a produkcie plodín na VSN cudzorodými látkami v dôsledku priemyselných emisií. Oblastný ústav agroekológie, Michalovce.
- Správa o životnom prostredí. Environment report. SE, a.s., Bratislava, 1999.
- STN EN ISO 14001:1998: Systémy environmentálneho manažérstva. Špecifikácia s návodom na použitie. Úrad pre normalizáciu, metrológiu a skúšobníctvo SR, Bratislava, 36 p.
- SZABÓ G., ZUZULA I., ZÁVODSKÝ D., 1998: Zhodnotenie znečistenia ovzdušia v okolí EVO. SHMÚ, Bratislava.

Postery

Hodnotenie PPF pre účely dotačnej politiky MPSR

B. BERECOVÁ, D. REBIČOVÁ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Nábr. Za hydrocentrálou 6, 949 01 Nitra

Jedným zo základných segmentov v súčasnosti uplatňovanej dotačnej politiky v rezorte poľnohospodárstva sú tzv. systémové dotácie alebo dotácie na pôdu. Tieto dotácie sa poskytujú subjektom hospodáriacim na pôde na základe Výnosu č. 928/1999-100, ktorým sa vyhlasujú katastrálne územia patriace do jednotlivých poľnohospodársky znevýhodnených oblastí a ustanovuje sa výška podpory na ich obhospodarovanie. Tieto dotácie sú poskytované na plochu obhospodarovanej pôdy – PPF (ornej pôdy, TTP, trvalých kultúr) diferencovane podľa zaradenia pôdy konkrétneho subjektu podľa jednotlivých katastrálnych území do tzv. skupín ceny pôdy (SCP). Je vymedzených 20 SCP, pričom SCP 20 má najpriaznivejšie prírodné podmienky pre hospodárenie, SCP 1 predstavuje najvyšší stupeň znevýhodnenia. Dotované sú pôdy patriace do SCP 1 až 15, pričom podpora na 1 ha je najvyššia v SCP 1 a najnižšia v SCP 15. So zhoršovaním prírodných podmienok sa zvyšuje sadzba na podporu TTP, čím je sledovaná racionalizácia využívania PPF. Kritériom pre zaradenie pôdy do SCP je priemerná cena pôdy v jednotlivých katastrálnych územiach, stanovená ako vážený priemer cien podľa cenníka 7-miestnych kódov BPEJ. V súčasnosti je každý subjekt hospodáriaci na pôde povinný mať stanovenú aktuálnu cenu pôdy a zatriedenie do SCP.

Nástrojom, ktorý umožňuje hodnotiť poľnohospodársky pôdny fond pre uvedené účely je Bonitačný informačný systém, obsahujúci komplexné výsledky pôdoznaleckého prieskumu a bonitácie poľnohospodárskych pôd Slovenska. **Bonitačný informačný systém (BIS)** obsahuje bonitačnú banku dát BBD a bázu dát digitalizovaných máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek – BPEJ.

Bázu dát digitalizovaných máp BPEJ SR tvorí súbor 10 000 mapových listov, ktorej autorom a správcom zodpovedným za jeho aktualizáciu je Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy (VÚPOP), s príslušnou databázou, ktorá obsahuje všetky parametre vyjadrené v 7-miestnom kóde BPEJ, ďalej obsahuje údaje o cene pôdy a zaradenie do odvodových skupín pôd, podľa prílohy nariadenia Vlady SR č.152/1996 Z.z. a Zákona 307/1992 o Ochrane poľnohospodárskeho pôdneho fondu SR.

Mapy BPEJ sú prevedené do formy spracovateľnej výpočtovou technikou špeciálnymi programami (ARC/INFO, ARC/VIEW) a umožňujú automatizované spájanie a vykresľovanie pôdno-ekologických jednotiek do rôznych účelových kategórií a vytvárať výstupné grafické interpretácie aplikačných máp GIS-u.

Bonitačná banka dát ako údajová základňa je, okrem máp BPEJ, najdôležitejšou časťou bonitačného informačného systému. Báza dát obsahuje údaje o všetkých vlastnostiach pôd vyjadrených kódom BPEJ (*klíma, pôdny typ, obsah skeletu, hĺbky pôdy, sklon svahu a expozície svahu ku svetovým stranám a zrnitosti pôdy*), v členení podľa užívateľov i podľa katastrálnych území a vyšších jednotiek

administratívneho členenia SR. Je prevádzkovaná na Výskumnom ústave ekonomiky poľnohospodárstva a potravinárstva v Bratislave, pričom údaje pre jej aktualizáciu permanentne poskytuje VÚPOP.

Základom funkčnosti systému a jeho objektívnosti je jeho permanentná aktualizácia. K aktualizácii zatriedenia subjektu do SCP dochádza pri zmene užívateľa pôdy, pri zmene právnej formy hospodárenia, pri zmene obhospodarovanej výmery pôdy podľa jednotlivých kultúr (t.j. nárast alebo pokles výmery, zatrávnenie a p.). Písomná žiadosť na aktualizáciu doplnená o grafickú identifikáciu obhospodarovanej pôdy (mapa) sa predkladá na územne príslušný RO MPSR, ktorý ju posúdi a prostredníctvom MPSR postúpi na spracovanie na VÚPOP Bratislava. VÚPOP s využitím grafickej časti BIS spracuje podklady pre aktualizáciu a odovzdá ich na VUEPP, kde sa vykoná nový nápočet ceny pôdy. Osobitným prípadom je revízia zatriedenia subjektu do SCP, ktorá sa vykoná na základe výsledkov doplnkového terénneho bonitačného prieskumu pôd na základe žiadosti subjektu predloženej uvedeným spôsobom. Výsledky aktualizácie prerokúva a schvaľuje medzirezortná komisia pre oceňovanie pôdy. Takto sa spracuje ročne viac ako 1 000 žiadostí.

V súvislosti s prípravou SR na vstup do EÚ sa aj v rezorte pôdohospodárstva prechádza na „európsky“ systém podpory poľnohospodárstva, v ktorom ekvivalentom našich dotácií „na pôdu“ sú platby na podporu hospodárstva v tzv. LFA – menej priaznivých oblastiach špecifikovaných v direktíve EU č. 1257/1996. Ide tiež o platby na plochu špecifikované podľa nevýhodných prírodných podmienok, nízkej úrodnosti pôdy a spoločenského záujmu na zachovaní poľnohospodárskych aktivít v regióne. Základným informačným zdrojom o pôdnych a prírodných podmienkach, tvoriacich kritériá pre zaradenie do LFA je Bonitačný informačný systém a VÚPOP je jedným z riešiteľov návrhu LFA na Slovensku. Príprava návrhu na zaradenie území do systému LFA je jednou z najdôležitejších úloh súčasnosti v rezorte pôdohospodárstva a môže výrazne ovplyvniť budúcnosť rezortu.

Nové hodnotenie poľnohospodárskych pôd SR

**Pavol BIELEK, Michal DŽATKO, Blanka ILAVSKÁ, Jozef VILČEK,
Richard LAZÚR, Beata HOUŠKOVÁ, Stanislav TORMA,
Rastislav SKALSKÝ, Ondrej RYBÁR, Martin GRANEC**

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 BRATISLAVA

Nový obsah medzinárodnej pôdnej politiky a hlavne nový rozmer vnímania hospodárskeho a eko-sociálneho potenciálu pôdy v medzinárodnom priestore a predovšetkým v EÚ si vyžadujú inovované prístupy a netradičné prezentácie potenciálu a funkcií pôdneho krytu s rozšírenými možnosťami ich uplatnenia a celkových prínosov pre spoločnosť. Kritickým je v tejto súvislosti Odporúčanie Rady Európy R/92/8 z roku 1992, v ktorom sa odporúča vládam členských štátov EÚ prijať opatrenia, zabezpečiť výkon štátnej správy a vykonať vlastnú realizáciu ochrany všetkých funkcií pôdy, udržať ich potenciály na úrovni odpovedajúcej prírodným podmienkam a zabezpečiť celkovú ochranu pôdy štátu, resp. regiónu ako súčasti európskych a svetových pôdnych zdrojov. V tejto súvislosti zaviazalo OECD v roku 1997 všetky členské štáty vypracovať systém indikátorov hodnotenia pôdy ako kritérií poznania a kontroly jej vývoja. Očakáva sa, že tento kritériálny systém bude v budúcnosti nástrojom na hodnotenie štátov a vlád pri ochrane a využívaní ich prírodného zdroja pôdy (s možnými nadväznými opatreniami v podpornej a investičnej politike OECD).

V uvedených súvislostiach všetky členské krajiny EÚ už začali vykonávať nové hodnotenia pôd a prijímajú progresívne opatrenia na ochranu pôdy. Tento materiál iniciovaný Programovým vyhlásením Vlády SR (1998) zodpovedá spomínaným medzinárodným aktivitám a tým uľahčuje prístupový proces SR do EÚ.

Hlavné ciele nového hodnotenia poľnohospodárskych pôd SR:

1. Vytvoriť nové súhrnné hodnotenie produkčného potenciálu pôdy SR zoskupením BPEJ do 100-bodovej stupnice indexov produktivity (IP).
2. Vypracovať typologicko-produkčnú kategorizáciu potenciálu poľnohospodárskych pôd SR na princípe udržateľného vzťahu medzi vlastnosťami pôdy a spôsobmi jej využitia.
3. Vyhodnotiť ekonomické ukazovatele produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd (najmä rentabilita, nákladovosť, ziskovosť a iné).
4. Určiť korekčné koeficienty produkčného potenciálu pôdy s ohľadom na ochranu pôdy a iných prírodných zdrojov a vyhodnotiť ich pre podmienky SR (najmä s ohľadom na princíp znevýhodnených podmienok (LFA) podľa Nariadenia Rady Európy č. 1257/1999).
5. Vyhodnotiť potenciál neprodukčných funkcií poľnohospodárskych pôd stupnice indexov environmentálnych funkcií pôdy (IEF).
6. Spojením indexov produktivity a indexov environmentálnych funkcií pôdy vytvoriť systém indexov kvality pôdy SR (IK).

7. Všetky uvedené hodnotenia uložiť do databázy a informačného systému o pôdach SR (mierka 1 : 5 000). Následne vytvoriť názorné mapové interpretácie hodnotených parametrov.

Vypracovaný materiál stručne popisuje a parciálne vyhodnocuje výsledky nového hodnotenia poľnohospodárskych pôd SR. Ide o hodnotenie produkčného potenciálu, potenciálov neprodukčných funkcií a celkových potenciálov kvality pôdy.

Pre účely praktického uplatnia poznatkov o produkčnom potenciáli pôd bolo potrebné vykonať integrované hodnotenia pôdno-ekologických faktorov a vytvoriť jednoduchší medzinárodne zaužívaný systém založený na 100-bodovej stupnici hodnotenia produktivity pôdy (indexy produktivity). Vyššie hodnoty indexov produktivity (IP) vyjadrujú vyšší produkčný potenciál pôdy a naopak. Metodicky je príslušná problematika zvládnutá algoritmom na východiskovej báze 7-miestneho kódu BPEJ. Toto nové hodnotenie produkčného potenciálu pôd je už súčasťou GIS o pôde SR (VÚPOP Bratislava).

Využitie produkčného potenciálu pôd je v reálnych podmienkach ovplyvnené pôsobením limitujúcich faktorov. Tieto faktory môžu mať jednak prirodzený charakter (vychádzajú z pôdno-ekologických podmienok), alebo antropogénny charakter (sú dôsledkom organizačných obmedzení). Do prvej skupiny patria procesy vodnej erózie a pedokompakcie (zhuťňovania pôdy), ktoré ovplyvňujú rentabilitu poľnohospodárskej výroby okrem zníženia pôdnej úrodnosti aj obmedzením pestovania niektorých rizikových plodín a potrebou realizácie osobitných pôdoochranných agrotechnických postupov. Do druhej skupiny patria obmedzenia vyplývajúce z osobitného režimu hospodárenia v chránených územiach, chránených vodohospodárskych oblastiach a ochranných pásmach vodných zdrojov (obmedzenie používania agrochemikálií). Vo vzťahu k indexom produkčného potenciálu je možné tieto limitujúce faktory kvantifikovať vo forme korekčných koeficientov.

Spojením hodnotových parametrov produkčných a neprodukčných funkcií poľnohospodárskych pôd možno dospieť k hodnoteniu celkových stavov ich kvality. Koncentrovaným vyjadrením sú indexy kvality (IK) pôd plošne identifikované pre každé stanovište poľnohospodárskych pôd SR a sumárne aj pre celé územie SR.

Všetky uvedené hodnotenia sú vykonané na relatívne veľmi podrobnej báze informácií, čo umožňuje vytvárať individuálne, ale aj prienikové interpretácie prakticky pre každý hon našich poľnohospodárskych pôd SR. Tieto možnosti sú vytvorené za pomoci funkčného Geografického informačného systému o pôde SR (prevádzkovaný vo VÚPOP Bratislava). Uvedený systém je neobyčajne cenným výpovedným prostriedkom o našich poľnohospodárskych pôdach s relatívne rozsiahlym potenciálom využitia pre rezortné, ale aj mimorezortné potreby, vrátane požiadaviek súvisiacich so začleňovaním a v konečnom dôsledku aj členstvom SR v EÚ.

Treba však súčasne konštatovať, že vytvorený systém informatiky o pôdach SR si vyžaduje permanentné dopĺňovanie kvalifikovanými odborníkmi a za pomoci výkonnej (najmä počítačovej) techniky. K tomu treba vytvárať podmienky a to nielen v národnom záujme SR, ale aj v záujme dôstojnej účasti SR v sieti podobných systémov a pracovísk Európy (ale aj širšie).

Problémy a potreba zúrodňovania poľnohospodárskych pôd Prešovského kraja

Ján HALAS, Tadeáš LITAVEC, Monika GUTTEKOVÁ

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Reimanova 2, 080 02 Prešov

Abstrakt

Popri pretrvávajúcej tendencii znižovania výmery poľnohospodárskeho pôdneho fondu (PPF), vystupuje do popredia otázka kvality pôdy z hľadiska zabezpečenia potravinovej dostatočnosti štátu. Príspevok je venovaný problematike zúrodňovania poľnohospodárskych, predovšetkým orných pôd na príklade Prešovského kraja. Východiskovým materiálom bol súbor máp BPEJ v mierke 1:5 000 v digitálnom tvare. Skupiny ľahkých, kyslých, vodnou eróziou ohrozených, zhutnených a pre biologické zúrodňovanie vymedzených pôd boli vytvorené podľa hlavných pôdných jednotiek (HPJ). Z výsledkov vyplýva nevyhnutnosť venovať zvýšenú pozornosť otázke melioračného vápnenia, hnojenia pôd organickými hnojivami, protieróznym opatreniam, prevencii a odstraňovaniu nežiadúcej kompaktie pôdy. Jednotlivé zúrodňovacie opatrenia je potrebné vykonávať súbežne, podľa konkrétnych pôdno-klimatických a ekologických podmienok.

Kľúčové slová: pôda, zúrodňovanie, melioračné vápnenie, erózia, kompaktia pôdy, Prešovský kraj

Úvod

Z celkovej výmery Slovenska (4 904 tis. ha) pripadá na Prešovský kraj 896 tis. ha pôd, čo je približne 18,3 %. Z poľnohospodárskej pôdy Slovenska (2 441 tis. ha) Prešovský kraj zaberá plochu 393 tis. ha, čo je asi 16,1 %. Prevažná časť pôd kraja (72,5 %) sa viaže na horniny flyšového pásma (652 tis. ha).

Územie Prešovského kraja svojimi geomorfologickými, substrátovými a pôdnymi danosťami ovplyvňuje zábery poľnohospodárskej výroby v 13 okresoch, 664 obciach a 723 katastrálnych územiach.

Viac ako 50 % územia tvoria lesy a vodné plochy. Na poľnohospodársku pôdu pripadá 43,9 % územia, z čoho 45,8 % – 180 tis. ha zaberá orná pôda a až 54,2 % – 213 tis. ha zaberajú trvalé trávne porasty. Aj z tejto stručnej charakteristiky je zrejmé, že sa jedná o územie, ktoré z pohľadu poľnohospodárskej výroby môžeme označiť ako územie marginálne. Celková štruktúra PPF je prezentovaná v tabuľke 1.

Prirodzená produkčná schopnosť pôd v pestrých klimatických a geomorfologických podmienkach Prešovského kraja je veľmi rozdielna. Do súboru faktorov, ktoré negatívne ovplyvňujú úrodnosť pôd patria predovšetkým chladnejšia klíma, vyššia humidita, minerálne chudobné pôdotvorné substráty, nedostatočný obsah prístupného fosforu, nižšie hodnoty sorpčnej schopnosti pôd, vysoká pôdna acidita, nízky obsah humusu s nedostatočnou kvalitou, nestabilná štruktúra, nízka vodopriepustnosť, členitosť terénu a výrazná vodná erózia.

Túto širokú škálu prirodzených obmedzujúcich faktorov úrodnosti možno eliminovať pomocou agrotechnických, agrochemických, agrobiologických a protieróznych zúrodňovacích opatrení, ktoré súčasne prispievajú k trvalej udržateľnosti a produkčnej schopnosti pôdy, ako aj k dosiahnutiu požadovanej kvantity a kvality produktov poľnohospodárskej výroby.

Materiál a metódy

Pri spracovávaní riešenej problematiky boli pre potreby zúrodňovania hlavne orných pôd vymedzené ľahké pôdy, pôdy s kyslou pôdnou reakciou, pôdy určené pre biologické zúrodňovanie, ohrozené vodnou eróziou a zhutnené pôdy. Využili sme pritom dostupné metodiky pre zúrodňovanie pôd alebo vlastné, vytvorené na základe nadobudnutých skúseností. Východiskovým podkladom bol súbor máp BPEJ v digitálnom tvare pre Prešovský kraj, ktorého správcom je VÚPOP. Zo spracovania boli vopred vyčlenené gleje, kontaminované a zasolené pôdy, vyžadujúce osobitný prístup a uplatnenie špecifických zúrodňovacích opatrení.

Vymedzenie:

Ľahké pôdy – súbor zahŕňa pôdy piesočnaté a hlinitopiesočnaté, hlboké až stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité, na svahoch do 12° – „lepšie orné pôdy“

Pôdy s kyslou pôdnou reakciou – sú to pôdy variabilnej zrnitosti, hlboké až stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité, na svahoch do 12° – „lepšie orné pôdy“. Rozčlenené boli podľa HPJ na pôdy slabo kyslé a kyslé.

Pôdy určené pre biologické zúrodňovanie – súbor pôd bol vyčlenený podľa kategorizácie BPEJ z hľadiska produkčného potenciálu pôd pre účely bilancovania pôdnej organickej hmoty, stanovenia potreby organického hnojenia a priemerných ročných strát organického uhlíka z pôdy v $t\ C\ ha^{-1}$. Pôdy boli rozčlenené do 3 kategórií.

Pôdy ohrozené vodnou eróziou – boli vymedzené podľa metodiky VÚPOP.

Zhutnené pôdy – podľa metodiky pre zúrodňovanie zhutnených pôd. Modifikovaný súbor bol vymedzený podľa HPJ, zahŕňa pôdy hlboké až stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité vo vybraných klimatických regiónoch podľa úhrnu zrážok, na svahoch do 12° . Rozdelený bol na pôdy primárne zhutnené ťažké až veľmi ťažké a pôdy potenciálne zhutnené stredne ťažké (prachovité) v podornici spravidla so zvýšeným obsahom ílu so zníženou priepustnosťou pôdneho profilu.

Zhutnené pôdy – súbor vytvorený na základe vlastnej metodiky bol vymedzený podľa HPJ. Zahŕňa pôdy hlboké až stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité vo všetkých klimatických regiónoch, so svahovitosťou do 12° . Rozdelený bol na pôdy primárne zhutnené ťažké až veľmi ťažké a pôdy potenciálne zhutnené stredne ťažké so zhutnenou vrstvou v pôdnom profile vytvorenou čiastkovými pôdotvornými procesmi – ilimerizácia, pseudoglejovatenie, glejovatenie.

Výsledky a diskusia

Na analýzu problémov a potrebu zúrodňovania bol využitý súbor poľnohospodárskych pôd lokalizovaných v Prešovskom kraji. Dosiahnuté výsledky sú prezentované v tabuľkách 2 až 7 a príslušných mapách.

Lahké pôdy – zistený bol 1,2 % podiel z výmery ornej pôdy, čo môžeme považovať za zanedbateľný, nie limitujúci fenomén v zúrodňovaní pôd.

Eliminačné opatrenia zahŕňajú komplex pozostávajúci z technických meliorácií (závlahy, protierózne zariadenia), z agromeliorácií, z komplexu diferencovanej agrotechniky (obrábanie pôdy, oševné postupy a hnojenie zvlášť organickými hnojivami) a optimalizácie prírodných a výrobných podmienok.

Jedným z účinných systémov zúrodnenia ľahkých piesočnatých pôd je riešenie tohoto problému s využitím melioračného efektu vodného skla v komplexe melioračných dávok minerálnych sorbentov (bentonit, íl) a hnojovice. Uplatnením tejto metódy dochádza ku zásadným kvalitatívnym zmenám v priebehu pôdných procesov. Zastavuje sa, alebo zásadne spomaľuje deštruktívny proces. Dochádza ku zaktivizovaniu organickej a minerálnej zložky pôdy, a tým ku zefektívneniu funkčnosti celého pôdného systému. Vysoká je nielen účinnosť, ale aj trvácnosť dosiahnutých zmien a ich efekt na zvýšenie produkčného potenciálu takto ošetrovaných pôd.

Pôdy s kyslou pôdnou reakciou – v analyzovanom súbore tvorí zastúpenie slabo kyslých orných pôd 9,7 % z výmery poľnohospodárskej pôdy (p.p.), čo je 21,1 % z výmery ornej pôdy (o.p.). Kyslých orných pôd je 25,7 % z výmery p.p. a až 56,2 % z výmery o.p., čo zodpovedá 101 tis. ha. Zistené údaje je potrebné podporiť výsledkami agrochemického skúšania pôd vykonávaného ÚKSUP-om.

Zúrodňovanie spočíva v aplikácii melioračných dávok vápenatých materiálov do pôd s pH $\leq 5,5$. Približná dávka $2,5 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ CaO, zodpovedá celkovej spotrebe 253 tis. t CaO. Údaj poukazuje na aktuálnosť a nevyhnutnosť venovať tejto oblasti zúrodňovania patričnú pozornosť.

Pôdy vyčlenené pre biologické zúrodňovanie – z dosiahnutých výsledkov je čitateľné veľmi nízke zastúpenie vysoko produkčných pôd s nízkymi stratami organického uhlíka. Táto prvá skupina nie je zastúpená ani jedným percentom. Stredne produkčných pôd s vyššou stratou organického C je 7,9 % z výmery p.p. a menej produkčných je až 80,3 % z výmery p.p.

Zvyšovanie úrodnosti pôdy aplikáciou organických nekontaminovaných hmôt sa v súčasnosti ukazuje ako jeden z limitujúcich faktorov. Eliminačné opatrenia spočívajú v aplikácii hlavne maštalného hnoja (MH) v dávkach $20 - 50 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, biokompostov, zeleného hnojenia. Rovnako je potrebné využívať zaorávku porezanej slamy (obzvlášť na ťažkých pôdach) a ostatných pozberových zvyškov s pridaním 10 kg N a 3 kg P na každú tonu zaoranej slamy.

Pôdy ohrozené vodnou eróziou – s geomorfologickými, fyzikálnymi i hydrologickými podmienkami územia úzko súvisia procesy degradácie pôd vplyvom vodnej erózie. Z tabuľky vidieť, že štvrtina pôdného fondu je stredne a silne ohrozená vodnou eróziou, ide prevažne o orné pôdy. Veľmi silno ohrozených pôd je 42,9 % z výmery PPF, pričom asi polovicu výmery tvoria trvalé trávne porasty, kde je pôda chránená celoročným rastlinným krytom.

V protieróznej ochrane je potrebné uprednostňovať biologické opatrenia pred opatreniami technickými. Ako najefektívnejšie a najaktuálnejšie sa javí systém ochranných agrotechnických opatrení založený na:

- rotácií plodín s ochranným účinkom,

- kombinácii mulčovacej medziplodiny a bezorbovej technológie,
- vrstevnicovej agrotechnike.

Zhutnené pôdy – z hodnotenia vyplýva, že 17,7 % výmery p.p. a 38,5 % výmery o.p. je primárne a potenciálne zhutnených podľa modifikovanej metodiky vo vybratých klimatických regiónoch podľa úhrnu zrážok. Podľa vlastnej metodiky je primárne a potenciálne zhutnených pôd vo všetkých klimatických regiónoch 31,4 % z výmery p.p. a až 68,4 % z výmery o.p., pričom až 29,1 % v prvom prípade a 52,2 % v druhom prípade sa na celkovom zhutnení podieľajú potenciálne zhutnené stredne ťažké pôdy.

Ako je zložitý a mnohotvárný proces zhutňovania pôd, tak náročná je aj náprava jeho dôsledkov. Komplexné riešenia problému nadmerného zhutňovania pôd preto treba hľadať predovšetkým v preventívnych opatreniach, ktoré umožňujú predchádzať tomuto problému. Tu jednoznačne platí zásada: „lepšia prevencia ako kúra“. K najdôležitejším preventívnym opatreniam patrí udržanie dobrého fyzikálneho stavu pôd založeného na vysokej autoregulačnej schopnosti pôd. K ďalším opatreniam patrí vykonávanie jednotlivých agrotechnických úkonov pri optimálnej vlhkosti, uplatnenie minimalizačných a bezorbových technológií tam, kde to podmienky dovoľujú, obmedzenie dopravy po poli, využitie koľajových riadkov, využívanie dvojmontáží a nízkotlakých pneumatík – hlavne v jarnom období, optimalizácia tvaru a veľkosti honov. Ako veľmi vhodné a efektívne z hľadiska prevencie sa javí zaradenie pestovania hlbokokoreniacich rastlín do osevných postupov. Na odstránenie už nežiadúceho zhutnenia na hlbokých pôdach so zhutnenou podornicou môžeme použiť hĺbkové kyprenie do hĺbky 0,6 – 0,8 m. Pri hĺbkovom kyprení je potrebné dodržiavať vzdialenosť rýh rovnajúcu sa maximálne dvojnásobku hĺbky urobenej kypriacimi telesami. Na pôdach so stredne hlbokou orniciou a zhutnenou podornicou sa môže použiť dlátovanie alebo hlboká orba s podrývaním, doplnená intenzívnym hnojením organickými a priemyselnými hnojivami.

Ako doplnkové stabilizačné zásahy, ktoré predlžujú účinok mechanických kypriacich zásahov alebo zlepšujú odolnosť pôdnych agregátov proti plastickým deformáciám sa môžu použiť: vápnenie pôdy, hnojenie organickými hnojivami, pestovanie ďatelínovín, zaorávanie slamy. Zúrodňovacie zásahy je najlepšie vykonávať v auguste a septembri, pri nižšej pôdnej vlhkosti.

Záver

Spracovaná téma „Problémy a potreba zúrodňovania poľnohospodárskych pôd Prešovského kraja“ sa javí ako pre súčasnosť aktuálna najmä z hľadiska trvalo udržateľných sústav hospodárenia na pôde, hoci sa vo všeobecnosti tejto problematike venuje v ostatnom období malá pozornosť, o čom svedčia aj chýbajúce nové poznatky z oblasti vedy a výskumu, aj napriek badateľnému zhoršovaniu niektorých pôdnych parametrov, čo vyplýva aj z výsledkov čiastkového monitorovacieho systému pôd a hodnotiacej správy o vývoji vlastností pôd SR poukazujúcej na zhoršovanie fyzikálnych vlastností, predovšetkým černoziemí, hnedozemí a čiernic (najmä zhutňovanie), znižovanie zásob humusu, obsahu živín v pôdach a acidifikácie pôd. Posledná oblasť je potvrdená aj publikovanými výsledkami agrochemického skúšania pôd.

Dosiahnuté výsledky môžeme sformulovať do nasledovných záverov:

- Problematika zúrodňovania ľahkých pôd sa dotýka zanedbateľnej výmery analyzovaného územia a nie je potrebné venovať jej zvýšenú pozornosť.
- Dôležitým momentom je zúrodnenie kyslých pôd aplikáciou melioračných dávok vápenatých hmôt, pri využití 60 % štátnej dotácie.
- Významným bodom je potreba biologického zúrodňovania aplikáciou organických hmôt do pôdy.
- Z hľadiska protieróznej ochrany pôd je nevyhnutné v praxi uplatniť už dôverne známe protierózne postupy.
- Po dôkladnej analýze lokality, v súlade s konkrétnymi pôdno-klimatickými podmienkami vykonávať zúrodňovanie zhutnených pôd s následnými stabilizačnými opatreniami.

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.

Samotná zúrodňovacia technológia má byť teda volená tak, aby sa ňou dosiahlo **komplexné zúrodnenie**, ktoré účinne zapôsobí na všetky negatívne vlastnosti pôdneho profilu, čím sa dosiahne aj požadované zvýšenie úrodnosti pôdy premietajúce sa celkovým zvýšením kvantity aj kvality dosahovanej produkcie.

Literatúra

- BUJNOVSKÝ R., HLOLOBRADÝ K., 1997: Metodika úpravy kyslej pôdnej reakcie vápnením. VÚPÚ, Bratislava, 30 s.
- JAMBOR P., ILAVSKÁ B., 1997: Protierózne obrábanie pôdy (metodika) MP SR Bratislava, 35 s.
- JURČOVÁ O., BIELEK P., 1997: Metodika bilancie pôdnej organickej hmoty a stanovenia potreby organického hnojenia. VÚPÚ, Bratislava, 154 s.
- MATI R., RINÍK E., ŠOLTÝSOVÁ B., 1998: Agroekologické aspekty zúrodňovania pôd Východoslovenskej nížiny. In: zborník Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a protierózna ochrana. VÚPOP, Bratislava, s. 179 – 186.
- ŠEVČÍK L., 1998: Zvyšovanie úrodnosti ľahkých pôd. In: zborník Trvalo udržateľná úrodnosť pôdy a protierózna ochrana. VÚPOP, Bratislava, s. 225 – 228.
- VILČEK J., 1999: Modely využitia poľnohospodárskych pôd severovýchodného Slovenska. VÚPOP, Bratislava, 144 s.
- VÚPOP: Súbor máp BPEJ v digitálnom tvare pre Prešovský kraj
- ZRUBEC F., 1997: Metodika zúrodnenia zhutnených pôd. VÚPÚ, Bratislava, 31 s.

Prílohy

Tabuľka 1 Štruktúra pôdneho fondu Prešovského kraja

DRUH POZEMKU	výmera v ha	podiel z celkovej výmery v %	podiel z výmery p.p. v %
Celková výmera	895 952	100	-
Poľnohospodárska pôda	393 231	43,9	100
Orná pôda	180 100	20,1	45,8
Trvalé trávne porasty	213 131	23,8	54,2
Lesy	445 540	49,7	-
Vodné plochy	4 614	0,5	-
Ostatná pôda	10 528	1,2	-
Zastavaná plocha	42 040	4,7	-

Tabuľka 2 Zastúpenie ľahkých pôd

PÔDNY DRUH	výmera v ha	podiel z ornej pôdy v %	podiel z p. p. v %
Ľahké pôdy	2 088	1,2	-
Ostatné pôdy	391 143	-	100,0

Tabuľka 3 Zastúpenie pôd podľa pôdnej reakcie (pH)

KATEGÓRIA pH	výmera v ha	podiel z ornej pôdy v %	podiel z p. p. v %
Slabo kyslé orné pôdy	38 036	21,1	9,7
Kyslé orné pôdy	101 151	56,2	25,7
Bez udania pH	254 045	-	64,6

Tabuľka 4 Zastúpenie pôd určených pre biologické zúrodňovanie

KATEGÓRIA PÔD A STRÁT ORGANICKÉHO C v t.ha ⁻¹	výmera v ha	podiel z ornej pôdy v %	podiel z p. p. v %
Vysoko produkčné pôdy	807	-	0,1
Stredne produkčné pôdy	30 994	17,2	7,9
Menej produkčné pôdy	315 594	-	80,3
TTP	45 837	-	11,7

Tabuľka 5 Zastúpenie pôd ohrozených vodnou eróziou

STUPEŇ OHROZENIA VODNOU ERÓZIOU	výmera v ha	podiel z p. p. v %
Neohrozené a slabo-ohrozené pôdy	27 291	6,9
Stredne ohrozené pôdy	98 478	25,1
Silno ohrozené pôdy	98 779	25,1
Veľmi silno ohrozené pôdy	168 684	42,9

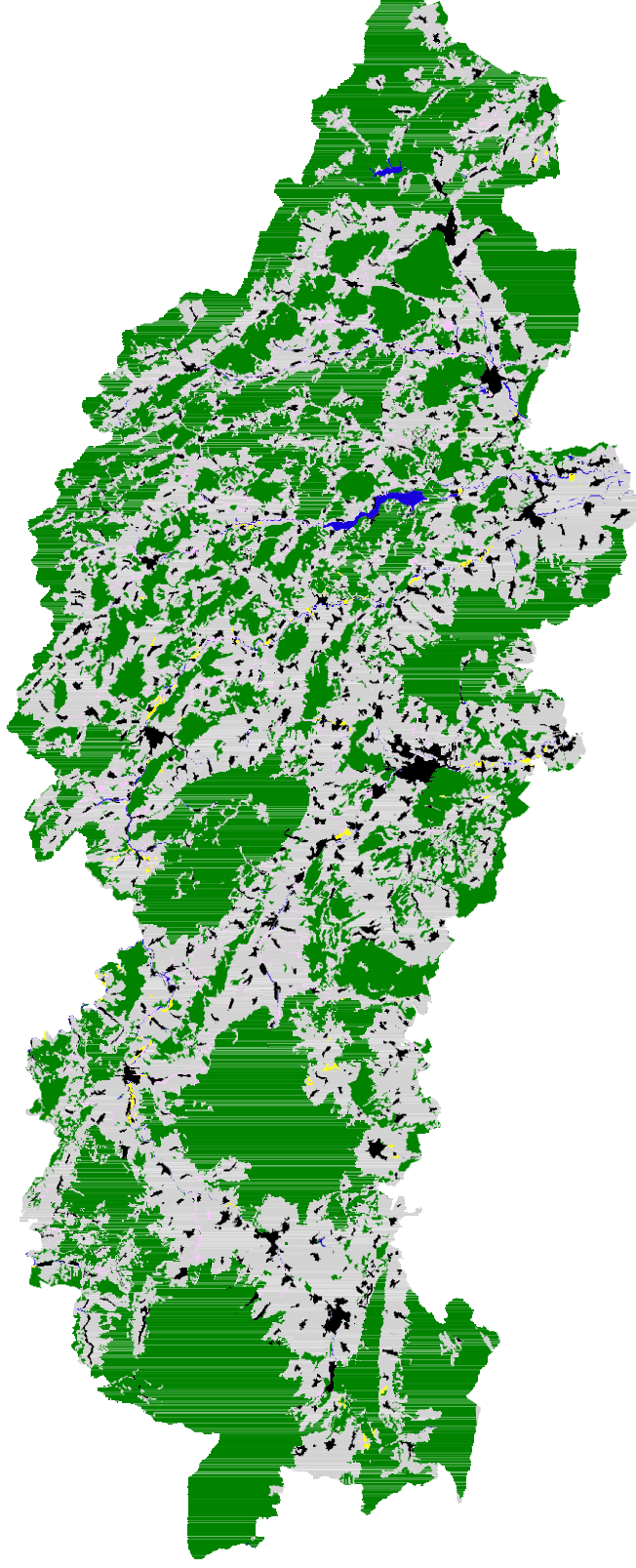
Tabuľka 6 Zastúpenie zhutnených pôd podľa modifikovanej metodiky

KATEGÓRIA ZHUTNENÝCH PÔD	výmera v ha	podiel z o. p. v %	podiel z p. p. v %
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, stredne hlboké a slabo skeletovité orné pôdy	14 888	8,3	3,8
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, hlboké a stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité orné pôdy	15 530	8,6	4,0
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, hlboké a bezskeletovité orné pôdy	22 006	12,2	5,6
Primárne zhutnené ťažké, stredne hlboké a slabo skeletovité orné pôdy	5 871	3,3	1,5
Primárne zhutnené ťažké, hlboké a stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité orné pôdy	4 638	2,6	1,2
Primárne zhutnené ťažké, hlboké a bezskeletovité orné pôdy	6 311	3,5	1,6

Tabuľka 7 Zastúpenie zhutnených pôd podľa vlastnej metodiky

KATEGÓRIA ZHUTNENÝCH PÔD	výmera v ha	podiel z o. p. v %	podiel z p. p. v %
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, stredne hlboké a slabo skeletovité orné pôdy	20 350	11,3	5,2
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, hlboké a stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité orné pôdy	24 668	13,7	6,3
Potenciálne zhutnené stredne ťažké, hlboké a bezskeletovité orné pôdy	49 025	27,2	12,5
Primárne zhutnené ťažké, stredne hlboké a slabo skeletovité orné pôdy	8 819	4,9	2,2
Primárne zhutnené ťažké, hlboké a stredne hlboké, bezskeletovité a slabo skeletovité orné pôdy	9 087	5,0	2,3
Primárne zhutnené ťažké, hlboké a bezskeletovité orné pôdy	11 322	6,3	2,9

Mapa lokalizácie ľahkých poľnohospodárskych pôd v Prešovskom kraji.

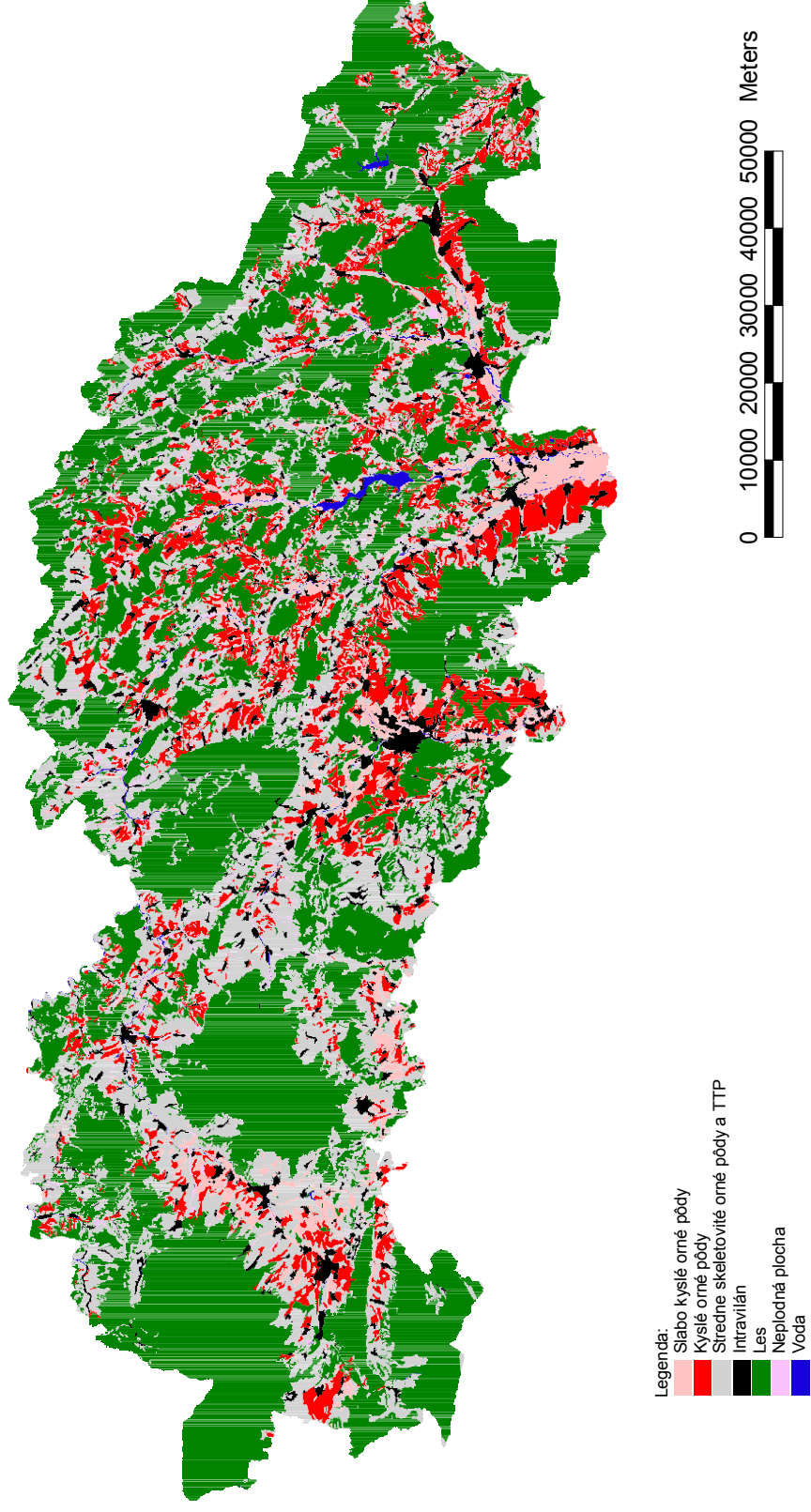


Legenda:

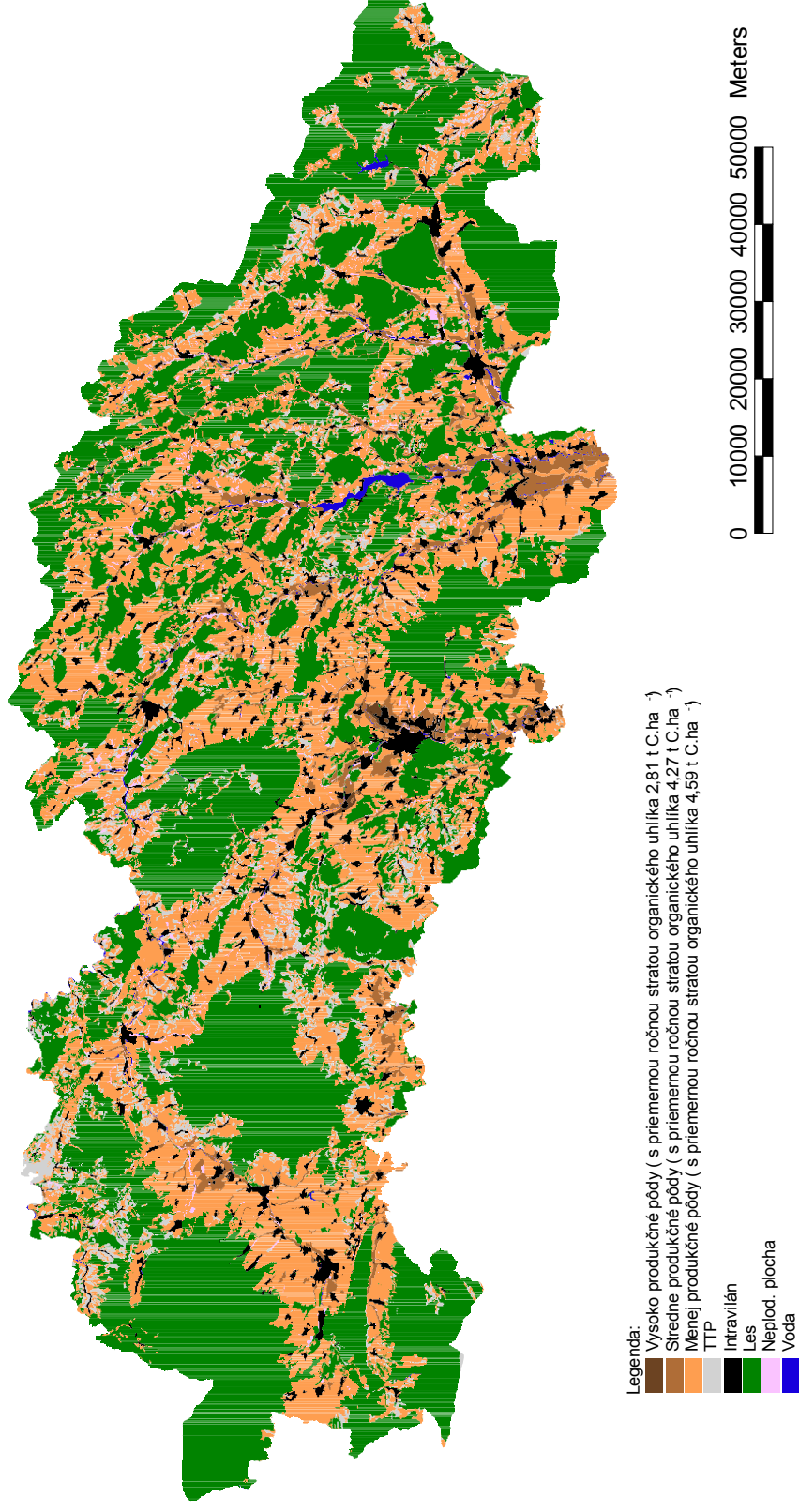
Yellow	Ľahké orné pôdy
Grey	Stredne skeletovité orné pôdy a TTP
Black	Intravilán
Green	Les
Purple	Neplodná plocha
Blue	Voda

0 10000 20000 30000 40000 50000 Meters

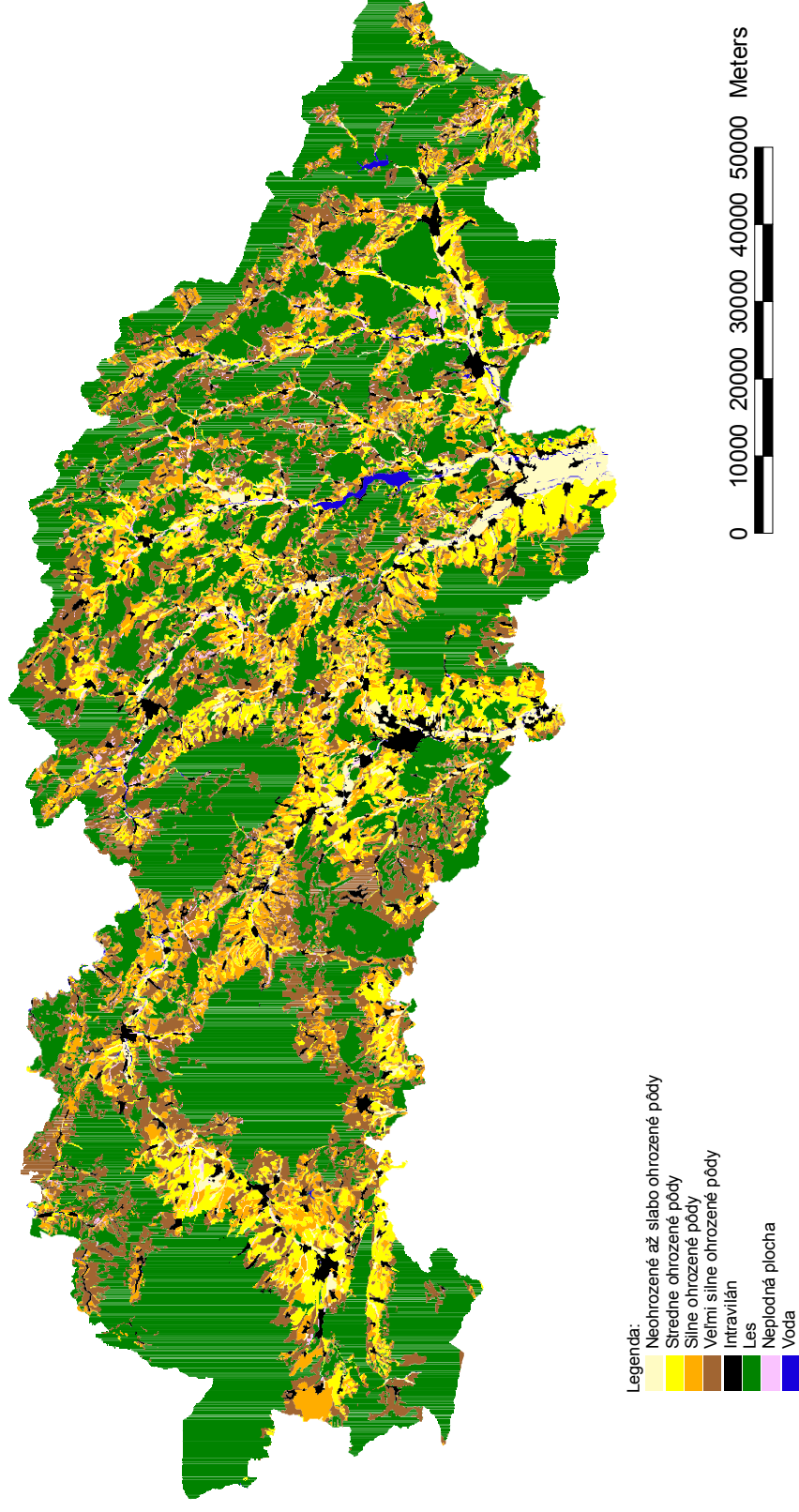
Mapa pôdnej reakcie poľnohospodárskych pôd v Prešovskom kraji podľa vlastnej metodiky.



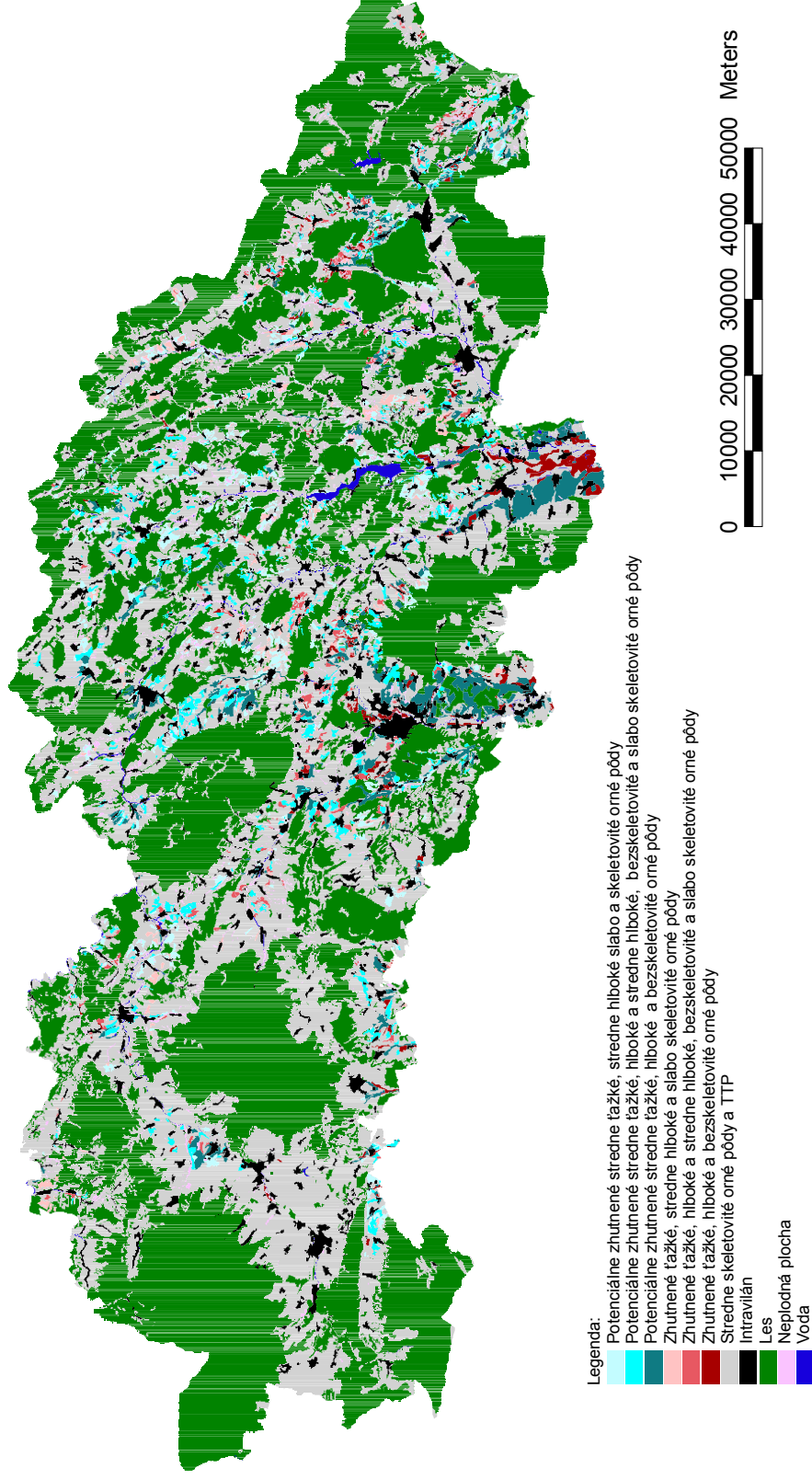
Mapa pôd určených pre biologické zúrodňovanie poľnohospodárskych pôd v Prešovskom kraji.



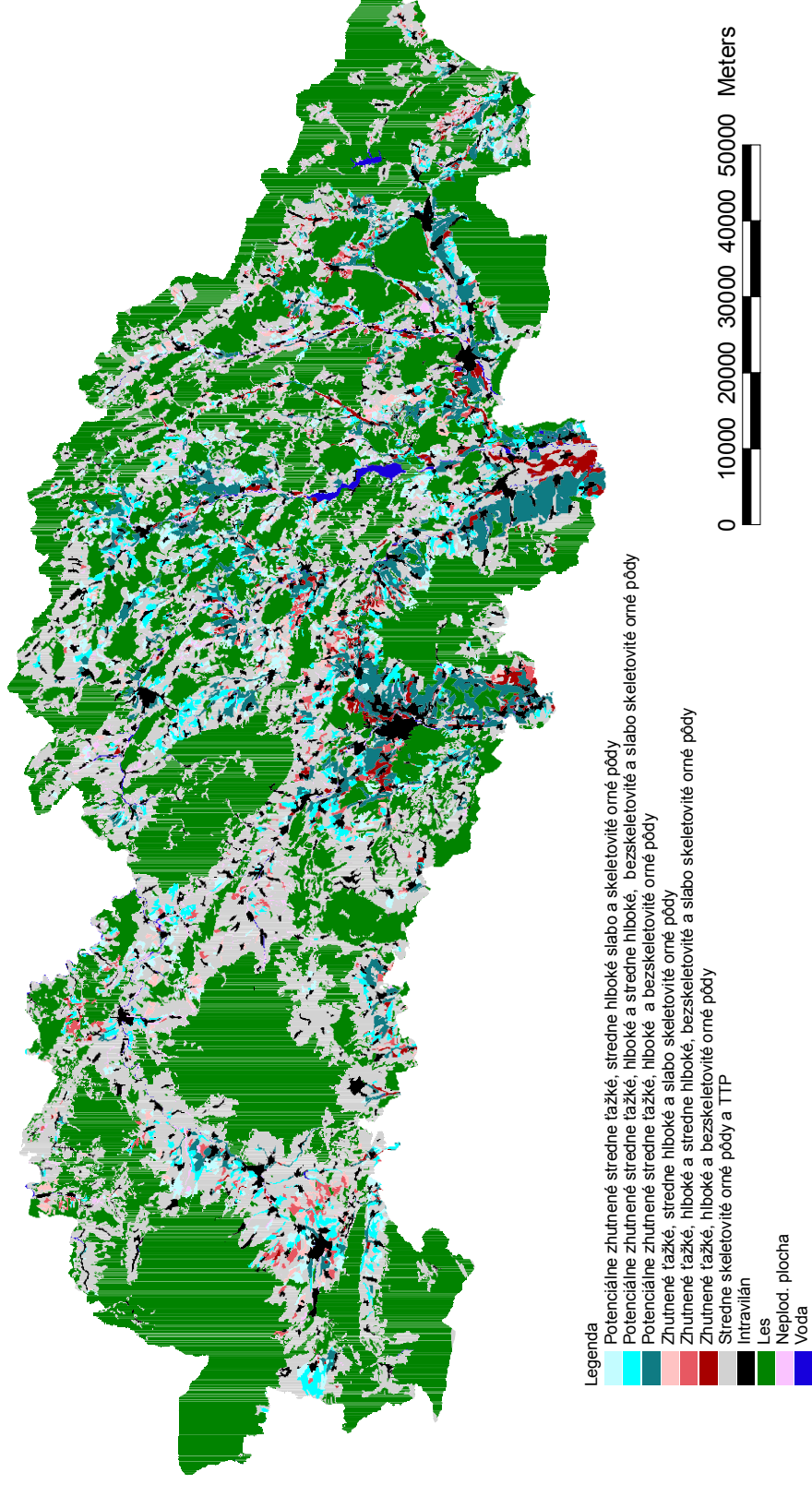
Mapa eróznjej ohrozenosti poľnohospodárskych pôd v Prešovskom kraji.



Mapa zhutnenia poľnohospodárskych pôd v Prešovskom kraji podľa metodiky VÚPOP.



Mapa zhutnenia poľnohospodárskych pôd v Prešovskom kraji podľa vlastnej metodiky.



Krátka štúdia parametrov nábojovej charakteristiky lesnej a ornej pôdy

Juraj CHLPÍK, Anton ZAUJEC

Katedra pedológie a geológie, Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre

Úvod

Veľmi špecifickou a časovo mladou súčasťou pôdnej chémie je analýza vlastností nábojových charakteristík pôdných koloidov. Tieto parametre pomáhajú dotvárať obraz o zložitosti pôdneho prostredia a poskytujú široké možnosti uplatnenia vo vzťahu k ďalším chemickým vlastnostiam (Sakurai, Nakamura, Kyuma, 1991). Pôda ako zložitý a heterogénny systém je permanentne ovplyvňovaný množstvom faktorov, ktoré určujú jej jednotlivé vlastnosti. Preto je skúmanie parametrov nábojovej charakteristiky pôdneho koloidného komplexu v takýchto heterogénnych prostrediach mimoriadne zložitá (Gillman, Uehara, 1980). Najvýraznejšie sa prejavuje vplyv organickej hmoty (kvantita a kvalita), vplyv hydratovaných oxidov Al a Fe, karbonátov, zrnitostného zloženia, pôdnej reakcie, ... (Upendra, Uehara, 1989).

Mimoriadny vplyv na stanovenie hodnoty nábojových charakteristík pôdných koloidov má aj spôsob prípravy pôdnej vzorky (Anderson, Sposito, 1992) a výber metódy pre ich stanovenie (La-mas, Torres Sanchez, 1998).

Kľúčové slová: izoelektrický bod, pôdny humus, nábojová charakteristika, potenciometrické titrácie

Materiál a metóda

Základné parametre nábojovej charakteristiky pôdneho koloidného komplexu boli skúmané v rámci riešenia grantu VEGA č. 1/8166/01, v pôdných vzorkách odobratých z diagnostických horizontov dvoch pôdných typov, v lokalite Cabaj-Čápor, nachádzajúcej sa v geomorfologickej jednotke Nitrianska pahorkatina. Sonda č. 1 bola umiestnená na ornej pôde, sonda č. 2 pod lesným porastom. Pôdny predstaviteľ v oboch lokalitách bol klasifikovaný ako subtyp černozeme – černozem hnedozemná (ČMh).

Odber pôdných vzoriek bol urobený štandardným spôsobom, na analýzy sa použila jemnozerná bez akejkoľvek úpravy.

V pôdných vzorkách sme analyzovali nasledovné parametre:

1. zrnitostné zloženie – pipetovacia metóda
2. aktívna a výmenná pôdna reakcia – (pH/H₂O, pH/KCl) – potenciometricky
3. obsah uhličitanov – objemová metóda
4. suma výmenných bázičných kationov (S) – Kappenova metóda

5. hydrolytická acidita (Ha) – titračne
6. celková sorpčná kapacita (T) – výpočtom: $T = S + Ha$
7. stupeň nasýtenosti sorpčného komplexu bázičnými kationmi (V) – výpočtom:
 $V = S/T \times 100 \%$
8. obsah organického uhlíka a humusu – Ľurinova metóda
9. kvalitatívne zloženie humusových látok – metóda Konovovej a Beľčíkovej
10. obsah výmenných bázičných kationov (Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , Na^+) – vo výluhu
1 M $CH_4 COONH_4$.

Parametre nábojovej charakteristiky v pôdnych vzorkách sme robili metódou potenciometrických titrácií podľa Sakuraia, Ohdateho a Kyumu (1988):

11. ZPC (hodnota pH pri nulovom bode náboja): graficky z titračných kriviek
12. δp (zostatkový náboj v $cmol/p^+/kg^{-1}$): graficky z titračných kriviek
13. ψ_o (povrchový potenciál) výpočtom z Nernstovej rovnice: $\psi_o = 59 (ZPC - pH/H_2O)$ v mV pri teplote 25 °C
14. ΔpH výpočtom zo vzťahu: $\Delta pH = pH/KCl - pH/H_2O$

Analýzy pôdnych vzoriek sme robili v troch opakovaniach a priemerné hodnoty uvádzame v tabuľkách 1 – 5.

Výsledky

Získané výsledky mechanických a chemických vlastností analyzovaných pôdnych vzoriek sú uvádzané v tabuľkách 1 – 4:

Tabuľka 1 Zrnitostné zloženie

Sonda	Horizont Hĺbka (m)	Zrnitostné frakcie (mm) v %					
		< 0,001	0,001 – 0,01	0,01 – 0,05	0,05 – 0,25	> 0,25	
		1. fr.	2. fr.	3. fr.	4. fr.	5. fr.	
Orná pôda	Akp 0,0 – 0,18	15,35	20,73	37,20	24,82	1,90	36,08
	Am 0,18 – 0,35	17,71	19,14	34,30	27,96	0,89	36,85
	Bt 0,35 – 0,50	11,68	24,88	33,74	29,32	0,38	36,56
	Cc 0,50 –	8,40	20,28	35,22	34,45	1,64	28,68
Les	Am 0,0 – 0,50	13,69	15,64	35,05	33,21	2,41	29,33
	A(Bt)C 0,56 – 0,80	14,18	14,22	33,88	34,22	3,50	28,4
	Cc 0,81 –	13,64	14,92	36,68	34,13	0,63	28,56

Tabuľka 2 Pôdna reakcia a obsah uhličitanov

Sonda	Horizont hĺbka (m)	pH		CaCO ₃ %
		H ₂ O	KCl	
Orná pôda	Akp 0,0 – 0,18	7,95	7,08	1,00
	Am 0,18 – 0,35	7,69	7,07	0,80
	Bt 0,35 – 0,50	7,88	7,35	1,00
	Cc 0,50 –	8,07	7,44	14,20
Les	Am 0,0 – 0,50	4,73	3,98	0,00
	A(Bt)C 0,56 – 0,80	4,21	3,32	0,00
	Cc 0,81 –	7,76	7,31	16,44

Tabuľka 3 Ukazovatele sorpčnej schopnosti

Sonda	Horizont hĺbka (m)	mmol(p ⁺).kg ⁻¹			V (%)
		S	Ha	T	
Orná pôda	Akp 0,0 – 0,18	222,30	1,68	223,98	99,25
	Am 0,18 – 0,35	244,80	2,10	246,90	99,15
	Bt 0,35 – 0,50	167,70	0,74	168,44	99,56
	Cc 0,50 –	160,55	0,87	161,42	99,46
Les	Am 0,0 – 0,50	171,80	20,20	192,00	89,40
	A(Bt)C 0,56 – 0,80	133,10	22,80	155,90	85,50
	Cc 0,81 –	216,00	10,12	226,12	95,60

Tabuľka 4 Kvalitatívne a kvantitatívne ukazovatele humusu

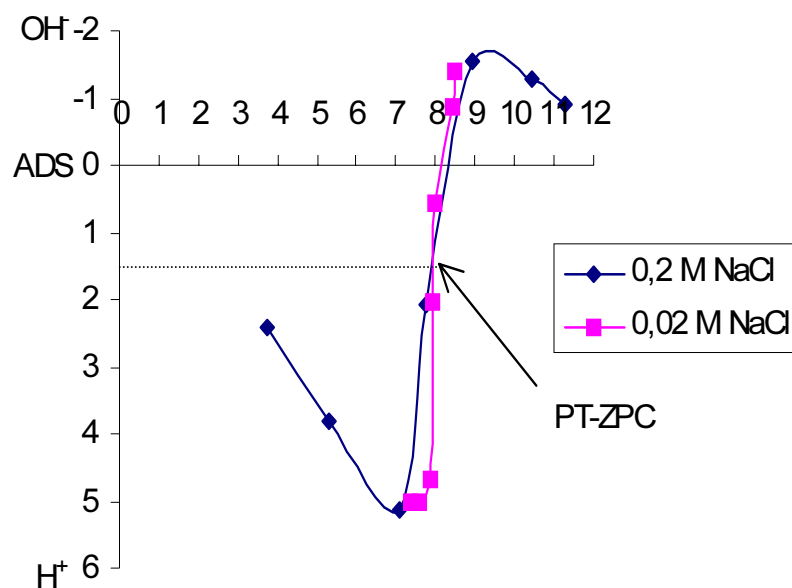
Sonda	Horizont hĺbka (m)	Cox %	Hm %	HK Σ	FK Σ	HK/FK
Orná pôda	Akp 0,0 – 0,18	1,15	1,98	31,31	34,16	0,917
	Am 0,18 – 0,35	0,90	1,55	30,45	29,46	1,034
	Bt 0,35 – 0,50	0,49	0,84	25,41	46,72	0,544
	Cc 0,50 –	0,24	0,41	24,22	47,12	0,512
Les	Am 0,0 – 0,50	2,55	4,40	23,31	35,95	0,65
	A(Bt)C 0,56 – 0,80	1,24	2,14	26,45	33,35	0,79
	Cc 0,81 –	0,77	1,33	17,76	32,37	0,54

Tabuľka 5 Hodnoty parametrov nábojovej charakteristiky

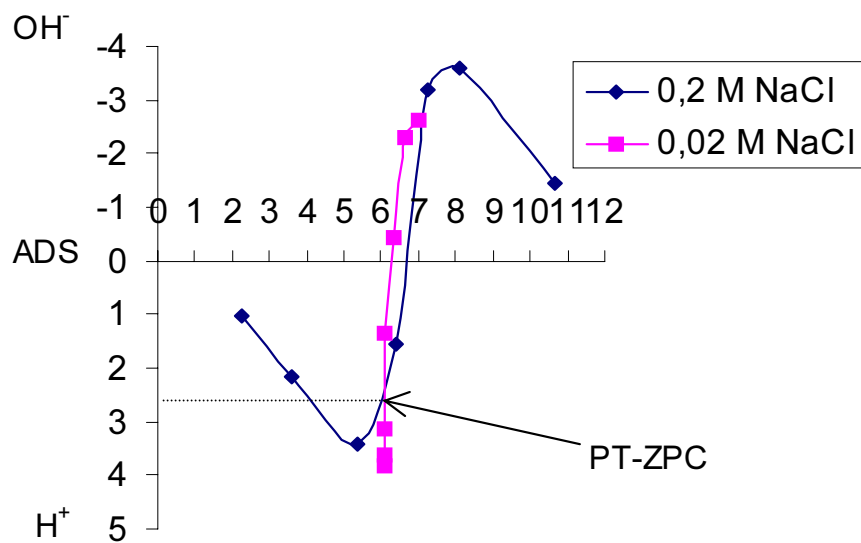
Sonda	Horizont hĺbka (m)	PT-ZPC	σp (mmol.kg ⁻¹)	ψo (mV)	ΔpH
Orná pôda	Am 0,0 – 0,35	7,95	+1,50	+7,67	+0,75
	Bt 0,35 – 0,50	7,95	+1,00	+4,13	+0,53
	Cc 0,50 –	8,30	+2,20	+13,57	+0,63
Les	Am 0,00 – 0,50	6,20	+2,65	+86,73	+0,75
	A(Bt)C 0,56 – 0,80	5,55	+0,80	+79,06	+0,89
	Cc 0,81 –	7,80	+1,20	+2,36	+0,45

Všetky uvedené výsledky sú získané na základe konštrukcie potenciometrických titračných kriviek uvádzaných v obrázkoch 1 – 6:

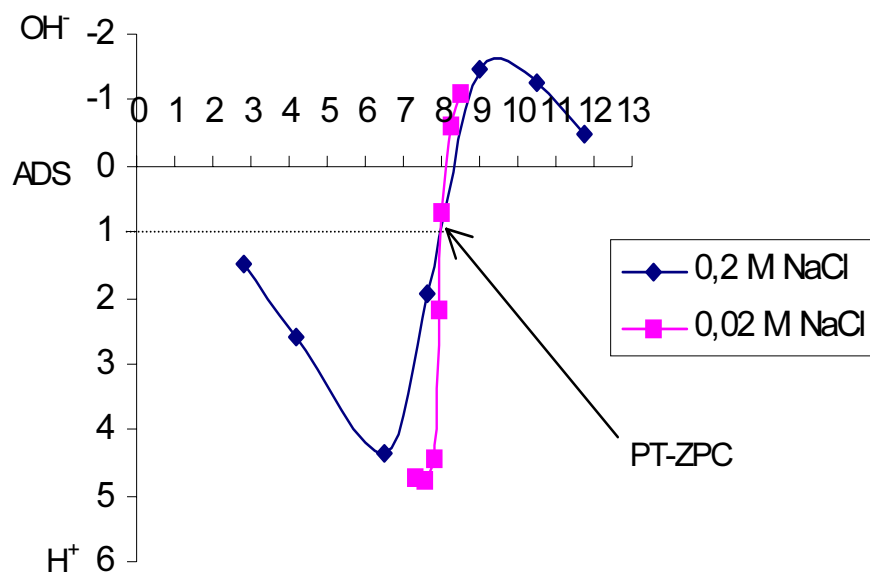
Obr. 1 Cabaj-Čapor – potenciometrické titrácie – A-horizont – orná pôda



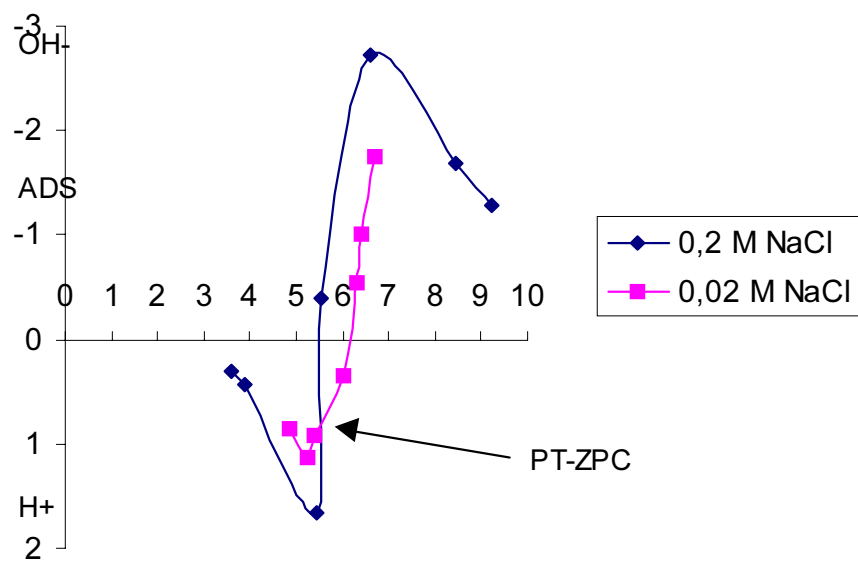
Obr. 2 Cabaj-Čapor – potenciometrické titrácie – A-horizont – les



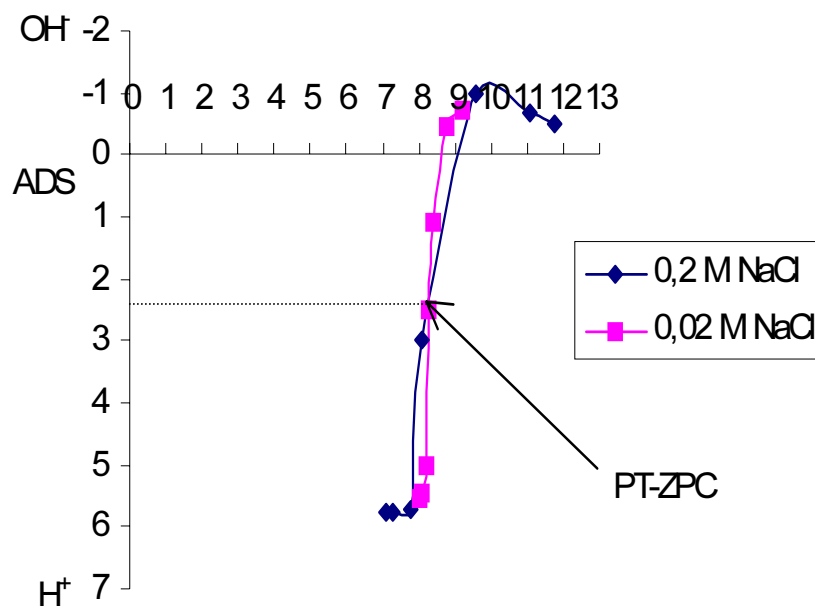
Obr. 3 Cabaj-Čapor – potenciometrické titrácie – B-horizont – orná pôda



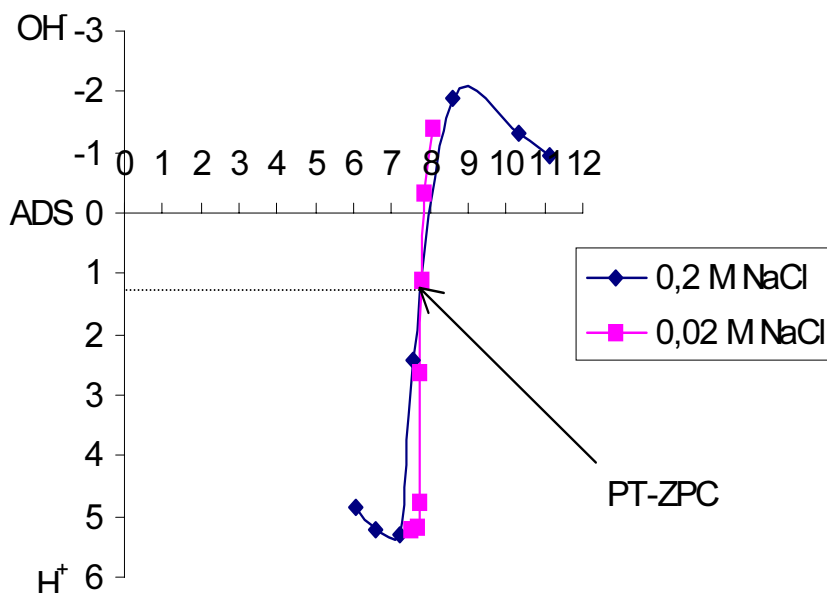
Obr. 4 Cabaj-Čapor – potenciometrické titrácie – B-horizont – les



Obr. 5 Cabaj-Čapor – potenciometrické titrácie – C-horizont – orná pôda



Obr. 6 Cabaj-Čapor – potenciometrické titrácie – C-horizont – les



Diskusia

Hodnotenie základného ukazovateľa nábojovej charakteristiky – ZPC, v dvoch geneticky podobných predstaviteľoch dokumentujú zhodu s výsledkami publikovaných prác mnohých autorov (GILLMAN, 1985, BASU et al., 1986), ktorí uvádzajú, že pokles hodnôt ZPC je odrazom nárastu kvantity, ale aj kvality organickej hmoty v pôdnom profile. Potvrdzujú to namerané hodnoty ZPC

v pôdnom profile sondy umiestnenej na ornej pôde a svojim spôsobom aj v profile sondy umiestnenej v lese. Na ornej pôde bola hodnota PT-ZPC v humusovom a aj v obohatenom horizonte na rovnakej úrovni (7,95 jednotiek pH). Predpokladáme, že táto skutočnosť bola ovplyvnená nielen hodnotami obsahu humusu v oboch vrstvách – vyšší v humusovom horizonte, ale aj procesom illimerizácie, ktorým sa translokuje spolu s minerálnymi koloidmi aj určité množstvo organických látok, a tým sa vytvára zložitejšie spolupôsobenie týchto komponentov na pôdne vlastnosti. Hodnota ZPC v pôdovom substráte je vysoká nielen vplyvom nízkeho obsahu organickej hmoty, ale aj prítomnosťou uhličitanov, bázičných kationov, ktorých vysoký obsah ju posúva do vyšších číselných polôh.

Pod lesným porastom bola najnižšia hodnota PT-ZPC v prechodnom horizonte, v ktorom rovnako pozorujeme náznaky illimerizácie. Je zaujímavé, že práve táto vrstva má najpriaznivejší pomer HK/FK. Tento fakt by mohol kompenzovať nižší obsah organickej hmoty v tejto vrstve a posúvať hodnotu ZPC do nízkych polôh.

Parameter ΔpH v pôdných profiloch presahoval hodnoty od $-0,5$ do $+0,5$, čo poukazuje na prevládanie sorbentov s vysoko variabilnými nábojovými vlastnosťami, čo pripisujeme pôdnej organickej hmote.

Hodnoty zostatkového náboja σ_p v skúmaných profiloch vykazujú kladné hodnoty, čo poukazuje na prítomnosť negatívne nabitých pôdných komponentov (acidoidov) a na adsorpciu H^+ iónov na zostatkovom negatívnom povrchovom náboji (Gillman a Uehara, 1980).

Hodnoty parametrov ψ_0 (povrchový potenciál) varírujú v širokom rozpätí. Takéto rozsiahle kolísanie môže byť podmienené mimoriadnou heterogenitou pôdneho prostredia a zložitého mineralogického zloženia.

Záver

Získané výsledky a ich vzájomné vyhodnotenie dovoľuje formulovať nasledovné závery:

- Hodnoty parametrov nábojovej charakteristiky sú odrazom heterogenity a zložitosti pôdneho prostredia, sú priamo závislé na charaktere pôdneho typu, jeho zloženia a vlastností.
- Hodnoty ZPC (pH), pri ktorej je náboj na pôdných koloidoch nulový, sú nepriamo úmerné nárastu kvantity a kvality humusu v pôdnom profile. S pribúdajúcou hĺbkou pôdneho profilu klesá kvantita a kvalita humusu a hodnoty ZPC prejavujú vzostupnú tendenciu. Uvedená skutočnosť sa celkom neprejavuje v obohatených vrstvách, pravdepodobne v dôsledku špecifického pôsobenia illimerizácie a tým aj zrnitostného zloženia.
- Hodnoty ΔpH poukazujú u oboch pôdných profilov na prítomnosť a špecifické pôsobenie sorbentov s variabilnými vlastnosťami.
- Pozitívne hodnoty parametra σ_p dokumentujú prítomnosť zostatkového negatívneho povrchového náboja a tým na adsorpciu H^+ iónov.
- Povrchový potenciál ψ_0 je rozdielny nie len v závislosti od pôdneho typu, ale aj od diagnostického horizontu, v ktorom je stanovovaný.
- Potvrdil sa výrazný vplyv ekosystému, nielen na obsah a kvalitu humusu, ale i chemické vlastnosti, vrátane nábojových charakteristík pôdneho koloidného komplexu.

Literatúra

- ANDERSON S.J., SPOSITO G., 1992: Proton Surface Charge Density in Soil with Structural and pH Dependent Charge. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 56. s. 1437 – 1443.
- BASU P.K., NAYAK D.C., BARMAN A.K., VARADACHARI CH., GHOST K., 1986: Zero Point Charge of Soils as Influenced by Organic Matter. *J. Indian Soc. Soil Sci.*, vol. 34. s. 24 – 28.
- GILLMAN G.P., 1985: Influence of Organic Matter and Phosphate Content on the Point of Zero Charge (ZPC) of Variable Charge Components in Oxidic Soils. *Aust. J. Soil Res.*, vol. 23. s. 643 – 646.
- GILLMAN G.P., UEHARA G., 1980: Charge Characteristics of Soils with Variable and Permanent Charge Minerals. II. Experimental. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, vol. 44. s. 252 – 255.
- LAMAS M.C., TORRES SANCHEZ, R.M., 1998: Isoelectric Point of Soils Determined by the Diffusion Potential Method. In : *Geoderma*, vol. 85, Issue 4, s. 371 – 380.
- SAKURAI K., NAKAMURA Y., KYUMA K., 1991: Changes in Zero Point of Charge (ZPC), Phosphate Retention and Specific Surface Area of Some Variable Charge Soils after Several Chemical Treatments. In: *Doil Sci. Plant Nutr.*, vol 37 (3), s. 435 – 444.
- SAKURAI K., OHDATE J., KYUMA K., 1988: Comparison of Salt Titration and Potentiometric Titration Methods for the Determination of Zero point of Charge. *Soil Sci. Plant Natur.*, vol. 34(2), s. 171 – 182.
- UPENDRA S., UEHARA G., 1989: Electrochemistry of the Double Layer: Principles and Application to Soils. In: *Soil Physical Chemistry*. Donald L. Sparks. USA, s. 1 – 38.

Vyplavovanie dusíka z lyzimetrov – počítačová simulácia

Mikuláš MADARAS, Gabriela BARANČÍKOVÁ

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Reimanova 1, 080 01 Prešov

Abstrakt

Počítačové simulačné modely sa stávajú efektívnym nástrojom pri prognóze vývoja rôznych environmentálnych procesov. Pomocou modelu LEACHM sme sa pokúsili simulovať procesy transformácie a transportu dusíka v pôdnych lyzimetroch, v ktorých bol do povrchovej vrstvy aplikovaný síran amónny v dávke 400 kg N/ha. Kalibrácia modelu bola uskutočnená na jednom z piatich lyzimetrických variantov a takto získané parametre boli použité na modelovanie osudu dusíka v ostatných variantoch. Model uspokojivo vystihol tvar prienikových kriviek NO_3^- v eluátoch, výsledky však boli výrazne nadhodnotené. Zlepšenie sa dosiahlo až po zahrnutí 25 % (resp. 50 %) počiatočného úbytku dusíka v dôsledku denitrifikácie. Model uspokojivo vystihol pokles koncentrácií smerom do hĺbky a najvyšší obsah N-NO_3^- v povrchovej vrstve, avšak variabilita výsledkov bola pomerne veľká. Predpokladanými zdrojmi nepresností modelovania by mohli byť spôsob kalibrácie modelu, chyby experimentálnych meraní, neschopnosť simulovať všetky procesy transformácie dusíka a odvodenie rýchlostných konštánt transformácií dusíka bez priamych meraní.

Kľúčové slová: lyzimeter, dusík, dusičnany, hnojenie, vyplavovanie, migrácia, modelovanie, kontaminácia

Úvod

Komplexnosť procesov pohybu rozpustených látok v pôde vedie v poslednej dobe k využitiu počítačových simulačných modelov. Matematické modelovanie procesov pohybu a transformácie látok umožňuje, na rozdiel od tradičných experimentálnych metód (poľné pokusy, lyzimetrické a kolónové experimenty), jednoduché skúmanie teoretického správania látok a ich derivátov v pôde pre široký rozsah rôznych environmentálnych scenárov – rôzne kombinácie pôdnych vlastností, pestovaných plodín, agrotechnických opatrení a klímy (Vanclooster a kol., 2000). Jedným z riešených problémov, týkajúcich sa transportu látok v pôde, je aj vyplavovanie dusičnanov, ktoré je potenciálnou hrozbou kvality podzemných a povrchových vôd. Bolo vyvinutých niekoľko dynamických modelov, ktoré simulujú transformáciu a pohyb dusíka v pôdnom profile (LEACHN – Wagenet a Hutson, 1989; SOIL-N – Johnsson a kol., 1987; RZWQM – USDA-ARS, 1992). Tieto modely môžu byť použité v rôznych typoch vedeckých a environmentálnych štúdií, napr. na modelovanie dynamiky dusíka pri poľnom pestovaní plodín (Johnson a kol., 1999), simuláciu vylúhovania dusičnanov pred a po prechode na ekologické hospodárenie (Ulén, 1999), hodnotenie vplyvu rôznych systémov orby na vylúhovanie dusičnanov (Kumar a kol., 1999) a pod. U nás sa modelovaním pohybu dusičnanov v pôdnom profile zaoberali Majerčák a kol. (1994).

K priamemu využitiu počítačových modelov na predpovedanie osudu látok v pôdach je však potrebné overenie ich platnosti pre modelované podmienky. Preto samotnému využitiu modelov predchádzajú dve fázy:

1. kalibrácia modelu
2. overenie modelu

Kalibrácia znamená proces získania takých vstupných hodnôt parametrov modelu, ktoré najlepšie popisujú simulované procesy. Hodnoty je možné získať buď experimentálnym určením (t.j. priame meranie sorpcie, rýchlostných konštánt, napr. Johnson a kol., 1999), alebo použiť také nastave-

nie vstupných parametrov, aby sa výstupné hodnoty čo najviac približovali meraným hodnotám kalibračného súboru údajov (napr. Jemison a kol., 1994). Overenie (validácia) je vlastne potvrdenie správnosti modelu, fungujúceho na základe hodnôt získaných v procese kalibrácie. Overenie musí prebehnúť na ďalšom nezávislom súbore experimentálnych údajov.

Cieľom tejto práce je zhodnotiť využiteľnosť simulačného modelu LEACHN na predpovedanie osudu hnojivového dusíka v lyzimetrickom experimente, pri ktorom bola použitá vysoká jednorázová dávka minerálneho dusíkatého hnojiva a kompostu. Tento agrotechnický zásah predstavuje jeden z remediačných opatrení na urýchlenie biodegradácie organického kontaminantu (podrobnejšie viď Barančíková a kol., 2000). Model LEACHN bol vybraný na základe schopnosti modelovať všetky podstatné procesy transformácie a pohybu dusíka v profile. Na kalibráciu modelu bol použitý kombinovaný prístup – niektoré parametre boli určené experimentálne, na odvodenie ostatných sa využili výsledky z 30 cm lyzimetrov. Takto kalibrovaný model bol spustený na simuláciu správania sa dusíka v ostatných lyzimetroch.

Materiál a metódy

Popis experimentu

Neporušené pôdne profile černoze karbonátovej (Voderady – V) a čiernice karbonátovej (Macov – M) boli odobraté do oceľových lyzimetrov priemeru 21,5 cm výšky 5, 10, 20, 30 a 50 cm. Vrchná 5 cm vrstva bola premiešaná s nasledovnými prísadami:

- pentachlórofenol (PCP) na výslednú koncentráciu 10 mg/kg pôdy,
- kompostovaná kôra v množstve 40 t/ha,
- síran amónny v množstve 400 kg N-NH₄⁺/ha,
- dihydrogénfosforečnan draselný (na dosiahnutie 100 mg P/kg suchej pôdy).

Pôda bola následne vrátená do lyzimetrov. Lyzimetre boli zalievané 250 ml na valec 2x týždenne počas 3 mesiacov, v eluátoch bol analyzovaný obsah dusičnanového a amoniakálneho dusíka. 2 týždne po ukončení pravidelných zálievok bola pôda z lyzimetrov vybratá po vrstvách, vysušená a analyzovaná na prítomné formy dusíka.

Popis modelu

Model osudu dusíka LEACHN je submodelom rozsiahlejšieho modelu LEACHM, ktorý slúži na popis vodného režimu, chémie a transportu rozpustených látok v nenasýtených alebo čiastočne nasýtených pôdach do hĺbky okolo 2 metrov (Hutson a Wagenet, 1992). Model vyžaduje viaceré vstupné údaje:

1. **Pôdne parametre a hydrologické vlastnosti** – Modelovaný pôdny profil je rozdelený na vrstvy rovnakej hrúbky. Každá vrstva je popísaná objemovou hmotnosťou, podielom textúrnych frakcií, počiatočnými obsahmi C a N, počiatočnou vlhkosťou, parametrami retenčnej krivky, nasýtenou hydraulickou vodivosťou a disperzivitou.

2. **Údaje o denných, týždenných a sezónnych vstupoch** – Dáta o poveternostných podmienkach a agrotechnických zásahoch: zrážky resp. závlaha (čas začiatku, intenzita, chemické zloženie), týždenná potenciálna evapotranspirácia, priemerná teplota a amplitúda teploty, agrotechnické zásahy (hnojenie, orba).
3. **Údaje o dusíku** – Vstupné údaje zahŕňajú počiatočné koncentrácie N-NO₃ a N-NH₄ v jednotlivých vrstvách, rozdeľovacie koeficienty pre oba formy dusíka, koeficient molekulárnej difúzie, rýchlostné konštanty mineralizácie (kompostu, rastlinných zvyškov a humusu), nitrifikácie, denitrifikácie a volatilizácie amoniaku.
4. **Údaje o pestovaných plodinách** (neboli použité, keďže povrch lyzimetrov bol bez rastlinného krytu)

Parametre zistené experimentálne

Prehľad najdôležitejších počiatočných parametrov a použitých konštánt modelu je uvedený v tabuľke 1. Objemová hmotnosť bola stanovená z fyzikálnych valčekov (odber priamo z lyzimetrov po ukončení pokusu), textúra bola stanovená pipetovacou metódou. Počiatočné koncentrácie foriem dusíka boli určené analyticky zo vzoriek získaných pri odbere lyzimetrov. Vo vrstve 0 – 5 cm bola koncentrácia amoniakálneho dusíka upravená na hodnotu, ktorá vznikla prídavkom síranu amónneho a kompostu na začiatku experimentu (samotný agrotechnický zásah nebol modelovaný). Zrážky boli načasované podľa priebehu experimentu. Týždenná potenciálna evapotranspirácia bola dosadená podľa reálne zisteného výparu z lyzimetrov. Model pracoval s konštantnou dennou teplotou (21 °C). Rýchlosť mineralizácie kompostu bola určená na základe stanovenia respirácie pôdných vzoriek skúmaných pôd (po ich premiešaní s príslušným množstvom hnojiva).

Tabuľka 1 Základné parametre použité pri modelovaní

Lokalita Pôdny typ	hĺbka	K _{sat} (mm.d ⁻¹)	Disperzivita (mm)	N-NH ₄ (mg/kg)	N- kompost (mg/kg)	Kd		Rýchlosť (d ⁻¹)	
						N-NO ₃	N-NH ₄	nitrifikácie	mineralizácie kompostu
Macov čiernica	0-5	3000	100	770	860	0,1	2	0,15	0,0058
	5-10	2000		10	0				
	20-30	1000		10	0				
Voderady černozem	0-5	3000	160	820	920	0,0	2	0,15	0,0053
	5-10	1000		11	0				
	20-30	600		12	0				

K_{sat} – nasýtená hydraulická vodivosť

Kd – rozdeľovací koeficient

Odvodené parametre

Nasýtená hydraulická vodivosť bola určená odhadom na základe poznania hydraulickej vodivosti pôdných typov s podobným hydraulickým správaním. Parametre retenčnej krivky boli určené na základe regresných rovníc odvodených pre pôdy USA (Rawls a Brakensiek, 1985), ktoré zohľadňujú objemovú hmotnosť, zrnitosť frakcie a množstvo organickej hmoty.

Parametre určené kalibráciou

Počiatočná vlhkosť, i keď bola známa, bola v procese kalibrácie zmenená (zvýšená) tak, aby začiatok modelovaného vytekanie eluátov z lyzimetrov bol čo najbližšie pozorovanému. Hodnota disperzivity a rozdeľovacieho koeficientu dusičnanov bola určená tak, aby tvar prienikovej krivky dusičnanov v 30 cm lyzimetri bol čo najbližší experimentálnym výsledkom. U pôdy Voderady bola nulová sorpcia dusičnanov potvrdená aj experimentálne. Rýchlosť nitrifikácie bola odhadnutá na základe rýchlosti vymiznutia amoniakálnych iónov v eluátoch. Procedúra simulujúca denitrifikáciu bola inaktivovaná. Dôvodom bola časová náročnosť kalibrácie, ktorá by sa nastavovaním ďalšej premennej neúmerne predĺžila. Mineralizácia humusu nebola simulovaná.

Model bol spustený v troch modifikáciách, nahrádzajúcich procedúru denitrifikácie:

mod 100: simulácia so základnou vstupnou koncentráciou N-NH_4^+ (viď tabuľka)

mod 75 (resp. 50): simulácia so 75 % (resp. 50 %) vstupnej koncentrácie N-NH_4^+ , modelujúca 25 % (resp. 50 %) počiatočný úbytok minerálneho dusíka denitrifikáciou.

Hodnoty úbytku dusíka boli zvolené tak, aby sa modelované dáta dusičnanov v eluátoch 30 cm lyzimetrov čo najviac približovali nameraným hodnotám.

Výsledky a diskusia

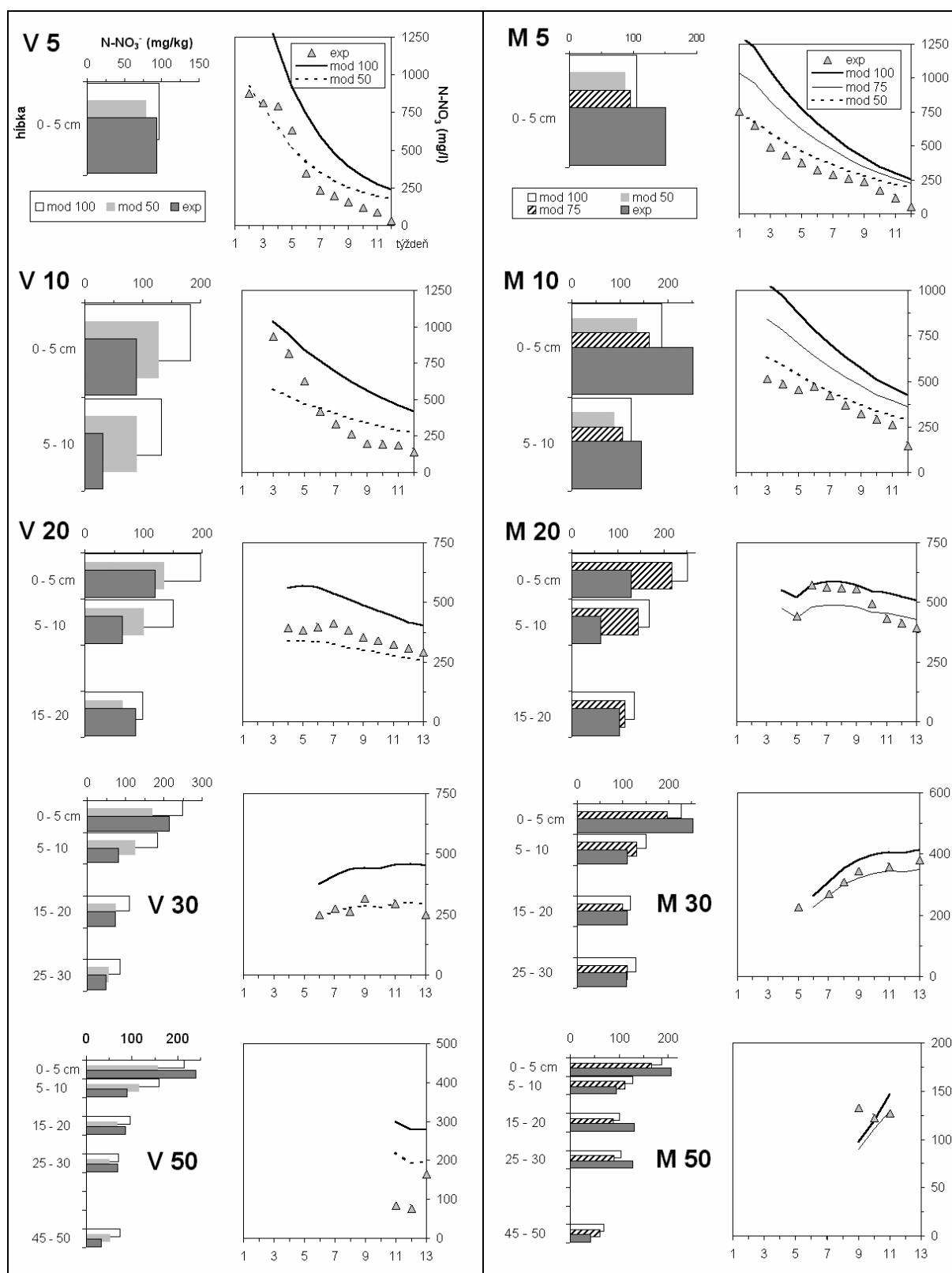
Modelovanie N-NO_3^- v eluátoch

Experimentálne výsledky a výstupy z modelu sú súhrnne znázornené na obr. 1. Modelovanie s plnou teoretickou dávkou dusíka (mod 100) vo všeobecnosti uspokojivo vystihlo trend vyplavovania dusičnanového dusíka, až na 50 cm lyzimetre, kde pre nedostatok experimentálnych údajov celkový trend nie je zrejмый. Výsledky sú však výrazne nadhodnotené (okrem M 20, M 30 a M 50, kde je nadhodnotenie mierne).

Viacerí autori (napr. Bielek, 1998, Ryden a Lund, 1980, Nieder a kol., 1989) poukazujú na to, že pri hnojení sa denitrifikáciou môže strácať až 50 % aplikovaného dusíka. Ako faktory, ktoré pozitívne ovplyvňujú tento proces, sú uvádzané vlhkosť, neutrálna až slabo alkalická pôdna reakcia, obsah dusičnanov a množstvo ľahko mineralizovateľnej organickej hmoty. Z toho je zřejмый, že podmienky lyzimetrickeho experimentu priaznivo ovplyvňovali denitrifikáciu – časté zálievky udržiavajúce vyššiu vlhkosť, neutrálna až alkalická pôdna reakcia, vysoká dávka dusíkatého hnojiva a dodanie kompostu. Preto sa domnievame, že nadhodnotenie modelovaných výsledkov oproti experimentálnym svedčí o počiatočnom znížení množstva aplikovaného dusíka v dôsledku denitrifikácie.

Pri ďalšom spustení modelu bola počiatočná dávka dusíka redukovaná o 25 % resp. o 50 % na posúdenie, či takto modelovaná denitrifikácia prinesie zlepšenie výsledkov. Z výsledkov je zřejмый (obr. 1, tab. 2), že zavedením počiatočného úbytku dusíka sa vo všetkých prípadoch modelované výsledky viac priblížili experimentálnym. Poukazuje na to zvýšenie korelačného koeficientu, zníženie maximálnej chyby modelovania a tiež zníženie strednej kvadratickej odchýlky. V prípade čiernice (Macov) pre lyzimetre M 20 a M 50 bolo postačujúce zníženie o 25 %, avšak pre M 5 a M 10 bola

Obr. 1 Experimentálne (exp) a modelované (mod 100, 75, 50) výsledky pre oba pôdne typy (V – Voderady, M – Macov). Grafy vľavo – distribúcia dusičnanov v profile, vpravo – koncentrácie dusičnanov v eluátoch.



uspokojivá zhoda s nameranými hodnotami dosiahnutá až po 50 % znížení počiatkovej dávky dusíka. Tento variant modelovania je v tabuľke 2 uvedený ako mod 50/75 (pre nižšie valce 50 %, pre vyššie

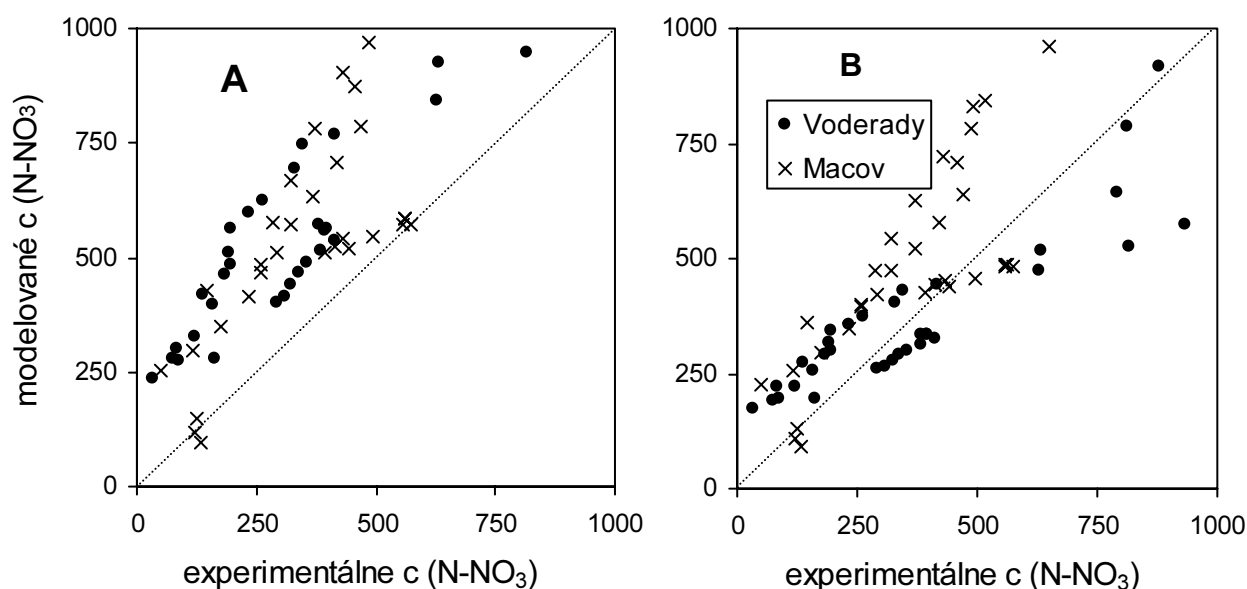
75 % počiatočnej hodnoty). V prípade černoze (Voderady) bola uspokojivá zhoda výsledkov u všetkých lyzimetrov dosiahnutá 50 % počiatočnou dávkou dusíka.

Tabuľka 2 Štatistické vyhodnotenie zhody medzi modelovanými a experimentálnymi údajmi (ME – maximálna chyba, RMSE – stredná kvadratická odchýlka – miera vlastnej chyby modelu, MD – priemerná odchýlka, r – korelačný koeficient)

	variant	ME	RMSE	MD	r
Macov - N-NO₃⁻ v pôde	mod 100	123	50	48	0,42
	mod 75	92	42	42	0,43
	mod 50/75	118	50	42	0,35
Macov - N-NO₃⁻ v eluátoch	mod 100	578	79	77	0,81
	mod 75	338	48	52	0,81
	mod 50/75	147	20	28	0,93
Voderady – N-NO₃⁻ v pôde	mod 100	101	67	80	0,66
	mod 50	84	42	47	0,71
Voderady – N-NO₃⁻ v eluátoch	mod 100	858	84	115	0,89
	mod 50	362	34	53	0,89

Zlepšenie zhody experimentálnych výsledkov s modelovanými ilustruje obr. 2. Kým pre mod 100 sú takmer všetky (97 %) modelované hodnoty vyššie ako im prislúchajúce namerané, pri modelovanom znížení vstupu dusíka tvoria nadhodnotené údaje 65 % a podhodnotené 35 %. V prípade Macova však napriek tomuto zlepšeniu bola väčšina výsledkov nadhodnotená. Modelovanie vyplavovania

Obr. 2 Porovnanie modelovaných a experimentálnych koncentrácií N-NO₃⁻ v eluátoch pre modelovanie s teoretickou dávkou dusíka (A) a pre redukovanú dávku o 25 % (Macov) resp. 50 % (Voderady) (B)



dusíka bolo najefektívnejšie v prípade Macova (mod 50/75), čo dokazujú všetky uvedené štatistické charakteristiky. Avšak modelovanie mod 50/75 nemožno považovať na správne overovanie modelu (validáciu), keďže sa prihliadalo aj na experimentálne hodnoty 5 a 10 cm lyzimetrov. Kalibrácia má prebehnúť len na hodnotách z 30 cm lyzimetrov, preto z hľadiska validácie sú pre Macov relevantné len výsledky modelovania mod 75. Záverom môžeme konštatovať, že napriek výraznému zlepšeniu

výsledkov modelovania po zahrnutí úbytku dusíka sú priemerné odchýlky v prípade oboch pôd vysoké (nad 50 %), najmä pri vysokých koncentráciách dusičnanov.

Modelovanie $N\text{-NO}_3^-$ v pôdnom profile

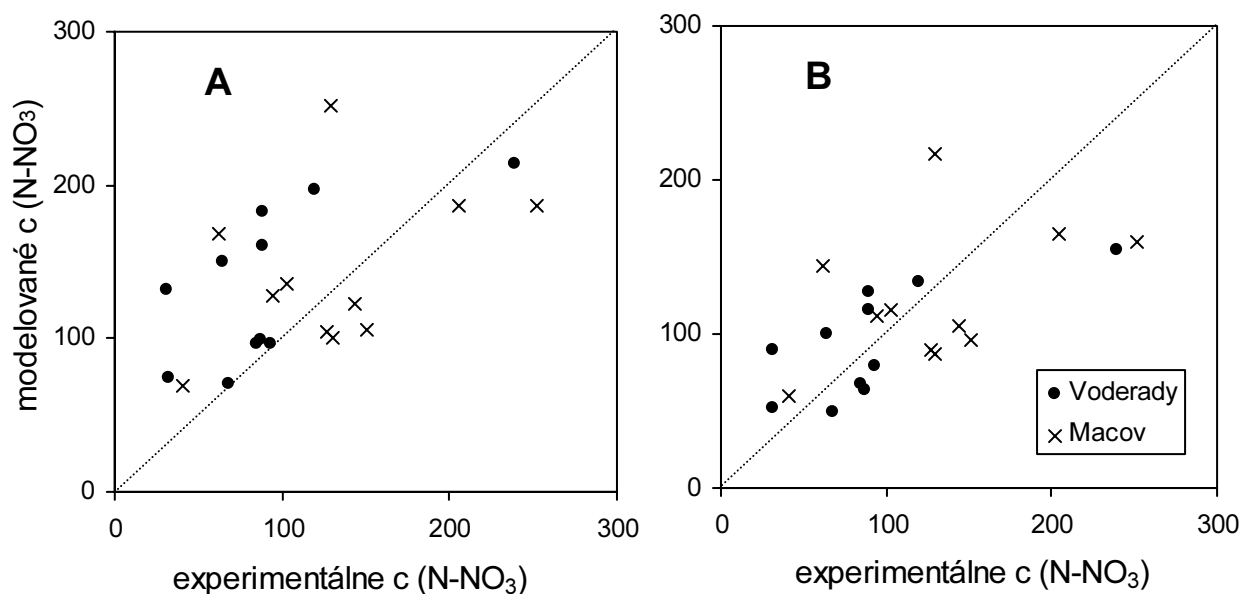
Modelovanie $N\text{-NO}_3^-$ v pôdnom profile viedlo k nadhodnoteniu aj podhodnoteniu experimentálnych hodnôt, všeobecným javom boli vyššie modelované koncentrácie dusičnanov v druhej hĺbke (5 – 10 cm) a u 30 a 50 cm lyzimetrov nižšie koncentrácie v povrchovej vrstve. Model uspokojivo vystihol pokles koncentrácií smerom do hĺbky a najvyšší obsah $N\text{-NO}_3^-$ v povrchovej vrstve. V porovnaní s modelovaním $N\text{-NO}_3^-$ v eluátoch prinieslo modelovanie vyššiu variabilitu údajov, čo sa prejavilo nižšími hodnotami korelačných koeficientov (tab. 2). Zahrnutie počiatočného úbytku $N\text{-NO}_3^-$ prinieslo mierne zlepšenie výsledkov, indikované poklesom ME, RMSE a MD. Lepšie výsledky boli pri modelovaní distribúcie dusičnanov v profile Voderady, pravdepodobne z dôvodu heterogenity pôdných stĺpcov v profile Macov (diskutované nižšie).

U lyzimetrov Voderady sa pri modelovaní mod 100 modelované výsledky líšili od experimentálnych v priemere o 80 %, pri modelovaní s úbytkom dusíka (mod 50) o 47 %. Modelovanie koncentrácie $N\text{-NO}_3^-$ v povrchovej hĺbke bolo úspešnejšie – priemerná chyba modelovania poklesla zo 46 % (mod 100) na 26 % (mod 50), v ostatných hĺbkach z 98 % na 57 %.

U lyzimetrov Macov zahrnutie úbytku dusíka do modelovania neprinieslo podstatnejšie zlepšenie. Výsledky modelovania s plnou dávkou dusíka sa líšili od experimentálnych v priemere o 48 %, pri modelovaní s úbytkom dusíka o 42 %. V prvej hĺbke sa priemerná chyba modelovania nezmenila (40 %), v ostatných hĺbkach klesla z 51 % na 43 %.

Zlepšenie zhody experimentálnych výsledkov s modelovanými znázorňuje obr. 3. Pre mod 100 je 68 % modelovaných hodnôt vyšších ako im prislúchajúce namerané, pri modelovanom znížení vstupu dusíka je počet nadhodnotených a podhodnotených údajov vyrovnaný.

Obr. 3 Porovnanie modelovaných a experimentálnych koncentrácií $N\text{-NO}_3^-$ v pôde pre modelovanie s teoretickou dávkou dusíka (A) a pre redukovanú dávku o 25 % (Macov) resp. 50 % (Voderady) (B)



Zdroje nepresností modelovania

Výsledky modelovania N-NO_3^- sú v porovnaní s experimentálnymi údajmi značne nepresné – priemerná chyba modelovaných údajov oproti experimentálnym bola cca 50 %, a to u modelovania dusičnanov v eluátoch aj v pôde. Príčin je niekoľko:

1. spôsob kalibrácie modelu, ktorá prebiehala na základe výtokových kriviek N-NO_3^- v eluátoch, a nie na základe profilového priebehu. Pokiaľ by sa pri kalibrácii prihliadalo k distribúcii dusičnanov v profile aj k výtokovým krivkám zároveň, viedlo by to zrejme k zlepšeniu modelovania pôdneho N-NO_3^-
2. heterogenita experimentálnych údajov
3. nedostatočná schopnosť simulovať procesy v priebehu experimentu. Už pri kalibrácii sa nepodarilo uspokojivo modelovať zvýšené hodnoty N-NO_3^- v prvej hĺbke 30 cm lyzimetrov. Táto nadmerná akumulácia pravdepodobne vznikla po ukončení experimentu, keď po vybratí a prevzdušnení pôdy z lyzimetra došlo k urýchleniu mineralizácie kompostu bohatého na dusík (dusičnany sa stanovovali v suchej pôde). Keďže model neumožňuje zadať časovo premenné rýchlosti mineralizácie, tento efekt nebolo možné v rámci kalibrácie simulovať.

Pri použití modelu LEACHN získali Johnson a kol. (1999) podobné výsledky. Model dobre odhadol obsahy pôdneho N-NO_3 , avšak nadhodnotil pôdny N-NH_4 , ako aj vylúhovanie dusičnanov z pôd až v 75 % prípadov. Zlepšenie sa dosiahlo až po prispôbení vstupných parametrov. Autori tiež uvádzajú, že model je užitočným nástrojom pre potreby výučby, avšak pre správne modelovanie je potrebné doplniť ho o simuláciu ďalších procesov, ako aj zlepšiť metódy stanovenia vstupných údajov modelu (hydraulické vlastnosti a konštanty mineralizácie dusíka).

Podstatné zlepšenie modelovania by v našom prípade bolo možné dosiahnuť experimentálnym stanovením rýchlostných konštánt transformácie dusíka a mineralizácie kompostu a stanovením reálnych hydraulických vlastností použitých pôd. Prístup nastavovania vstupných parametrov podľa kalibračného súboru má viacero nevýhod. Vyžaduje špeciálny súbor údajov a je časovo náročný, obzvlášť, ak je pre každý parameter možný široký rozsah hodnôt. Na dôvažok, ak sa v procese kalibrácie nastaviť viac parametrov a rýchlostných konštánt zároveň, neadekvátnosť modelovania jedného procesu môže byť súčasne kompenzovaná, keď sa zmenia vstupné parametre alebo rýchlostné konštanty iného procesu. Následne tento prístup vedie k dobrej simulácii pre kalibračný súbor údajov, ale negarantuje dobré simulácie pre nezávislé súbory údajov (Johnson a kol., 1999).

Záver

Počítačová simulácia pôdných procesov prináša do pôdoznalectva nové možnosti výskumu pôd. Použitím modelu LEACHN sme sa pokúsili simulovať procesy transformácie dusíka v lyzimetrických pokusoch na príklade dvoch pôdných typov. V oboch prípadoch sa uspokojivé výsledky dostavili až po tom, čo bol vstup dusíka znížený o 25 resp. 50 %. To poukazuje na vysokú intenzitu denitrifikácie v sledovaných pôdach po aplikácii hnojiva.

Modelovanie správne vystihlo základné znaky vyplavovania N-NO_3^- a distribúcie dusičnanov v profiloch. Kvantitatívne odhady modelu sa však podstatne líšili od experimentálnych hodnôt, a to v priemere až o 50 %. Pokiaľ nebudú takéto chyby eliminované, použitie modelu pre praktické účely (napr. v poľnohospodárskej výrobe alebo ochrane vôd) je limitované.

Výrazné zlepšenie by sa pravdepodobne dostavilo, ak by relevantné vstupy modelu boli merané experimentálne, pretože prístup kalibrácie modelu na kalibračnom súbore údajov negarantuje dobré výsledky simulácií pre ďalšie nezávislé súbory.

Literatúra

- BARANČÍKOVÁ G., MADARAS M., SZABÓOVÁ J., 2000: In: Zborník prednášok VI. zjazdu Slov. spol. pre poľnosp., lesn., potr. a veter. vedy pri SAV, E: pedologická sekcia, VÚ POP Bratislava, 15 – 21.
- BIELEK P., 1998: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. VÚPÚ, Bratislava, s. 156.
- HUTSON J.L., WAGENET R.J., 1992: Rersearch Series no. 92 – 3. Cornell Univ., Ithaca.
- JEMISON J.M., JABRO J.D., FOX R.H., AGRON J., 1994: 86, 852 – 859.
- JOHNSON A.D., CABRERA M.L., McCrackem D.V., RADCLIFFE D.E., AGRON J., 1999: 91, 597 – 606.
- JOHNSON H., BERGSTROM L., JANSSON P.E., PAUSTIAN K., 1987: Agric. Ecos. and Env., 18, 333 – 356.
- KUMAR A., KANWAR R.S., SINGH P., AHUJA L.R., 1999: Soil & Tillage Research, 50, 223 – 236.
- MAJERČÁK J., SLABOŇ S., BURGER F., 1994: In: Proc. 6th Moravo-Silesian International Symposium on Modelling and Simulation of Systems. Ostrava, 219 – 225.
- NIEDER R., SCHOLLMAYER G., RICHTER J., 1989: Biol. Fertil. Soil 8, 219 – 226.
- RAWLS W.J., BRAKENSIEK D.L. In: DeCOURSEY D.G. (ed.), 1985: Proceedings of the 1983 Natural Resources Modelling Sympos., U.S. Dpt. of Agriculture, Agricultural Research Service, 532 s.
- RYDEN J.C., LUND L.J., 1980: Soil Sci. Soc. Amer. J., 44, 505 – 511.
- ULÉN B., 1999: Biological Agriculture and Horticulture, 17, 59 – 75.
- USDA-ARS, 1992: Root zone water quality model version 1.0. Technical Documentation. GPSR Technical report No. 2. USDA-ARS Great Plains Systems Research Unit, Ft. Collins.
- VANCLOOSTER M., BOESTEN J.J.T.I., TREVISAN M., BROWN C.D., CAPRI E., EKLO O.M., GOTTESBUREN B., GOUY V., Van Der LINDEN A.M.A., 2000: Agric.Water Manage., 44, 1 – 19.
- WAGENET R.J., HUTSON J.L., 1989: Leaching estimation and chemistry model: LEACHM. Water Resource Inst., Ithaca, NY.

Půdní		Varieta	Klimat. region	Humus %	Sorpce mol.kg ⁻¹	Obsah karbon. %	pH	Fixace živin z hnojiv %		Akt. Mikroorg. roční	
Typ HPJ	Subtyp.							P	K	N kg.ha ⁻¹	C t.ha ⁻¹
ČM 1 až 9	ČMI/ ČMě	Karbonátová	VT – T2	1,2 – 2,8	0,22 – 0,32	7,0 – 30	5,8 – 6,8	80 – 90	50 – 60	185 – 195	5,0 – 6,0
	ČMIk/ ČMěc			1,8 – 3,5	0,27 – 0,38		> 7,0	60 – 70	190 – 210	6,0 – 7,0	
	ČM/ ČMm	Karbonátová	VT – T2	2,5 – 4,0	0,40 – 0,50	15 – 40	5,5 – 6,5	80 – 90	až 90	175 – 186	
	ČMk/ČM ^c						6,8 – 8,0				
	ČMd/ČMh	Karbonátová	VT – T3	1,6 – 2,8	0,16 – 0,32	5,8 – 6,2	20	160 – 170	3,0 – 4,0		
	ČMdk/ČMh ^c								0,8 – 3,5	0,17 – 0,34	15 – 20
	ČMi/ SMk		T1 – T3	s. 0,8 – 1,0 n 1,5 – 3,0	0,16 – 0,32						
	Náleží sem: DAč, ČMsm, ČMh / ČMa, ČMp, ČMk variety: karbonátová, alkalická, solančáková										
HM 10 až 14	HM/ HMm		T1 – MT2	S 0,8 – 1,0 n 1,6 – 2,8	0,16 – 0,32		5,8 – 6,2	20		160 – 170	3,0 – 4,0
	HMě/ SMh		VT – MT2	s. 0,8 – 1,0 n 1,5 – 3,0	0,16 – 0,32		5,8 – 6,2	20		160 – 170	3,0 – 4,0
	HMi/HMI		T1 – MT2	1,8 – 3,5	0,20 – 0,30		5,5 – 6,5	60 – 70	40-50	135 – 160	3,0 – 5,0
	Náleží sem: HM(g) / formy: erodovaná, akumulovaná, antropogenní										
HP 21 až 38	HP/ KMm	Nasycená, kyselá	T2 – MT2	1,8 – 3,5	0,20 – 0,30		5,5 – 6,5	60 – 70	40 – 50	135 – 160	3,0 – 5,0
	Ostat.HP/ KM		T3 – MT4	2,8 – 6,1	0,20 – 0,34		4,0 – 6,0		30 – 40	110 – 140	3,0 – 4,0
	Hlavně: HPa, HPp RAh/KMd, PZk, KMv a ost.půdy		T4 – CH	2,0 – 3,4	0,10 – 0,20		4,0 – 5,8		10 – 20	95 – 120	
HM HP Ogl 42 až 54	HMg/ HMg	Nasycená, kyselá	T2 – MT2	1,1 – 2,6	0,12 – 0,20		5,8 – 5,8	60 – 70	30 – 50	120 – 130	2,0 – 3,0
	HPg/ KMg		MT1 – MCH	2,0 – 3,5	0,20 – 0,30		5,0 – 6,0	80 – 90	30 – 50	110 – 120	1,8 – 2,7
NP/ FM LP/ ČA	Ostat. Půdy	Solančáková kyselá	T1 – MT3	0,5 – 1,8	0,02 – 0,15		4,0 – 6,0	15 a:80 – 90	Nízká	115 – 125	
	Npk, Lpk/ FM ^c , ČA ^c FM ^z ČA ^z	Karboátova, alkalická	T1 – MT2	0,8 – 1,3	0,04 – 0,14	0,5 – 1,5	> 7,0		10 – 15	120 – 130	
55 až 63	Ostatní půdy: NP +; Npg; Npsk; LP +; Lpč; Lpg; Lprš; Lpsc; Lpsk / FMm + FMf, FMa, Fmp; FMg; FM ^f ; ČAm + ČAa, ČAp; ČAč; ČAg; ČAo; ČAc; ČA ^z var.: kyselá, alkalická, solančáková										

Tabulka 2 Procentuální zastoupení hlavních půdních typů ve výrobních oblastech (Percentage representation of main soil group in the manufacturing regions)

Půdní typ <i>Soil group</i>	Výrobní oblast – <i>Production area</i>			
	Kukuřičná <i>grain maize</i>	Řepařská <i>sugar beet</i>	Bramborářská <i>potatoes</i>	Horská <i>highland</i>
Černozemě – <i>chernozems</i>	31,4 %	14,5 %	0,1 %	0,0 %
Hnědozemě – <i>luvisols</i>	20,1 %	46,4 %	10,0 %	0,0 %
Kambizemě – <i>cambisols</i>	5,9 %	13,5 %	78,0 %	62,1 %
Fluvizemě – <i>fluvisols</i>	24,9 %	10,8 %	2,7 %	1,0 %

Tabulka 3 Procentuální zastoupení půd podle půdních profilů ve výrobních oblastech (Percentage representation of soil according to soil profile in the manufacturing regions)

Půdní profil <i>Soil profile</i>	Výrobní oblast – <i>Production area</i>			
	Kukuřičná <i>grain maize</i>	Řepařská <i>sugar beet</i>	Bramborářská <i>potatoes</i>	Horská <i>highland</i>
Mělká – <i>shallow</i>	2,3 %	3,3 %	17,1 %	26,9 %
Středně hluboké – <i>middle profound</i>	7,0 %	30,2 %	59,7 %	38,5 %
Hluboké – <i>profound</i>	90,7 %	66,5 %	23,2 %	4,6 %

Tabulka 4 Procentuální zastoupení půdního druhu ve výrobních oblastech (Percentage representation of soil texture in the manufacturing regions)

Půdní druh <i>Soil texture</i>	Výrobní oblast – <i>Production area</i>			
	Kukuřičná <i>grain maize</i>	Řepařská <i>sugar beet</i>	Bramborářská <i>potatoes</i>	Horská <i>highland</i>
Kamenitý – <i>stony</i>	0,0 %	0,6 %	1,3 %	1,9 %
Lehká – <i>light</i>	25,7 %	8,7 %	22,2 %	31,1 %
Střední – <i>midlle</i>	56,2 %	51,9 %	55,7 %	45,5 %
Těžká – <i>hard</i>	18,1 %	38,8 %	20,8 %	21,5 %

Z hlediska výživy rostlin draslíkem jsou důležité skupiny půdního druhu (zrnitost půdy). Celková výměra ZP má následující přibližné zastoupení jednotlivých půdních druhů: **19 % – lehké půdy:** (p, p/hp, hp/p (pod ornici p), p/hp (p > 40 cm), hp); **59 % – střední půdy:** půdy středně těžké lehčí (ph/p (ph > 40 cm), hp/ph), půdy středně těžké typické (ph/p, h, h/jh); **17 % – těžké půdy:** půdy těžké (h/jv, h/j, jh), půdy velmi těžké (jh/jv, jh/j, jv, j); **5 % – skeletové půdy** kamenité a silně šterkovité s velmi nízkou úrodností, nevhodné pro zemědělskou produkci na orné půdě.

Rozdělení půdních typů do 5 skupin podle velikosti orné plochy neodpovídá vždy odlišnému P-režimu a obsahu přístupnému fosforu jednotlivých skupin. To znamená, že P-režim a obsah přístupnému fosforu jednotlivých skupin se i překrývá. Podle obsahu tzv. mobilního fosforu (stará půdní síla) a podobného P-režimu byly půdy rozděleny do 4 skupin (tabulka 5), protože bylo zjištěno, že i k získání téměř shodného obsahu labilního fosforu v obsahu přístupného fosforu v půdě je pro každou skupinu půd mít odlišnou zásobu mobilního fosforu v půdě.

Tabulka 5 Přehled půd s podobným P-režimem (The survey of soil with analogous P-regime)

Zeměd. přír. oblast	Výrobní oblast	Klimatický region	Půdní druh	pH	Střed. obsah P _{mob} mg kg ⁻¹
nejúrodnější nížinné půdy	kukuřičná, řepařská	VT, T1, T2	většinou střední- těžký	neklesne pod 6,5	142 – 189
úrodné půdy nížinné	Převážně řepařská	T3, MT1, MT2	většinou střední- lehký	většinou 5,5 – 6,5	43 – 86
niž. pahorkat. úrodných půd	Typicky bramborářská	MT1, MT2, MT3	lehký, střední a ojed. těžký	většinou 5,0 – 6,5	40 – 71
vyš. pahorkat. a vrchoviny	Bramborářská a horská	MT3, MT4, MCH	většinou lehký i střední	menší než 6,0	31 – 69

Pro rozdělení půd podle podobného draselného režimu nebylo dosud vypracováno jednotné kritérium hodnocení, proto pro názornost je uveden přehled základních charakteristik draselného režimu půd z různých pokusných lokalit (tabulka 6).

Tabulka 6 Přehled různých frakcí půdního draslíku (The survey of different fractions soil potassium)

Lokalita site	Okres region	Půdní druh soil type	Půdní druh texture	Mat. Subs Par. mater.	K _{ex} mg K / kg	K _{mf} mg K / kg	K _{mob} mg K / kg	pH
Ruzyně	Praha	HM/HMm	jh	Opuka – shale	134	250	1 000	7,3
Ruzyně	Praha	ČM/ČMm	h	Spraš – loess	145	123		6,8
Pohořelice	Brno	ČMd/ČMh	h	Spraš – loess	236	190	1 609	7,1
Střítež	Třebíč	HP/KMm	h	Syenit	112	284	2 039	5,5
Kostelec n.Orl.	Rychnov n.Kn.	HMg/HMg	h	Spraš.hl. – loess loam	113	153	544	5,4
Pernolec	Tachov	HP/KMm	ph	Ortoruly – geneiss	103	136	1 440	5,9
Břilice	Jind. Hradec	HPg/KMg	h, jh	Jíly – clay	110	41	236	5,6
Čáslav	Kutná Hora	ČMd/ČMh	h	Spraš – loess	62	255	888	6,8
Lukavec	Pelhřimov	HP/KMm	ph	D. ruly – d. geneiss	415	75	3 485	5,3
Hněvčevy	Hr. Králové	HMi/HMl	jh, ph	Spraš – loess	129	168	839	6,7
Humpolec	Pelhřimov	HPa/KMd	ph	P. ruly – p. geneiss	208	79	7 466	4,5
Vysoké	Semily	HPp/PZk	hp, skel.	Fylity	142	146	400	5,0

Závěry

Získané informace budou sloužit k modelování půdní úrodnosti z pohledu výživy rostlin fosforem a draslíkem na základě rozdělení podle výrobních oblastí, podle jednotlivých skupiny půdních druhů a podle jednotlivých půdních typů.

Acknowledgements

This research is funded under Ministry of Agriculture – National agency for agriculture research as grant QD 1326: "Stabilization of soil fertility from view plant nutrition by P and K".

Indikátory zraniteľnosti environmentálnych funkcií kambizemí

Jarmila MAKOVNÍKOVÁ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica

Abstrakt

Kritické hodnoty naznačujúce zraniteľnosť pôdných environmentálnych funkcií sú multidimenzionálne, vývojové numerické alebo bodové hodnoty. Pôdne vzorky kambizemí, lokalizovaných v regióne Kysuce, pochádzajú z ornej pôdy flyšového pásma, boli odobrané z hĺbky 0 – 10 cm. Agregáty boli separované v povrchovej a monolitnej frakcii [ref. 5] kombinujú rýchle zmrazenie a preosievanie za mokra. Pôdna reakcia, obsah a kvalita organickej hmoty, výmenná kationová kapacita (CEC), obsah častíc < 0,01 mm boli stanovené. Bola použitá metóda sekvenčnej chemickej extrakcie podľa autorov Zeien a Brummer [ref. 10] na určenie obsahu mobilných Cd, Pb, Zn, Cu. Rastlinné vzorky (ovos) boli separované na koreň, slamu, zrno. Stanovený bol obsah Cd, Pb, Zn, Cu. Na povrchu agregátov boli stanovené štatisticky významné vyššie hodnoty mobilných Cd, Pb, Zn. Testovacie hodnoty kritických obsahov kovov a ich mobility boli odvodené vo vzťahu k pôdnym vlastnostiam. Počiatočné hodnoty v testovaných rastlinách boli vzaté ako kritické v rastlinných štandardoch. Kritické hodnoty indikátorov boli stanovené podľa viacstrannej regresnej analýzy pre Cd: $Cd_m > 1,029 \text{ mg.kg}^{-1}$, $pH < 5,47$, $C_{ox} > 1,23$, $CEC > 147,56 \text{ mmol.kg}^{-1}$, pre Pb: $Pb_m > 0,30 \text{ mg.kg}^{-1}$, $pH < 3,75$, $C_{ox} > 2,75$, $CEC > 198,89 \text{ mmol.kg}^{-1}$, pre Cu: $Cu_m > 0,25 \text{ mg.kg}^{-1}$, $pH < 3,50$, $C_{ox} > 2,99$, $CEC > 209,34 \text{ mmol.kg}^{-1}$, pre Zn: $Zn_m > 5,00 \text{ mg.kg}^{-1}$, $pH < 5,37$, $C_{ox} > 1,17$, $CEC > 142,94 \text{ mmol.kg}^{-1}$.

Kľúčové slová: ťažký kov, pôdne agregáty, indikátory zraniteľnosti pôdy, mnohonásobné modely

Abstract

Critical values indicating soil vulnerability of environmental functions are multidimensional, developmental numeric or point evaluating values. The soil samples of Cambisols, located in Kysuce region used as arable land developed on Flysch belt, were collected from the depth 0 – 10 cm. The aggregates were separated into a surface and core fraction [ref. 5] combines rapid freezing and wet seiving of aggregates. Soil reaction, content and quality of organic matter, CEC, content of soil particle <0.01 mm were determined and the sequential chemical extraction method proposed by Zeien and Brummer [ref. 10] was used to determine mobile content of Cd, Pb, Zn, Cu. Plant samples (oat) were separated into a root, straw, grain and total content of Cd, Pb, Zn, Cu was determined. In surface of aggregates were determined statistically significant higher values of mobile Cd, Pb, Zn. Testing values of critical metals contents and mobilities in relation to soil properties were derived. Starting values in testing plant were taken for critical in plant standards. Critical values of indicators were determined proposed multiple regression analysis for pre Cd: $Cd_m > 1.029 \text{ mg.kg}^{-1}$, $pH < 5.47$, $C_{ox} > 1.23$, $CEC > 147.56 \text{ mmol.kg}^{-1}$, pre Pb: $Pb_m > 0.30 \text{ mg.kg}^{-1}$, $pH < 3.75$, $C_{ox} > 2.75$, $CEC > 198.89 \text{ mmol.kg}^{-1}$, pre Cu: $Cu_m > 0.25 \text{ mg.kg}^{-1}$, $pH < 3.50$, $C_{ox} > 2.99$, $CEC > 209.34 \text{ mmol.kg}^{-1}$, pre Zn: $Zn_m > 5.00 \text{ mg.kg}^{-1}$, $pH < 5.37$, $C_{ox} > 1.17$, $CEC > 142.94 \text{ mmol.kg}^{-1}$.

Key words: heavy metal, soil aggregate, indicators of soil vulnerability, multiple models

Úvod

Zraniteľnosť environmentálnych funkcií pôd predstavuje stupeň priblíženia sa vlastností pôdy ako aj ich kombinácií k limitným hodnotám vratnej a nevratnej miery ich poškodenia [1]. Vychádza z indikátorov, ktoré determinujú environmentálne funkcie pôdy, pričom zohľadňuje aj vzájomne previazané interakcie týchto indikátorov ako aj fyzikálno-chemické vlastnosti rôznych kontaminantov. Stanovenie indikátorov zraniteľnosti pôd je špecifickým problémom pre jednotlivé skupiny kontaminantov [4].

Materiál a metóda

Ako materiál sme použili pôdne vzorky kambizemí (vyvinuté na flyšovom substráte) lokalizované v oblastiach s rôznou emisnou záťažou [5] regiónu Kysuce. Jedná sa o orné pôdy s pestovanou plodinou ovos siaty (*Avena sativa*). Pôdne vzorky boli odobraté v prvej dekáde augusta z hĺbky 0 – 10 cm homogenizované na veľkosť pôdných agregátov cca 2 cm, pripravené na separáciu povrchu a vnútra pôdných agregátov podľa Kayzera [3]. Odobraté rastlinné vzorky boli premyté destilovanou vodou, separované na nadzemnú časť (osobitne slama a zrno) a podzemnú časť a vysušené na vzduchu.

Výsledky a diskusia

Pri hodnotení zraniteľnosti pôdy má značný význam poznanie priestorovej heterogenity a to hlavne pri posudzovaní chemickej degradácie pôdy [2]. Povrchové vrstvy agregátov sú v bezprostrednom styku s koreňmi rastlín a s pôdnym roztokom. Metódou separácie povrchu a vnútra pôdných agregátov [3] sme získali východiskový súbor parametrov. Zvýšené hodnoty obsahov mobilných foriem Cd, Pb, Zn a Cu na povrchu agregátov oproti ich vnútru štatisticky preukazne korelujú s obsahmi Cd, Pb, Zn a Cu v sledovanej plodine a predstavujú pre nás východiskový súbor pre stanovenie limitných hodnôt zraniteľnosti ekologických funkcií skupiny kambizemí.

Tabuľka 1 Spearmanove korelačné koeficienty pre hodnoty parametrov na povrchu agregátov – Spearman rank correlation coefficients in surface of aggregates

Ukazovateľ ⁽¹⁾		Obsah kovov v rastline (zrno) ⁽⁴⁾				Obsah kovov v mobilnej frakcii ⁽³⁾			
		Cd	Pb	Zn	Cu	Cd	Pb	Zn	Cu
pH/CaCl ₂		-0,79	-0,38	-0,62	-0,59	-0,84	-0,55	-0,70	-0,71
C _{ox}		0,61	0,42	0,67	0,55	0,68	0,60	0,75	0,68
Q ₆ ⁴		-0,26	0,42	-0,03	-0,25	0,50	-0,41	0,32	-0,45
KVK v mmol.kg ⁻¹		0,79	0,03	0,71	0,62	0,73	0,67	0,75	0,85
íllová frakcia v % ⁽²⁾		0,57	0,47	0,31	0,86	0,64	0,86	0,45	0,74
obsah kovov v mobilnej frakcii ⁽³⁾	Cd	0,83	0,28	0,51	0,72	1,0	0,59	0,69	0,69
	Pb	0,55	0,16	0,35	0,68	0,59	1,0	0,49	0,73
	Zn	0,56	0,30	0,74	0,51	0,69	0,49	1,0	0,54
	Cu	0,89	0,22	0,74	0,80	0,68	0,73	0,54	1,0

C_{ox} – oxidovateľný uhlík – oxidizable carbon

Q₆⁴ – optický kvocient – optical quotient

KVK – kationová výmenná kapacita – cation exchange capacity

⁽¹⁾ – parameter, ⁽²⁾ – clay fraction < 0,01mm, ⁽³⁾ – mobile content of heavy metals, ⁽⁴⁾ – content of heavy metals in plant (grain)

Pri stanovení limitných hodnôt indikátorov zraniteľnosti ekologických funkcií skupiny kambizemí sme vychádzali z tabuľky Spearmanových korelačných koeficientov (tab. 1) a z limitnej hodnoty (podľa vyhlášky z roku 1994, [8]) prípustného obsahu kovu v konzumnej časti, v zrne ovsa siateho. Postupovali sme systémom regresných krokov od jednoduchšej regresie dopĺňaním vypočítaných parametrov a kombinácií týchto parametrov po multiplikatívny regresný model vyjadrujúci agregáciu limitných hodnôt.

Výsledky Spearmanovej korelačnej analýzy ako aj teoretické predpoklady pre indikátory sme využili ako odrazové údaje pre tvorbu modelov s pomocou postupných viacnásobných lineárnych regresíí (kde linearita je chápaná z hľadiska parametrov a nie premenných) (tab. 2), zostupným krokovým dosadzovaním vypočítaných indikátorov. Vhodnosť použitého regresného modelu definuje index determinácie.

Tabuľka 2 Regresné rovnice a multiplikatívny model pre kadmium – Regression equations and multiple regression model for cadmium

Regresná rovnica ⁽¹⁾	Index determinácie ⁽⁴⁾	Vypočítaná limitná hodnota ⁽⁵⁾
$Cd_g = 0,0188 + 0,3972.Cd_m$ východisková hodnota ⁽²⁾ $Cd_g = 0,07 \text{ mg.kg}^{-1}$	0,83	$Cd_m = 0,129 \text{ mg.kg}^{-1}$
$Cd_m = 1,841 - 0,313.pH/CaCl_2$ východisková hodnota ⁽²⁾ $Cd_m = 0,129 \text{ mg.kg}^{-1}$	-0,96	$pH/CaCl_2 = 5,47$
$pH/CaCl_2 = 6,577 - 1,026.C_{ox}$ východisková hodnota ⁽²⁾ $pH/CaCl_2 = 5,47$	-0,81	$C_{ox} = 1,23\%$
$pH/CaCl_2 = 0,06459.KVK - 3,30133.C_{ox}$ $pH/CaCl_2 = 5,47 \quad C_{ox} = 1,23\%$	0,94	$KVK = 147,56 \text{ mmol.kg}^{-1}$
$KVK = 57,76577 + 2,8679.íl$	0,66	$íl = 3,31\%$
multiplikatívny model ⁽³⁾ $Cd_g = 0,125704.Cd_m - 0,0565.pH/CaCl_2 -$ $-0,0878.C_{ox} + 0,00251.íl + 0,00278.KVK$	0,87	

Cd_m – obsah mobilnej formy kadmia stanovený ako prvá frakcia selektívnej sekvenčnej extrakcie podľa Zeiena a Brummera [6] – content of mobile cadmium, 1. fraction by Zeien and Brummer [6]

Cd_g – obsah kadmia stanovený v zrne ovsu siateho – content of cadmium in oats grain

C_{ox} – oxidovateľný uhlík – oxidizable carbon

Q_6^4 – optický kvocient – optical quotient

KVK – kationová výmenná kapacita – cation exchange capacity

Multiplikatívne modely ako aj limitné hodnoty indikátorov pre Pb, Zn a Cu získané analogickým postupom s výnimkou východiskovej hodnoty, kde sme vychádzali z vyhlášky NSR [7] pre prípustné obsahy mobilných foriem ťažkých kovov sú uvedené v tabuľke 3.

Možnosti hodnotenia ekologických funkcií pôdy sú podmienené rozsahom a kvalitou limitných hodnôt. Kambizeme vyvinuté na flyšovom substráte si zachovávajú a plnia svoje funkcie v optimálnom intervale svojich parametrov. Agregácia limitných hodnôt zraniteľnosti ekologických funkcií sledovanej skupiny kambizemí pre Cd, Pb, Zn a Cu predstavuje kritický stav kambizemí vyvinutých na flyši, stav, v ktorom nie sú schopné plne zabezpečiť svoje ekologické funkcie.

Potenciál zraniteľnosti kambizemí môžeme charakterizovať nasledovne: Kambizeme vyvinuté na flyšových substrátoch patria k pôdam so strednou zraniteľnosťou. Antropogénne zaťaženie pôdy v regióne Kysuce sa vyznačuje vysokou potenciálnou prístupnosťou zaťažujúcich látok vnášaných do pôdy, ako aj potenciálnym zakyslením povrchu agregátov. Pri dosiahnutí kritického zaťaženia pôdy, kedy pôda už nie je schopná plniť si svoje environmentálne funkcie a tým nepoškodzovať iné zložky prírodného prostredia, charakterizovaného limitnými hodnotami parametrov, je v prípade kambizemí

vyvinutých na flyši nevyhnutné aplikovať vhodnú kombináciu agrotechnických a melioračných opatrení. Melioračné vápnenie, schopné čiastočne demobilizovať ťažké kovy, je potrebné kombinovať s pestovaním vhodných plodín pre zaťažené územia, menej citlivých k príjmu ťažkých kovov.

Tabuľka 3 Multiplikatívne modely pre olovo, zinok a meď – Multiple models for lead, zinc and copper

Multiplikatívny model ⁽¹⁾	Index determinácie ⁽²⁾
$Pb_r = 5,2831 + 33,613.Pb_m + 1,8222.pH/CaCl_2 + 7,7648.C_{ox} + 0,0964.íl - 0,1557 . KVK$	0,94
$Pb_g = -0,1879.Pb_m - 0,03645. pH/CaCl_2 - 0,2311.C_{ox} + 0,029492.íl + 0,000339 . KVK$	0,74
$Zn_g = 0,34271.Zn_m + 3,881943. pH/CaCl_2 + 16,56.C_{ox} + 0,099.íl - 0,1375. KVK$	0,95
$Cu_g = 11,948.Cu_m + 0,2057. pH/CaCl_2 + 2,2066.C_{ox} + 0,083994.íl - 0,0382. KVK$	0,98

Pb_m , Zn_m , Cu_m – obsah mobilnej formy olova, zinku a medi stanovený ako prvá frakcia selektívnej sekvenčnej extrakcie podľa Zeiena a Brummera [6] – content of mobile lead, zinc, copper, 1. fraction by Zeien and Brummer [6]

Pb_g , Zn_g , Cu_g – obsah olova, zinku a medi stanovený v zrne ovsa siateho – content of lead, zinc and copper in oats grain

Pb_r – obsah olova stanovený v koreni ovsa siateho – content of lead in oats root

C_{ox} – oxidovateľný uhlík – oxidizable carbon

Q_6^4 – optický kvocient – optical quotient

KVK – kationová výmenná kapacita – cation exchange capacity

íl – obsah ílovej frakcie < 0,01 mm v % – clay fraction < 0,01 mm

⁽¹⁾ – multiple model, ⁽²⁾ – R-squared

Záver

Poznanie zraniteľnosti pôd umožní pestovateľom optimálne využívanie danej poľnohospodárskej lokality rešpektujúc zásady ekologizácie poľnohospodárskej praxe, predovšetkým rastlinnej výroby a to pestovaním plodín menej citlivých na príjem konkrétnych kontaminantov.

Literatúra

- JURÁNI B., 1996: Ochrana agrochemických a ekologických vlastností pôd. In: Ochrana pôdy – výzva pre budúcnosť (zbor. referátov z ved. konferencie), VÚPÚ Bratislava, s.79 – 82 (ISBN 80-85361-23-X).
- KAUPENJOHAN M., WILCKE W., 1995: Heavy metal release from a serpentine soil using a pH – stat technique; Soil. Sci. Soc. Amer. J. 59, p. 1027 – 1031.
- KAYZER A.T., WILCKE W., KAUPENJOHAN M., JOSLIN J., 1994: Small scale heterogeneity of soil chemical properties; Z. Pf. Bodenkunde 157, s. 453 – 458.
- MAKOVNÍKOVÁ J., 2000: Distribúcia Cd, Pb, Cu, Zn v hlavných pôdnych predstaviteľoch Slovenska a jej hodnotenie so zreteľom na potenciály a bariéry transportu kovov do rastlín; (Pedodisertation), VÚPOP – Bratislava, 126 s. (ISBN 80-83561-67-1).
- ZÁVODSKÝ D. a kol., 1995: Mapping of critical levels/loads for the Slovak republic. Acid Rain Research Report 37, 74 s.
- ZEIEN H., BRÜMMER G.W., 1989: Chemische extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbindungsformen in Böden; Mitteilgn. Dtsch. Bodenkundl. Gesellsch., 59/I., s. 505 – 510.
- Veröffentlichungen Bodenschutz Baden-Württemberg, 1996: Heft 1 in der Reihe "Boden", Ministerium für Umwelt und Verkehr in Baden-Württemberg, 94 s.
- Zbierka zákonov č. 2/1994, čiastka 1, Výhláška Ministerstva zdravotníctva SR z 10. 12. 1993, ktorou sa ustanovujú hygienické požiadavky na cudzorodé látky v požívatinách.

Formovanie úrod silážnej kukurice z hľadiska potenciálu živín v pôde

Dušan MIKLOVIČ, Božena PECHOVÁ

Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

Úvod

Kukurica je jedna z náročnejších poľnohospodárskych plodín. Je typickou plodinou starej pôdnej sily. Vyžaduje dostatočný obsah prístupných živín v pôde, z ktorej následne sorbuje ich veľké množstvá. Živiny sa musia do pôdy dopĺňať a to tak vo forme minerálnej ako aj vo forme organickej, najmä kvalitného maštalného hnoja. Okrem úrody zrna poskytuje aj veľké množstvo organickej hmoty pri zbere ako kukurica na siláž. V teplých nížinných oblastiach Slovenska je kukurica hlavnou jedno-ročnou krmovinou.

Ciele riešenia

1. Zhodnotiť ponuku živín prostredia vo vzťahu k zabezpečeniu úrodovného procesu kukurice v sledovaných podmienkach.
2. Zhodnotiť potenciál živín v rozdielnych produkčných typoch pôd z hľadiska projekcie hnojenia pri zabezpečovaní nárokov plodín vo vzťahu k tvorbe úrody. Pričom potenciál živín chápeme ako výslednicu pôsobenia rôznych parametrov pôdy ako je pôdny typ, obsah humusu, zrnitosť zloženie, sorpčné vlastnosti pôdy spolu s obsahom prístupných živín.

Hodnotené boli najproduktnejšie pôdy, pôdy vysoko produktné, produktné a málo produktné v rade: černoze \Rightarrow čierica \Rightarrow fluvizem \Rightarrow hnedozem \Rightarrow kambizem \Rightarrow pseudoglej \Rightarrow regozem. Celkom 42 stanovíšť.

Cieľu zodpovedalo členenie a hodnotenie pôdneho potenciálu živín a úrod sušiny podľa:

- pôdneho druhu
- pôdneho typu a
- produkčného potenciálu pôd

Výsledky

Z hľadiska zrnitostného zloženia trojročné výsledky jednoznačne ukázali, že úrody silážnej kukurice boli najvyššie na stredne ťažkej pôde (graf 1) a viac menej rovnaké na ľahkej a ťažkej pôde.

Stredne ťažké pôdy (predstavovali 60 % – v celoslovenskom priemere predstavujú vyše 70 % výmery p.p.) majú najpriaznivejšie fyzikálne, chemické a biologické vlastnosti. Majú primeranú vodnú a vzdušnú kapacitu. Biologickú činnosť majú nižšiu ako ľahké pôdy. Dobrá pórovitosť dáva podmienky pre činnosť mikroorganizmov, najmä baktérií. Rozkladom organických látok sa uvoľňujú do pôdy živiny pre rastliny v ľahkoprístupnej forme. Sorpcia živín je dobrá, nie síce tak silná ako pri

ťažkých pôdach, ale dostačujúca pre ochranu živín pred vyplavovaním do spodných vrstiev, mimo dosahu koreňového systému rastlín.

Ťažké pôdy (30 %-né zastúpenie – v celoslovenskom priemere okolo 20 % výmery p.p.) sú pre vodu a vzduch ťažko priepustné, ľahko sa zamokrujú, za sucha veľmi stvrdnú, po orbe vytvárajú hrudy (zníženie úrod v roku 2000 – extrémne suchý a teplý). Mikrobiálna činnosť ťažkých pôd je slabá (studené pôdy), rozklad organických látok je pomalý a nedokonalý. V ťažkých pôdach prevládajú anaeróbne baktérie. Tie sú síce dôležité pre tvorbu humusu, ale ak sú v pôde v prevahe výživa rastlín nie je dostatočne zabezpečená.

Môžeme konštatovať, že zrnitostné zloženie pôdy ovplyvňuje podmienky výživy v širokom rozsahu, či už je to rozdielnym vodným a vzdušným režimom, sorpciou živín, podmienkami pre biologickú činnosť a zakoreňovanie rastlín resp. samotnou zásobou prístupných živín.

Graf (2) uvádza úrodu biomasy silážnej kukurice pestovanej na sledovaných typoch poľnohospodárskych pôd. Z výsledkov je zrejmé, že najproduktívnejšie typy si zachovávajú svoju úrodnosť i v klimaticky rozdielných ročníkoch.

Z aspektu produkčnej schopnosti sa vytvorili zoskupenia: najproduktívnejšie pôdy (ČM + ČA), vysoko produkčné (FM + HM), produkčné (KM + PG) a málo produkčné (RM), (graf 3).

Priemerné obsahy prístupných živín v pôde (N_t , P a K) a ich obsahy v rastlinách podľa uvedeného členenia sú v tabuľkách (1 až 3).

Záver

- úrody sušiny sa líšili v závislosti od pôdneho druhu, typu a produkčnej schopnosti pôd
- najvyššie úrody boli dosiahnuté na najproduktívnejších pôdach: černoze, čiernice a na vysoko produkčných pôdach: fluvizeme a hnedozeme,
- z hľadiska pôdneho druhu najvyššie a najstabilnejšie úrody silážnej kukurice boli dosiahnuté na stredne ťažkých pôdach,
- na najproduktívnejších a vysoko produkčných pôdnych typoch boli získané úrody sušiny presahujúce $14 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$ resp. $12 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$, na málo produkčných iba $7 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$.

Dosiahnuté výsledky sú jedným z postupov, ktoré by mali vyústiť do:

1. modifikácie systému hnojenia a výživy rastlín,
2. charakteristiky rôznych fyzikálno-chemických ukazovateľov, ktoré ovplyvňujú príjem a transport živín v pôde vo vzťahu k ich využitiu rastlinami a do,
3. racionalizácie a zefektívnenia hnojenia na základe podrobných informácií o pôde.

Tabuľka 1 Produkcia sušiny kukurice a obsahy hlavných živín v pôde a v rastline podľa pôdného druhu

Druh pôdy	Úroda sušiny (t.ha ⁻¹)	Pôda			Rastlina		
		(mg.kg ⁻¹)			(%)		
		N _t	P	K	N	P	K
Ľahká	11,3	1 297	100	235	0,750	0,225	1,73
Stredná	13,0	2 065	87	349	0,792	0,236	1,12
Ťažká	11,0	2 137	98	342	0,876	0,238	1,36

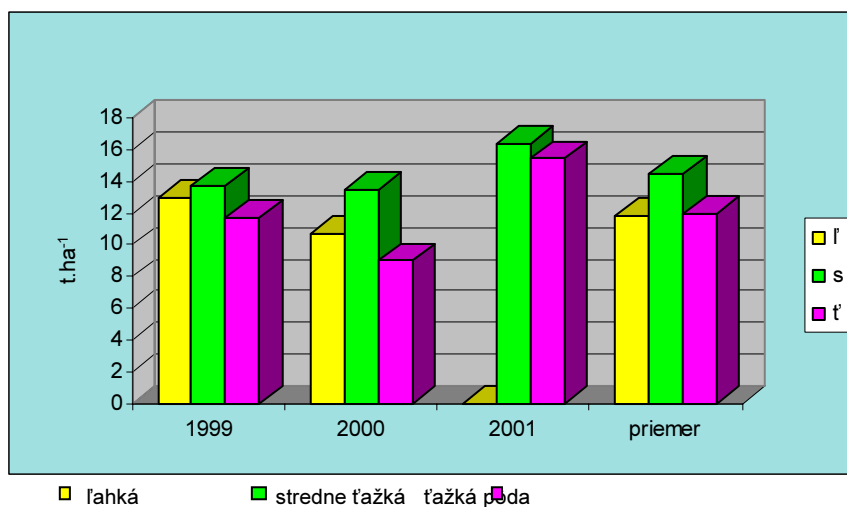
Tabuľka 2 Produkcia sušiny kukurice a obsahy hlavných živín v pôde a v rastline podľa hlavných pôdných predstaviteľov

Pôdny typ	Úroda sušiny (t.ha ⁻¹)	Pôda			Rastlina		
		(mg.kg ⁻¹)			(%)		
		N _t	P	K	N	P	K
černozem	15,1	2 135	83	410	0,90	0,27	1,18
čiernica	14,7	2 354	89	258	0,79	0,21	1,04
fluvizem	13,8	2 160	93	268	0,87	0,21	1,24
hnedoziem	13,5	1 638	120	600	0,88	0,27	1,25
kambizem	9,0	2 194	147	230	0,75	0,25	1,35
pseudoglej	7,3	1 594	42	239	0,68	0,26	1,50
regozem	7,0	1 192	132	206	0,73	0,23	1,67

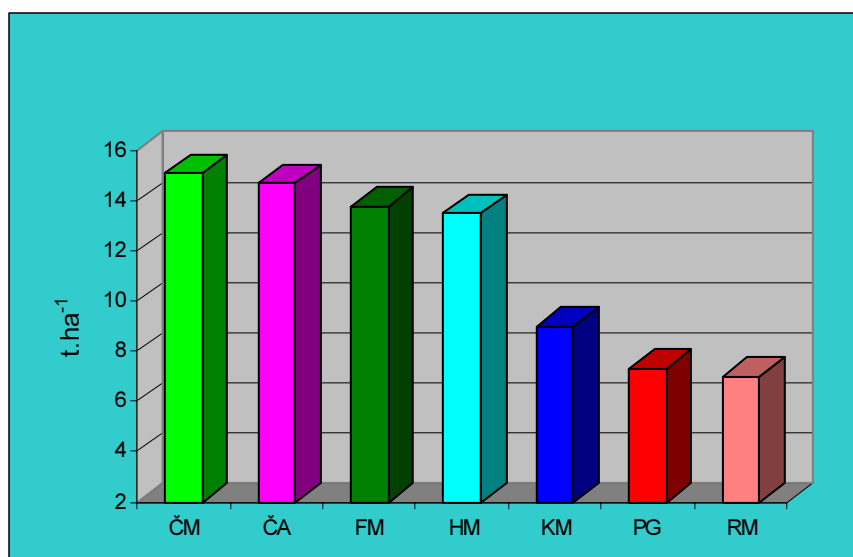
Tabuľka 3 Produkcia sušiny kukurice a obsahy hlavných živín v pôde a v rastline podľa produkčného potenciálu

Produkčný typ	Úroda sušiny (t.ha ⁻¹)	Pôda			Rastlina		
		(mg.kg ⁻¹)			(%)		
		N _t	P	K	N	P	K
najproduktnejšie	14,84	2 284	87	313	0,826	0,226	1,08
Vysoko produktčné	13,63	1 942	104	421	0,876	0,238	1,25
produktčné	8,74	1 772	72	320	0,700	0,257	1,46
málo produktčné	7,00	1 192	132	173	0,730	0,233	1,67

Graf 1 Úroda sušiny kukurice v hodnotených rokoch podľa druhu pôdy



Graf 2 Úroda sušiny silážnej kukurice podľa hlavných pôdných typov (priemer 3 rokov)



Projevy eroze na intenzivně obhospodařovaných půdách

Jiří NOVOTNÝ, Radim CZELIS

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, oddělení PÚ Brno, Lidická 25/27 Brno

Eroze půdy je přírodní proces, jehož intenzitu lze výrazně omezit a tak umožnit trvalé využívání půd k pěstování zemědělských plodin. Eroze ochuzuje zemědělské půdy o nejúrodnější část – ornici, zhoršuje fyzikálně chemické vlastnosti a snižuje obsah živin a humusu.

Změny způsobené erozí dokumentuje příklad dvou kopaných sond v černozemní oblasti v katastrálním území Hruška v okrese Prostějov.

Úrodnostný potenciál stredne ťažkých pôd Slovenska

Božena PECHOVÁ, Dušan MIKLOVIČ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 823 17 Bratislava

Agrochemické parametre pôdy sa prostredníctvom živín z aplikovaných hnojív významnou mierou podieľajú na stabilizácii pôdnej úrodnosti. Zo strategického hľadiska zabezpečenie stredného až dobrého obsahu prístupných živín v pôde treba vnímať ako opatrenie, ktoré dlhodobo stabilizuje úrody plodín.

Nízka intenzita hnojenia, najmä fosforečnými a draselnými priemyselnými hnojivami na Slovensku sa v poslednom desaťročí prejavuje v postupnom znižovaní živinových zásob a vyčerpávaním pôdy.

Táto situácia si vyžiadala prehodnotenie vývoja úrodnostného potenciálu pôd na území Slovenska v rokoch 1999 – 2001.

Zamerali sme sa na sledovanie pôdnej reakcie, množstva a kvality humusu, živinového potenciálu, t.j. obsahu celkového dusíka, prístupného fosforu a draslíka v stredne ťažkých čierniciach, černoziach, fluvizemiach, hnedozemiach, kambizemiach a v pseudoglejoch.

Znázornenie získaných údajov v typoch, subtypoch a vo varietach sledovaných stredne ťažkých pôd vyplýva zo súborných obrázkov 1.

Výskyt optimálnych vlastností pôdných typov, subtypov a variet je ilustrovaný v súborných obrázkoch 2 (pôdna reakcia – pH/KCl: neutrálna až alkalická, obsah humusu: stredný až veľmi dobrý, kvalita humusu: humáto-fulvátne až humátne typy, celkový dusík: stredný až veľmi vysoký obsah, prístupný fosfor a draslík: dobrý až veľmi vysoký obsah v %).

Zo súborných obrázkov 2 vyplýva aj výskyt pôd s kyslou pôdnou reakciou, s nízkym obsahom humusu (fulvátneho alebo fulváto-humátneho typu) a celkového dusíka, s nízkym až stredným obsahom prístupných P, K živín (100 – optimálne vlastnosti, v %).

Pri zvyšovaní pôdnej reakcie sa v stredne ťažkých pôdach štatisticky preukázalo zvyšovanie obsahu a kvality humusu (HK:FK) a obsahu celkového dusíka.

Zvyšovaním obsahu humusu stúpala jeho kvalita, obsah celkového dusíka a prístupného fosforu. V sledovaných pôdach pri zvyšovaní kvality humusu stúpala štatisticky významne obsah celkového dusíka, prístupného fosforu a draslíka. Zvyšovaním pomeru C:N klesal obsah celkového dusíka a prístupného draslíka v pôde (tabuľka 1).

Tabuľka 1 Korelačné vzťahy medzi hodnotenými pôdnymi parametrami

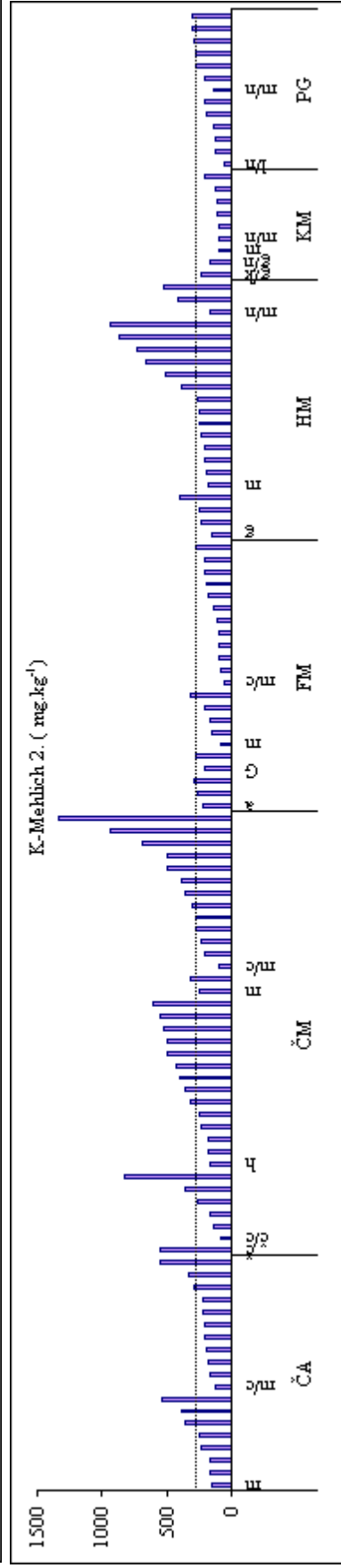
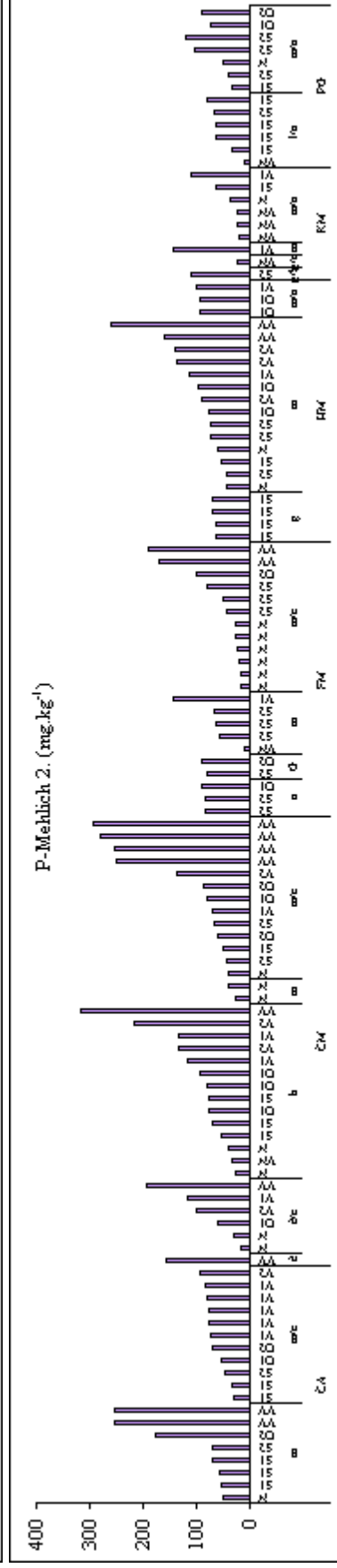
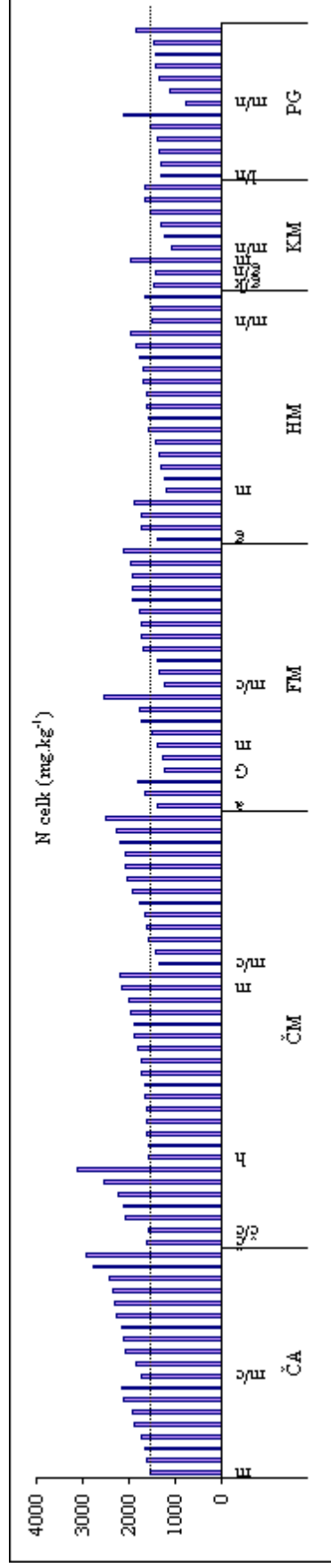
SŤP	pH/KCl	humus	HK:FK	C:N	Ncelk.	P-príst.	K-príst.
pH/KCl	1						
Humus (%)	0,180	1					
HK:FK	0,237	0,317	1				
C:N	-0,010	0,757	0,016	1			
N tot (mg.kg ⁻¹)	0,302	0,404	0,422	-0,266	1		
P-príst. (mg.kg ⁻¹)	0,000	0,220	0,376	0,143	0,124	1	
K-príst. (mg.kg ⁻¹)	0,061	-0,082	0,334	-0,206	0,196	0,647	1
n=122 ...Rkrit. (0,01)= 0,232; R krit.(0,05)= 0,178;							

Medzi hodnotenými parametrami pôdnou reakciou, množstvom a kvalitou humusu a živinovou ponukou stredne ťažkých pôdných typov (subtypov a variet) zisťujeme prirodzenú koncentračnú variabilitu.

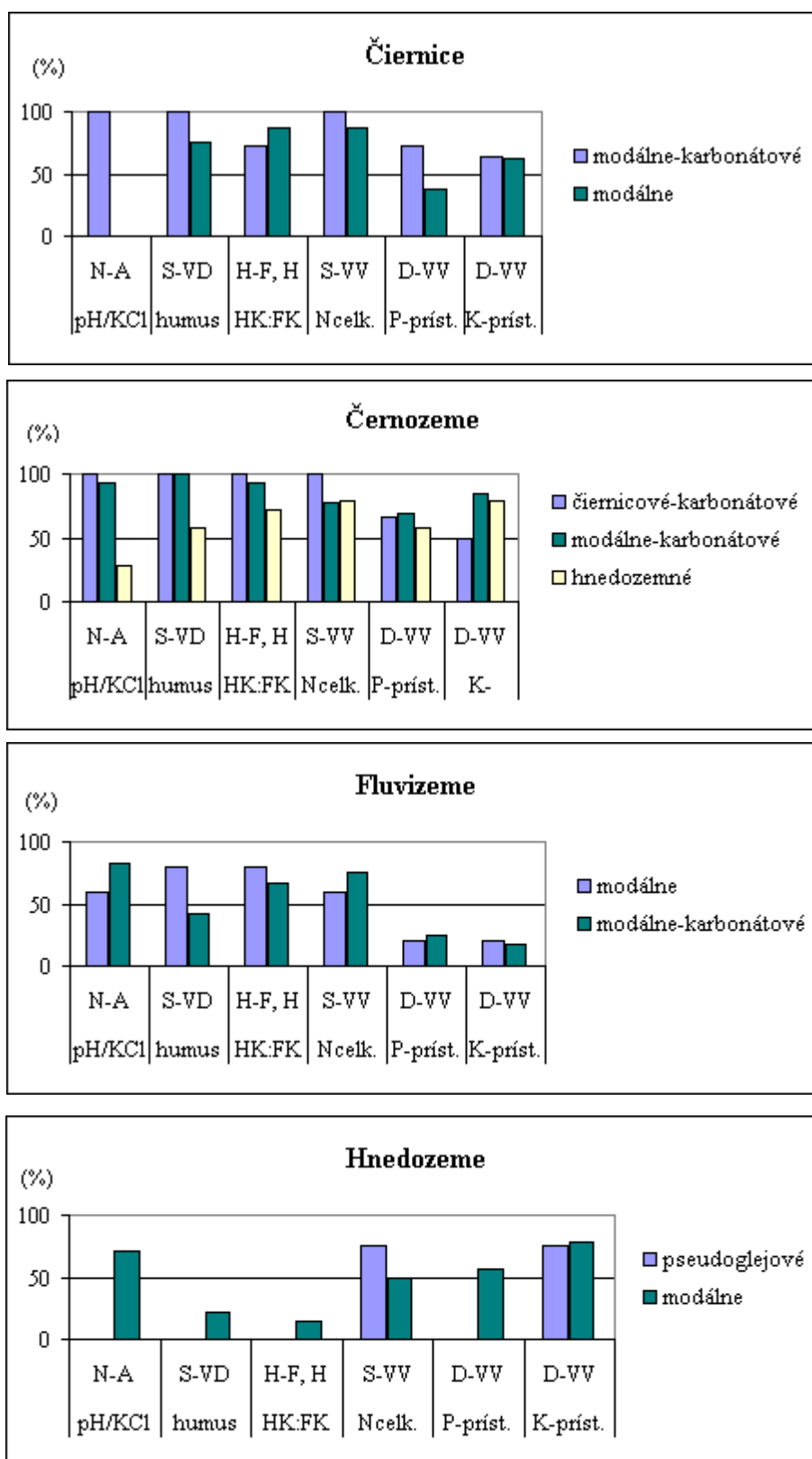
Na základe percentuálneho vyjadrenia výskytu optimálnych (prípadne menej žiaducich) vlastností pôd z hľadiska ich úrodutvorného potenciálu konštatujeme, že si naše najúrodnejšie černozeme čiernicové karbonátové, modálne karbonátové a čiernice modálne karbonátové stále udržujú vyšší obsah dusíka, prístupného fosforu, draslíka a kvalitného humusu pri neutrálnej až alkalicknej pôdnej reakcii.

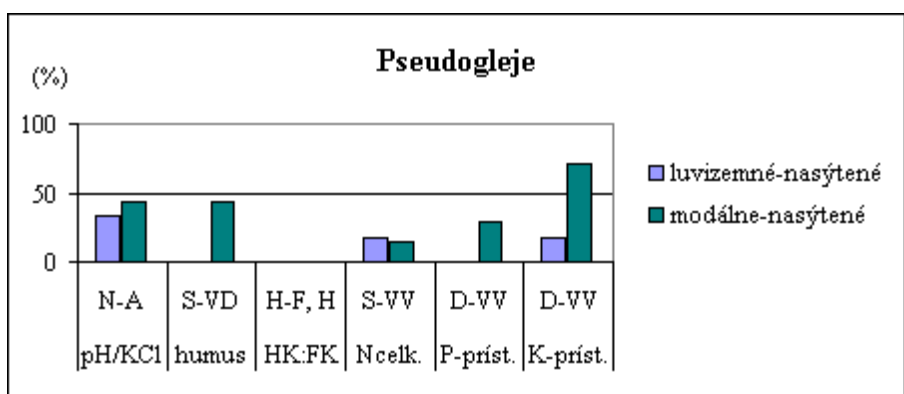
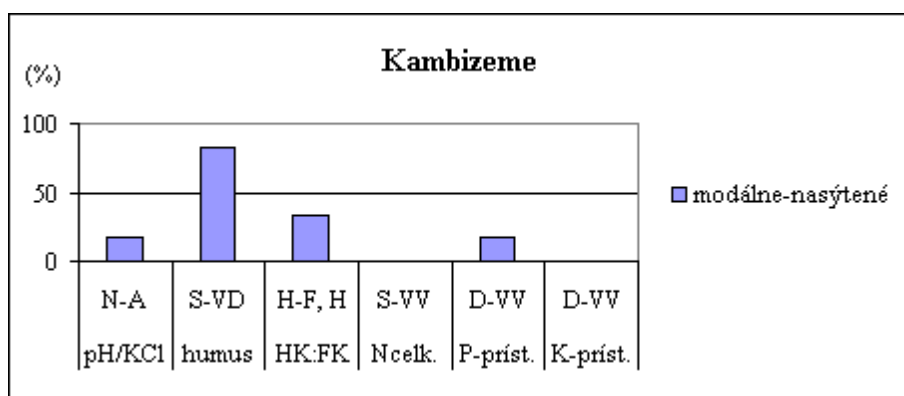
K úrodnejším pôdam možno zaradiť aj niektoré černozeme hnedozemné, čiernice modálne (slabo-kyslé, s vyšším obsahom prístupného fosforu), fluvizeme modálne, modálne karbonátové (s vyšším obsahom prístupných živín) a hnedozeme modálne (pri vyššom obsahu kvalitného humusu a dusíka).

Kambizeme modálne nasýtené, hnedozeme pseudoglejové, pseudogleje modálne nasýtené a luvizemné nasýtené sú väčšinou menej úrodné. Zaznamenávali sa v nich iba niektoré pozitívne vlastnosti ovplyvňujúce pôdnu úrodnosť, prevažne v nižšom percente sledovaných pôd.



Obr. 2 Výskyt optimálnych úrodutvorných vlastností v pôdnych typoch, subtypoch a varietach





Sledovanie vplyvu vodnej erózie na zmeny pôdných vlastností (ako súčasť monitoringu pôd)

Ján STYK

VÚPOP Bratislava, Regionálne pracovisko Banská Bystrica, Mládežnícka 36

Abstrakt

Monitorovanie vplyvu vodnej erózie na poľnohospodárske pôdy je od roku 1993 (boli založené prvé 3i transekty, v súčasnej dobe je ich 8) súčasťou Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda. Na základe stanovenia rádioaktívneho izotopu ^{137}Cs v pôdnom profile sa na všetkých vybraných erózných transektoch potvrdila prítomnosť procesov vodnej erózie. Sledovaním zmien vybraných pôdných parametrov v priestore (priestorová a profilová diferenciácia) a v čase (časová dynamika) slúži na upresnenie získaných výsledkov aktivity ^{137}Cs . Na tomto základe môžeme konštatovať, že hoci sa vplyv vodnej erózie prejavuje na všetkých vybraných erózných transektoch, zatrávnením transektu v Kečove (ostatné sú orná pôda) tu došlo k zníženiu vplyvu erózných procesov na zmeny sledovaných pôdných vlastností.

Kľúčové slová: vodná erózia, ^{137}Cs , priestorová diferenciácia, profilová diferenciácia, časová dynamika

Úvod

Pôda má pomerne veľkú schopnosť odolávať nepriaznivým vplyvom vonkajšieho prostredia no aj tak často dochádza k jej degradácii. Jedným z hlavných problémov poľnohospodárstva je degradácia pôdy procesmi vodnej erózie, ktoré v konečnom dôsledku vedú až k znižovaniu prirodzenej úrodnosti pôdy, znečisťovaniu vodných tokov a zanášaniam vodných nádrží. Monitorovanie jej vplyvu na poľnohospodárske pôdy je od roku 1993 (boli založené prvé tri transekty na sledovanie vodnej erózie) súčasťou Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda. Od roku 2000 je cieľom úlohy sledovanie a následne aj vyhodnotenie kvantitatívnych zmien pôdných parametrov (zrnitostné zloženie, fyzikálne vlastnosti, pH/KCl, obsah humusu, a prístupný fosfor) na 8 erózných transektoch v priestore a čase (priestorová a profilová diferenciácia, časová dynamika). Stanovenie spomínaných pôdných vlastností slúži na upresnenie získaných výsledkov aktivity rádioaktívneho izotopu ^{137}Cs (metóda rádioaktívneho izotopu cézia slúži na sledovanie intenzity vodnej erózie za definované časové obdobie 30 – 35 rokov).

Materiál a metódy

Metóda stanovenia aktivity rádioaktívneho izotopu ^{137}Cs je založená na distribúcii ^{137}Cs v pôdnom profile. Normálna hĺbková distribúcia ^{137}Cs je určená hĺbkou ornice (25 – 30 cm). V tejto vrstve je obsah ^{137}Cs pomerne homogénny. Pod hranicou ornice jeho obsah výrazne klesá a v hĺbke 35 – 40 cm sa takmer nedá zmerať. Táto schéma však platí len pri pôdach, ktoré nie sú ovplyvnené procesmi erózie. Spomínaný izotop sa v pôde pevne viaže na jej koloidné zložky, nevyplavuje sa a jeho polčas rozpadu je dlhý (30,17 rokov) preto je v pôde pomerne stabilný. K jeho výraznejšiemu úbytku, alebo nárastu dochádza iba v prípade erózneho odnosu pôdy a jej následného akumulovania (Linkeš, Lehotský, Stankoviansky, 1992; Walling, Quine, 1993; Fulajtár, Janský, 2001). Za pomoci metódy ^{137}Cs môžeme stanoviť reálne hodnoty eróznej a akumulačnej zložky erózneho procesu v konkrétnom

časovom období (čistá redistribúcia pôdy za časové obdobie 30 – 35 rokov). Všetky analýzy na rádioaktívny izotop ^{137}Cs boli uskutočnené v laboratóriách VÚJE v Trnave.

Sledovanie zmien pôdných vlastností slúži na upresnenie výsledkov získaných metódou merania aktivity rádioaktívneho izotopu ^{137}Cs . Pôdne parametre boli stanovené podľa štandardných analytických metód používaných v rámci Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda v laboratóriách Regionálneho pracoviska VÚPOP v Banskej Bystrici.

V rámci Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda sa procesy vodnej erózie monitorujú na 8 transektoch (Voderady, Plavé Vozokany, Ulič, Zacharovce, Kečovo, Smolinské, Rišňovce, Osikov). Na každom z nich sú lokalizované 3 pedologické sondy z ktorých sa každoročne odoberajú pôdne vzorky na stanovenie pôdných vlastností. Prvá sonda je umiestnená na vrchole svahu a predstavuje vrcholovo eluviálnu časť transektu (neerodované alebo mierne erodované pôdy), druhá sa nachádza na svahu v eróznej časti transektu (erodované pôdy) a tretia je umiestnená v spodnej (akumulačnej) časti transektu (akumulované pôdy).

Odber pôdných vzoriek sa robí v hĺbkových intervaloch po 5 cm až do hĺbky 45 cm. Hĺbky odberu sú totožné z hĺbkami z predchádzajúceho odberového cyklu. Z ornice (0 – 25 cm), ktorá je orbou pravidelne premiešaná sa odoberá iba jedna pôdna vzorka a to z hĺbky 0 – 10 cm. Pedologické sondy z ktorých sa odoberajú pôdne vzorky sú v rámci jednotlivých transektov lokalizované na základe geodetického zamerania.

V uvedenom príspevku sú prezentované výsledky dosiahnuté na dvoch transektoch: Voderady (orná pôda), Kečovo (TTP).

Dosiahnuté výsledky

Voderady

Pre pahorkatinu Podunajskej nížiny je charakteristický mierne členitý reliéf s výskytom stredne ťažkých pôd vyvinutých na spraši. Transekt je situovaný na ornej pôde so svahovitosťou 6 – 12° pričom jeho vrchná a erózna časť je charakteristická černoziemou kultizemnou, pokým v spodnej (akumulačnej) časti sa nachádza černoziem čiernicová (v hĺbke nad 60 cm sa vyskytujú oxidačné znaky glejového horizontu).

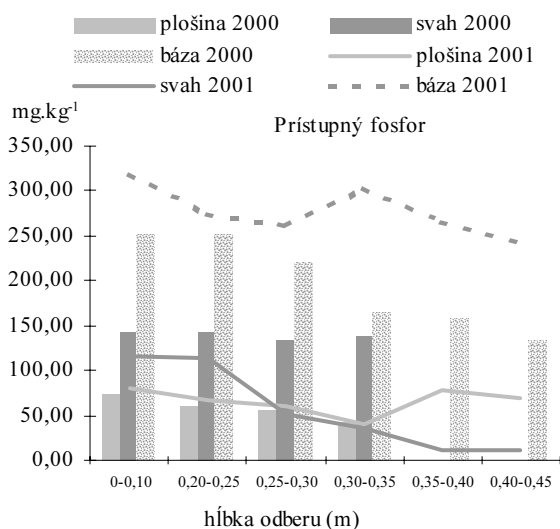
Namerané hodnoty cézia svedčia o intenzívne prebiehajúcich eróžno-akumulačných procesoch, ktoré vyúsťujú k akumulácii pôdneho materiálu v akumuláčnej časti (báza) transektu (tabuľka 1) kde sa ^{137}Cs nachádza ešte v hĺbke 40 cm (akumulácia pôdnej hmoty pretransportovanej vplyvom prebiehajúcich erózných procesov).

Vplyv vodnej erózie na pôdu potvrdzujú aj výsledky analýz pôdných vlastností. Viditeľné rozdiely sme zaznamenali najmä v obsahu prístupného fosforu a humusu (graf 1, 2) v priestore (priestorová diferenciácia) teda v jednotlivých častiach transektu, ale samozrejme aj v rámci pôdneho profilu (profilová diferenciácia). Najvyššie obsahy humusu (až do hĺbky 45 cm) sme namerali v spodnej časti svahu (báza), pokým na vrchole sú nižšie a na svahu (erózna časť) sú hodnoty najnižšie. Podobne je to aj s obsahom

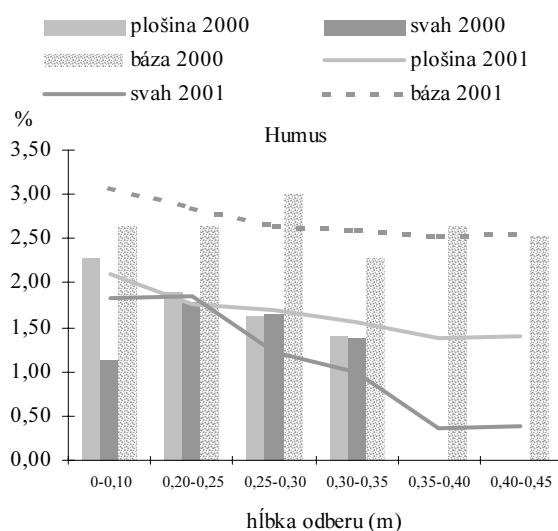
prístupného fosforu rozdiel je len v tom že na svahu je jeho obsah vyšší ako na plošine. Časová dynamika zmien týchto parametrov za obdobie 2000 a 2001 sa výrazne neprejavila (krátky časový úsek).

Tabuľka 1 Namerané koncentrácie ^{137}Cs v jednotlivých častiach transektu

Transekt	^{137}Cs (Bq.kg ⁻¹)				
	0 – 0,20 m	0,20 – 0,25 m	0,25 – 0,30 m	0,30 – 0,35 m	0,35 – 0,40 m
Voderady – plošina	9,0	7,5	5,1	2,7	0,6
Voderady – svah	6,6	6,0	2,5	1,4	0,6
Voderady – báza	8,5	10,5	8,9	6,9	6,4

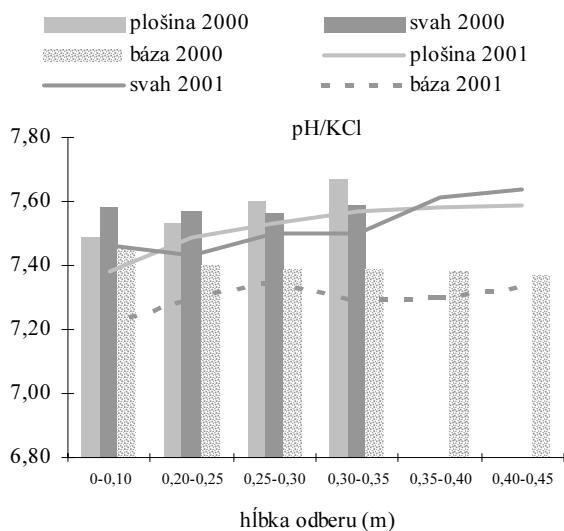


Graf 1

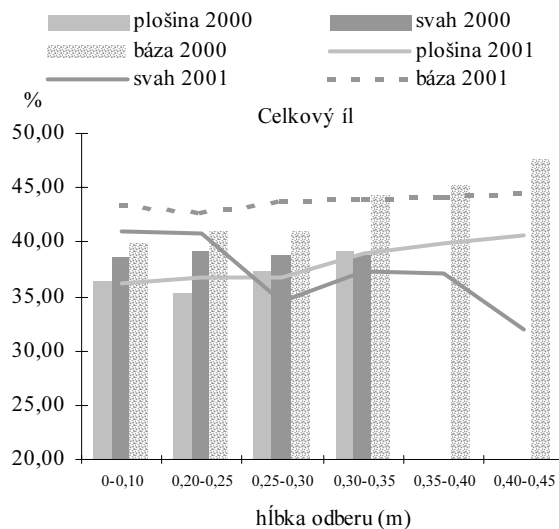


Graf 2

Percentuálne zastúpenie ílových častíc (graf 4) sa postupne zvyšuje smerom od vrcholovej časti transektu k jeho akumuláčnej časti. Pôdna reakcia je vo všetkých bodoch skúmaného územia nad hodnotou 7 pričom jej zmeny od vrcholu k spodnej časti svahu sú nepatrné (graf 3). Vplyv vodnej erózie na zmenách pôdnej reakcie v jednotlivých častiach transektu je nevýznamný. Zmeny obsahu ílu a hodnôt pôdnej reakcie v čase nevykázali zreteľný trend (graf 3, 4).



Graf 3



Graf 4

Časová dynamika zmien spôsobených vodnou eróziou (roky 2000 – 2001) v objemovej hmotnosti a celkovej pórovitosti na transekte nebola významná (tabuľka 2). Mierne zvýšená objemová hmotnosť v akumuláčnej časti transektu (báza) môže byť spôsobená zvýšeným podielom ílových častíc v tomto úseku. Ornica pôd v spodnej časti svahu je mierne utlačená. Objemová hmotnosť zaraďuje pôdy na celom transekte medzi pôdy s optimálnym vodným, vzdušným a tepelným režimom.

Tabuľka 2 Zmeny základných fyzikálnych vlastností v jednotlivých častiach transektu

	Hĺbka m	Objemová hmotnosť g.cm ⁻³		KN obj. %		PO obj. %		MKK obj. %		RVK obj. %	
		2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
Voderady (plošina)	0 – 0,1	1,19	1,33	46,92	43,80	55,13	49,80	36,17	36,70	31,55	33,43
	0,3 – 0,35	1,24	1,38	45,60	43,25	53,71	49,95	34,80	35,21	30,92	32,21
Voderady (svah)	0 – 0,1	1,14	1,22	47,00	46,55	57,32	54,30	34,92	34,93	39,85	33,83
	0,3 – 0,35	1,37	1,28	44,85	43,70	49,09	53,77	37,50	35,40	32,90	32,45
Voderady (báza)	0 – 0,1	1,38	1,35	42,05	47,27	48,57	49,17	37,90	37,73	35,77	33,75
	0,3 – 0,35	1,48	1,45	39,50	39,54	44,62	44,72	34,97	35,70	33,42	34,45

KN – kapilárna nasiaklivosť, PO – celková pórovitosť, MKK – maximálna kapilárna kapacita, RVK – retenčná vodná kapacita

Kečovo

Transekt je umiestnený v blízkosti jaskyne Domica (Slovenský kras) na trvalom trávnom poraste so sklonom svahu 8 – 12°. Vo vrcholovej časti sa nachádza ťažká (ílovito hlinitá), na svahu a v jeho spodnej časti stredne ťažká (hlinitá) kambizem pseudoglejová.

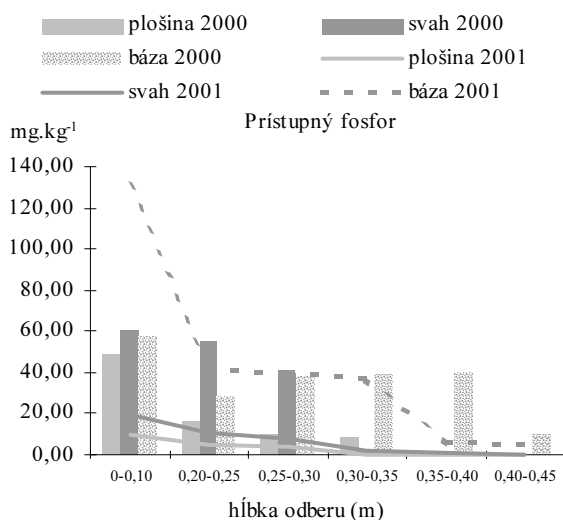
Výsledky analýz koncentrácie rádioaktívneho izotopu ¹³⁷Cs v pôde naznačujú, že na transekte najmä v minulosti (keď sa využíval ako orná pôda) intenzívne prebiehala eróznno-akumulačná činnosť. Koncentrácie cézia v jednotlivých hĺbkach akumuláčného profilu (báza) sú dva až trikrát vyššie ako v profile eróznej, ale aj vrcholovej časti transektu (tabuľka 3).

Tabuľka 3 Namerané koncentrácie ¹³⁷Cs v jednotlivých častiach transektu

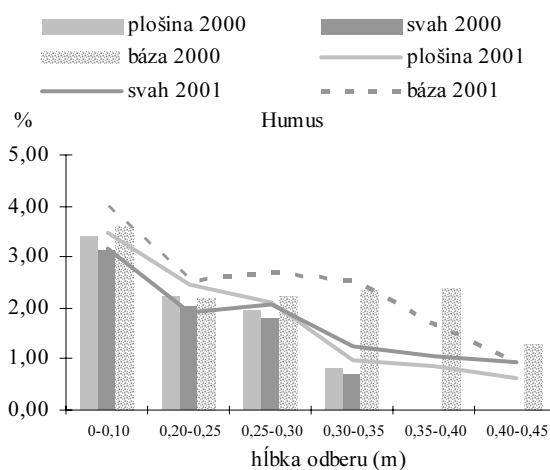
Transekt	¹³⁷ Cs (Bq.kg ⁻¹)				
	0 – 0,20 m	0,20 – 0,25 m	0,25 – 0,30 m	0,30 – 0,35 m	0,35 – 0,40 m
Kečovo – plošina		4,3	0,6	0,6	0,5
Kečovo – svah		3,8	1,2		1,1
Kečovo – báza		7,4	6,9	3,8	0,7

Prítomnosť procesov vodnej erózie (nie však takých intenzívnych ako v minulosti) potvrdzuje aj diferenciácia obsahu humusu v rámci transektu, ale aj v jednotlivých pôdnych profiloch (profilová diferenciácia). Jeho najvyššie obsahy sme namerali v akumuláčnej časti svahu (báza) kde aj v hĺbke 40 cm je jeho obsah pomerne vysoký. Naopak najnižšie hodnoty humusu sme zistili v eróznej časti a o niečo vyššie boli namerané vo vrcholovej časti transektu (graf 6). Vzhľadom na krátkosť časového úseku (roky 2000 a 2001) sa tu výraznejšie neprejavil vplyv dynamiky obsahu humusu preto rozdiely v jeho obsahoch sú za obdobie rokov 2000 a 2001 nevýrazné. Na prítomnosť vodnej erózie poukazuje aj priestorová diferenciácia obsahu prístupného fosforu z roku 2001 (výrazne najvyššie obsahy fosforu sme namerali v akumuláčnej časti svahu a nižšie v jeho eróznej a vrcholovej časti). V tomto prípade je

však veľmi zaujímavá časová dynamika zmien v obsahu prístupného fosforu (graf 5) za obdobie rokov 2000 – 2001 kedy v roku 2001 došlo k jeho výraznému zvýšeniu (až o viac ako 100 %) v akumuláčnej časti svahu (v hĺbke do 10 cm). Znovu sa potvrdilo že tento parameter je veľmi variabilný a je ovplyvnený viacerými faktormi (najmä použitím hnojív, spotreba rastlinami). Neodráža vplyv erózných procesov na pôdu v plnej miere.



Graf 5

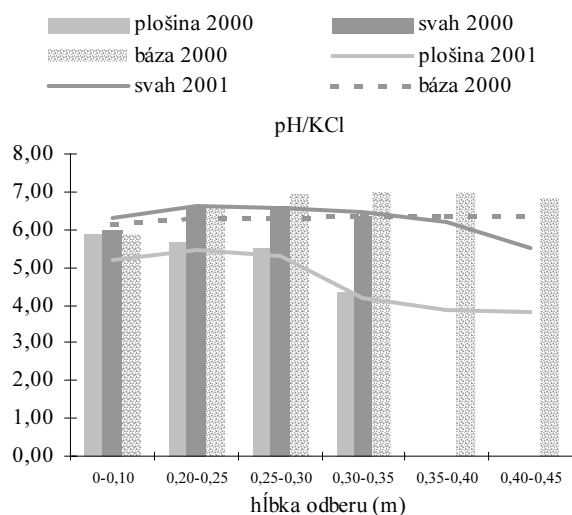


Graf 6

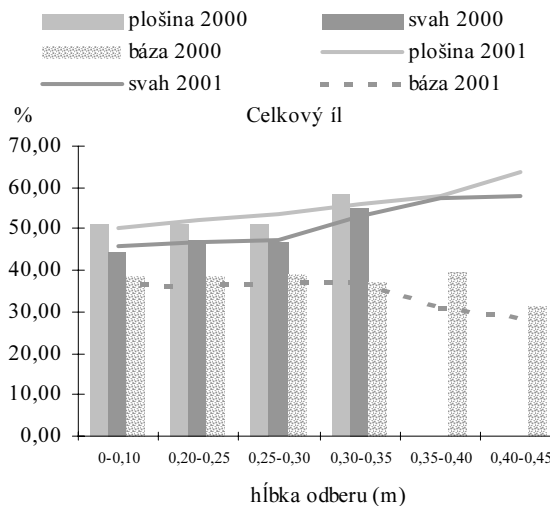
Materskou horninou, ktorá dala základ vzniku pôd nachádzajúcich sa vo vybratej lokalite, sú neogénne sedimenty (transekt sa nachádza v Slovenskom krase). Substrát pravdepodobne vplyva na pôdnu reakciu, ktorá je v ornici vrcholovej časti svahu slabo kyslá a so zväčšujúcou sa hĺbkou klesá (graf 7). Obsah ílových častíc v pôde môže byť ovplyvnený prirodzenou heterogenitou prostredia a tak na vrchole je ich zastúpenie vyššie ako v eróznej a akumuláčnej časti svahu (graf 8).

Vplyv eróžno-akumulačných procesov na zmeny základných fyzikálnych vlastností v priestore a čase je nevýrazný. Ornica má podobnú objemovú hmotnosť aj celkovú pórovitosť vo všetkých častiach sledovaného územia (tab. 4) a dynamika zmien sledovaných fyzikálnych vlastností za obdobie rokov 2000 a 2001 je nevýznamná.

Graf 7



Graf 8



Tabuľka 4 Zmeny základných fyzikálnych vlastností v jednotlivých častiach transektu

	Hĺbka m	Objemová hmotnosť g.cm ⁻³		KN obj. %		PO obj. %		MKK obj. %		RVK obj. %	
		2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001	2000	2001
Kečovo (plošina)	0 – 0,1	1,36	1,35	49,25	48,92	48,74	49,40	41,40	40,35	38,40	36,70
	0,3 – 0,35	1,48	1,48	45,80	47,30	45,77	44,95	40,27	41,05	37,32	37,40
Kečovo (svah)	0 – 0,1	1,44	1,42	44,62	45,05	45,82	46,12	38,12	37,08	33,65	33,10
	0,3 – 0,35	1,47	1,45	42,30	44,32	46,25	47,34	34,33	35,20	31,20	31,85
Kečovo (báza)	0 – 0,1	1,23	1,14	45,32	46,12	52,60	54,30	32,00	34,40	33,67	35,65
	0,3 – 0,35	1,30	1,34	44,90	45,10	50,90	51,20	35,45	35,70	32,17	32,50

KN – kapilárna nasiaklivosť, PO – celková pórovitosť, MKK – maximálna kapilárna kapacita, RVK – retenčná vodná kapacita

Záver

Vplyv procesov vodnej erózie na kvantitatívne zmeny sledovaných pôdnych parametrov (zrnitostné zloženie, fyzikálne vlastnosti, pH/KCl, obsah humusu, P_{prist}) v priestore (priestorová a profilová diferenciácia) sme pozorovali na všetkých erózných transektoch, avšak ich intenzita je rozdielna (v závislosti od reliéfu, pestovanej plodiny, intenzity zrážok, spôsobu obhospodarovania, kultúry využívania atď.). Intenzívnejší vplyv vodnej erózie bol pozorovaný na transektoch umiestnených na ornej pôde (napr. Voderady). V spodnej (akumulačnej) časti tohto transektu je ešte v hĺbke 45 cm obsah humusu takmer 3 % (akumulácia translokovanej pôdnej organickej hmoty).

Transekt v Kečove je tiež ovplyvnený vodnou eróziou, ale v minulosti (čo nasvedčujú aj výsledky analýz ^{137}Cs) bol vplyv eróžno-akumulačných procesov na pôdu oveľa intenzívnejší. Zníženie vplyvu vodnej erózie na pôdu bolo dosiahnuté zatrávením spomínaného transektu.

Na základe vyhodnotenia zmien sledovaných vlastností v čase (časová dynamika) môžeme konštatovať, že za obdobie rokov 2000 a 2001 nebol pozorovaný zreteľný trend ich zmien. Nie je to prekvapujúce vzhľadom na veľmi krátky časový úsek sledovania.

Spomedzi všetkých sledovaných parametrov (zrnitostné zloženie, pH/KCl, obsah humusu, P_{prist}) sa ukazuje dobrým indikátorom vplyvu erózie na pôdu iba obsah humusu, ktorý je v pôde pomerne stály. V niektorých prípadoch má najmenej logický priebeh priestorová diferenciácia fosforu, ktorý je veľmi variabilný ukazovateľ ovplyvňovaný najmä jeho prísunom do pôdy vo forme rôznych druhov hnojív a spotrebou rastlinami (každý rastlinný druh má individuálne požiadavky na príjem fosforu z pôdy (Styk, 2001).

Literatúra

- FULAJTÁR E., JANSKÝ L., 2001: Vodná erózia pôdy a protierózna ochrana, VÚPOP, Bratislava, 310 s.
- LINKÉŠ V., LEHOTSKÝ M., STANKOVIANSKY M., 1992: Príspevok k poznaniu vývoja vodnej erózie pôd na pahorkatinách Podunajskej nížiny s využitím ^{137}Cs . Vedecké práce VÚPU. Bratislava: VÚPOP, č. 17.
- STYK J., 2001: Monitoring vodnej erózie na poľnohospodárskych pôdach. In: Monitoring pôd SR. Priebežná správa, Kobza a kol., VÚPOP Bratislava, december, s. 124 – 137.
- WALLING D.E., QUINE T.A., 1993: Use of caesium-137 as a tracer of erosion and sedimentation: handbook for the application of the caesium-137, UK Overseas Development Administration Research Scheme, University of Exeter.

Prístup k hodnoteniu pôd akumulovať živiny

Stanislav TORMA

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, regionálne pracovisko,
Reimannova ul. 1, 080 01 Prešov*

Abstrakt

Akumulačná funkcia pôdy priamo ovplyvňuje pohyb a hromadenie živín v pôdach, ktoré potom rastliny bezprostredne využívajú pre svoj rast a vývoj. Na základe vybraných pôdných parametrov (hlbka pôdy, obsah skeletu v pôde, svahovitost' pôdy a obsah ílových častíc v pôde) bolo vytvorených 5 kategórií pôd podľa schopnosti akumulovať živiny a boli vytvorené mapy schopnosti pôdy akumulovať dusík, fosfor a draslík. Veľmi silnú schopnosť akumulovať dusík má 44 % poľnohospodárskych pôd, veľmi silnú schopnosť akumulovať fosfor má 56 % poľnohospodárskych pôd a veľmi silnú schopnosť akumulovať draslík má 16 % poľnohospodárskych pôd Slovenska. Naopak, veľmi slabú schopnosť akumulovať živiny má len 6 % pôd v prípade dusíka, 14 % pôd v prípade fosforu a 20 % pôd v prípade draslíka. Všetky tieto výsledky vychádzajú z hodnotenia schopnosti pôd akumulovať živiny v jej prirodzenom stave, tzn. bez prítomnosti rastlín (odber živín úrodou, input živín koreňovými a pozberovými zvyškami a pod.) a bez agronomických a agrotechnických zásahov človeka (aplikácia hnojív, vápnenie a pod.).

Kľúčové slová: akumulačná funkcia pôdy, akumulácia živín, vybrané parametre pôdy

Úvod

Pri hodnotení významu pôdných funkcií z hľadiska živín v pôdach, je potrebné venovať pozornosť v prvom rade produkčnej funkcii. Túto základnú funkciu pôdy (schopnosť pôdy poskytovať produkciu biomasy) využíva človek už niekoľko tisíc rokov. Z mimoprodukčných funkcií pôdy (t.j. takých, ktoré sa priamo nepodieľajú na produkcii biomasy) sa z hľadiska zásob a cyklov živín v pôdach najčastejšie berú do úvahy akumulačná a transportná funkcia. Tieto funkcie priamo ovplyvňujú pohyb a hromadenie živín v pôdach, ktoré potom rastliny bezprostredne využívajú pre svoj rast a vývoj.

Akumulácia sama o sebe zohráva v pôdach veľmi dôležitú úlohu, či sa už jedná o akumuláciu vody, tepla, živín, alebo aj pre pôdu a rastlinu škodlivých látok. Z pohľadu živín je ich hromadenie v pôde významnou súčasťou pôdnej úrodnosti. Pôda je schopná akumulovať obrovské množstvá živín, ktoré potom postupne uvoľňuje pre pestované rastliny.

Schopnosť pôdy akumulovať živiny v rôznych formách je podfunkciou akumulačnej funkcie pôdy. Vyjadruje schopnosť pôdy zadržiavať a postupne akumulovať rastlinné živiny v pôde v rôznych formách, špecifických pre jednotlivé živiny. Treba poznamenať, že na akumulácii živín sa podieľajú významnou mierou predovšetkým tie formy, ktoré sú málo mobilné až nemobilné. V tomto ponímaní potom schopnosť pôdy akumulovať živiny nemusí vždy znamenať pozitívum z hľadiska produkčnej funkcie, keďže táto si vyžaduje predovšetkým akumuláciu istých, rastlinám prístupných foriem živín. Skutočnosťou je však i fakt, že istá časť akumulovaných živín tvorí tzv. potenciálne prístupnú formu, teda takú formu živín, ktorá síce momentálne nie je rastlinám prístupná, ale môže, na základe dynamických rovnováh postupne dopĺňať pool, obsahujúci formy prístupné pre rastliny.

Materiál a metódy

Hodnotenie akumulácie funkcie pôd vychádzalo zo schopnosti pôdy akumulovať a udržať vo svojom profile jednotlivé hodnotené živiny. V prípade dusíka sme sa zamerali na jeho minerálnu formu a išlo vlastne o schopnosť pôdy akumulovať minerálny dusík z organickej hmoty. V prípade akumulácie fosforu a draslíka sme považovali za najpodstatnejší faktor „objem“ pôdy, teda vychádzali sme z hĺbky pôdy a obsahu jemnozeme (resp. skeletu). Taktiež podstatnú úlohu zohráva aj svahovitost' terénu, nakoľko pôdy na prudkých svahoch majú prirodzene nižšiu schopnosť akumulovať živiny. Všetky tieto parametre sú zachytené v kóde BPEJ. Každému faktoru bol pridelený koeficient a na základe ich vzájomných kombinácií bolo stanovených 5 kategórií schopnosti pôd akumulovať živiny – veľmi slabá, slabá, dobrá, silná a veľmi silná.

Výsledky a diskusia

Významnou schopnosťou v rámci akumulácie pôd je schopnosť **akumulovať dusík**, ako snáď najdôležitejší prvok vo výžive rastlín. Aj keď dusík sa v pôde nachádza vo viacerých formách, pre potreby tejto práce sme sa zamerali na jeho minerálnu formu. Podľa Bieleka (1998) je intenzita mineralizácie dusíka priamo závislá na kvalite pôdy, resp. na bodovej hodnote BPEJ. Na základe exponenciálnej rovnice $y = 2,01 \cdot e^{0,0045x}$, kde y – množstvo mineralizovaného dusíka a x – bodová hodnota pôdy, možno vypočítať množstvo mineralizovaného dusíka pre každú bonitovanú pôdnu jednotku. Na základe množstva mineralizovaného dusíka v pôde Bielek (1998) stanovil 3 kategórie intenzity mineralizovať dusík – nízka, stredná a vysoká. My sme kvôli zosúladeniu s ostatnými živinami rozdelili túto schopnosť pôd akumulovať dusík na 5 kategórií:

- veľmi slabá schopnosť pôd akumulovať dusík – $< 2,100 \text{ mg N}_{\text{an}} \cdot \text{kg}^{-1}$ pôdy za 14 dní,
- slabá schopnosť pôd akumulovať dusík – $2,101 - 2,350 \text{ mg N}_{\text{an}} \cdot \text{kg}^{-1}$ pôdy za 14 dní,
- dobrá schopnosť pôd akumulovať dusík – $2,351 - 2,600 \text{ mg N}_{\text{an}} \cdot \text{kg}^{-1}$ pôdy za 14 dní,
- silná schopnosť pôd akumulovať dusík – $2,601 - 2,850 \text{ mg N}_{\text{an}} \cdot \text{kg}^{-1}$ pôdy za 14 dní,
- veľmi silná schopnosť pôd akumulovať dusík – $> 2,850 \text{ mg N}_{\text{an}} \cdot \text{kg}^{-1}$ pôdy za 14 dní.

Pre tvorbu mapy sme využili bodové hodnoty jednotlivých BPEJ a následne každej BPEJ sme prideliť kategóriu schopnosti pôd akumulovať dusík. Je zrejme, najviac dusíka akumulujú najúrodnejšie pôdy a najmenej – pôdy málo úrodné.

Akumulácia fosforu závisí v prevažnej miere na „objeme“ pôdy, tzn. vychádza z hĺbky pôdy a obsahu skeletu (resp. jemnozeme) a závisí aj od svahovitosti jednotlivých stanovišť. Kategorizácia schopnosti akumulovať fosfor bola teda robená na základe kombinácie uvedených pôdnych a stanovištných parametrov. Všetky uvedené parametre je možné charakterizovať prostredníctvom piateho a šiesteho miesta v 7-miestnom kóde BPEJ. Pri zohľadnení troch kategórií hĺbky pôdy (plytká, stredne hlboká a hlboká), štyroch kategórií skeletovitosti (bez skeletu, slabo skeletovitá, stredne skeletovitá a silno skeletovitá) a piatich kategórií svahovitosti (rovina, resp. svah menší ako 3° , mierny svah $3 - 7^\circ$, stredný svah $7 - 12^\circ$, výrazný svah $12 - 17^\circ$ a príkry svah a zráz – viac ako 17°) sme dospeli k 60 kombináciám

týchto troch parametrov. Parametrom boli pridelené koeficienty – pre hĺbku pôdy 0,20, 0,45 a 0,80, pre skeletovitost' pôdy 0,60, 0,70, 0,85 a 1,00 a pre svahovitost' 0,2, 0,4, 0,6, 0,8 a 1,0. Vzájomný vzťah týchto koeficientov stanovil 5 kategórií akumulačnej schopnosti pôd vzhľadom na fosfor:

- veľmi slabá schopnosť akumulovať fosfor – $< 0,48$
- slabá schopnosť pôd akumulovať fosfor – $0,48 - 1,26$
- dobrá schopnosť pôd akumulovať fosfor – $1,27 - 2,38$
- silná schopnosť pôd akumulovať fosfor – $2,39 - 3,84$
- veľmi silná schopnosť pôd akumulovať fosfor – $> 3,84$

Pre tvorbu mapy sme využili všetky BPEJ a na základe kombinácie piateho a šiesteho miesta v ich 7-miestnom kóde sme každej BPEJ prideliť kategóriu schopnosti pôd akumulovať fosfor. Z výsledkov je zrejmé, že akumulácia fosforu je priamo závislá na hĺbke pôdy a nepriamo závislá na obsahu skeletu v pôde a na svahovitosti stanovišťa. Z toho vyplýva, že pôdy hlboké, bez skeletu a na rovine, resp. miernych svahoch sú schopné akumulovať fosfor v najväčších množstvách. Pôdy plytké, skeletovité a na výrazných svahoch túto majú schopnosť oveľa menšiu.

Akumulácia draslíka, podobne ako aj akumulácia fosforu, taktiež závisí v prevažnej miere od „objemu“ pôdy, navyše však zohráva mimoriadne dôležitú úlohu obsah ílovitých častíc v pôde. Žiaľ, nemali sme k dispozícii kvalitatívne zloženie ílu v jednotlivých pôdach, ale vychádzali sme z faktu, že draselný kation je veľmi ľahko fixovaný na povrchu, ale aj priamo v mriežke, ílových minerálov, a preto tento faktor má v prípade akumulácia draslíka najväčšiu váhu. Kategorizácia schopnosti pôd akumulovať draslík vychádza z tých istých charakteristík stanovišťa ako v prípade fosforu, ku ktorým sme priradili ďalší parameter – obsah ílu v pôde. Všetky tieto parametre je možné charakterizovať prostredníctvom posledných troch miest v 7-miestnom kóde BPEJ. Pri zohľadnení vyššie uvedených kategórií hĺbky pôdy, skeletovitosti pôdy a svahovitosti stanovišťa a následne piatich kategórií zrnitosti (piesočnaté a hlinitopiesočnaté, piesočnatohlinité, hlinité, ílovitohlinité a ílovité a íly) sme dospeli k 300 kombináciám týchto štyroch parametrov. Podobne ako v prípade fosforu boli uvedeným parametrom pridelené koeficienty (v prípade zrnitosti 0,125, 0,250, 0,375, 0,525 a 0,675) a ich vzájomný vzťah stanovil 5 kategórií akumulačnej schopnosti pôd vzhľadom na draslík:

- veľmi slabá schopnosť akumulovať draslík – $< 0,230$
- slabá schopnosť pôd akumulovať draslík – $0,230 - 0,462$
- dobrá schopnosť pôd akumulovať draslík – $0,463 - 1,428$
- silná schopnosť pôd akumulovať draslík – $1,428 - 2,940$
- veľmi silná schopnosť pôd akumulovať draslík – $> 2,940$

Pre tvorbu mapy sme využili všetky BPEJ a na základe kombinácie piateho, šiesteho a siedmeho miesta v ich 7-miestnom kóde sme každej BPEJ prideliť kategóriu schopnosti pôd akumulovať draslík. Aj v prípade draslíka schopnosť pôdy akumulovať túto živinu je priamo závislá na hĺbke pôdy a na obsahu ílu v pôde a nepriamo závislá na obsahu skeletu v pôde a na svahovitosti stanovišťa. Pre-

zentovaná mapa je dôkazom toho, že hlboké pôdy bez skeletu, s vysokým obsahom ílovitých častíc (ílovitohlinité a ílovité a íly) nachádzajúce sa na rovine akumulujú v porovnaní s pôdami plytkými, piesočnatými a svahovitými pôdami niekoľkonásobne väčšie množstvo draslíka.

Tabuľka Podiel jednotlivých kategórií poľnohospodárskych pôd, vzhľadom na akumuláciu dusíka, fosforu a draslíka (% výmery poľnohospodárskej pôdy Slovenska)

	Schopnosť pôdy akumulovať živiny				
	Veľmi slabá	Slabá	Dobrá	Silná	Veľmi silná
Dusík	6	13	16	21	44
Fosfor	14	12	9	9	56
Draslík	20	8	10	46	16

Z hľadiska schopnosti pôd akumulovať živiny môžeme konštatovať, že v prípade všetkých troch základných živín je schopnosť poľnohospodárskych pôd Slovenska dobrá. Až 65 % výmery pôd má silnú a veľmi silnú schopnosť akumulovať dusík a fosfor, v prípade draslíka je to 62 % výmery poľnohospodárskych pôd. To znamená, že aj straty živín z pôd sú relatívne malé a vyskytujú sa prevažne len na svahovitých pozemkoch (odplavenie vodnou eróziou) a na zrnitostne ľahkých pôdach (v prípade draslíka).

Na záver je treba zdôrazniť, že nami hodnotená funkcia pôd je hodnotená pre pôdy v prirodzenom stave, tzn. bez prítomnosti rastlín (odber živín úrodou, input živín koreňovými a pozberovými zvyškami a pod.) a bez agronomických a agrotechnických zásahov človeka (aplikácia hnojív, vápnenie a pod.). V prípade zohľadnenia uvedených parametrov s určitosťou nastane v jednotlivých kategóriách značný posun.

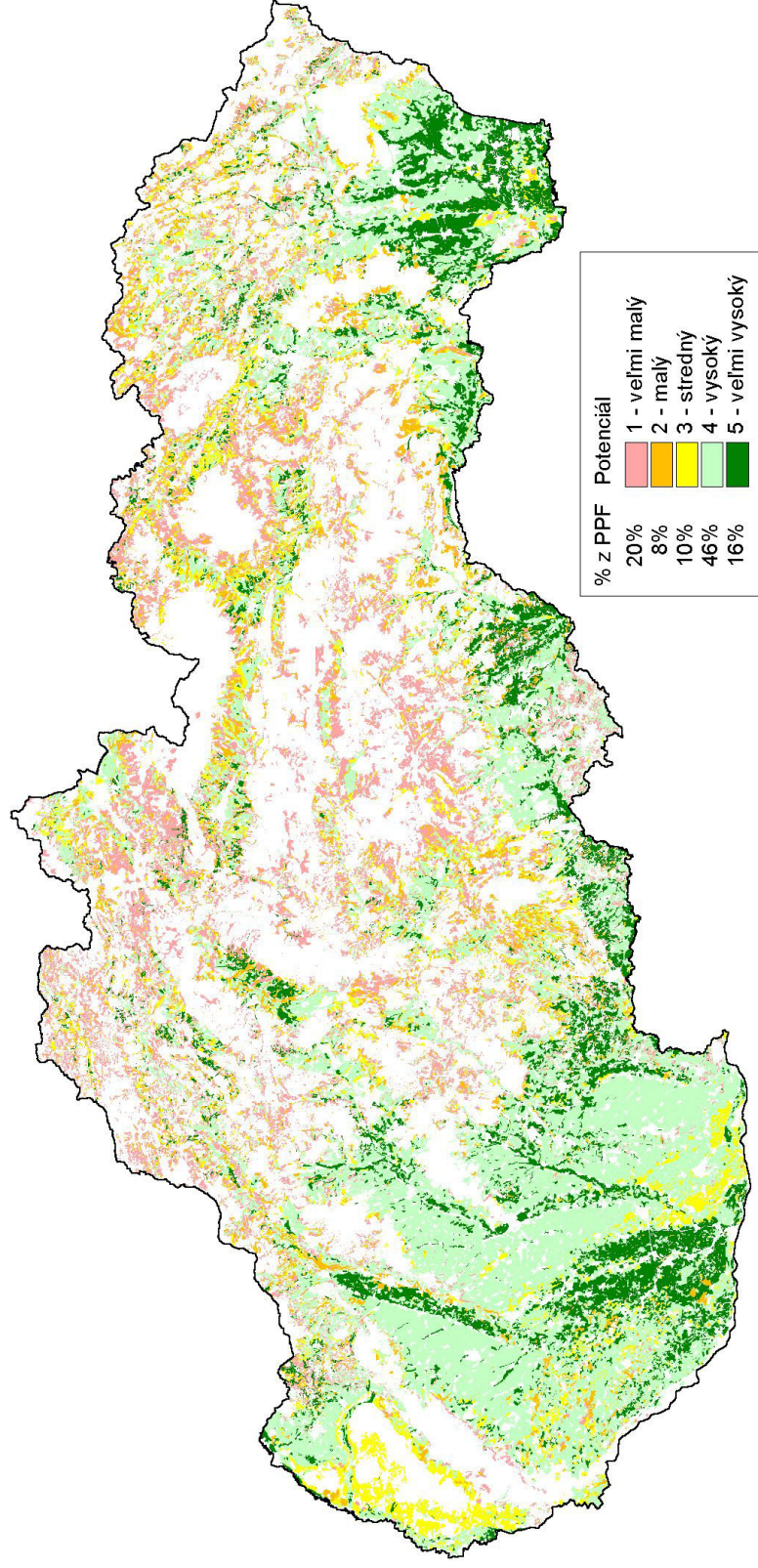
Záver

Akumulačná funkcia pôdy priamo ovplyvňuje pohyb a hromadenie živín v pôdach, ktoré potom rastliny bezprostredne využívajú pre svoj rast a vývoj. Na základe vybraných pôdných parametrov (hlbka pôdy, obsah skeletu v pôde, svahovitosť pôdy a obsah ílových častíc v pôde) bolo vytvorených 5 kategórií pôd podľa schopnosti akumulovať živiny a boli vytvorené mapy schopnosti pôdy akumulovať dusík, fosfor a draslík. Veľmi silnú schopnosť akumulovať dusík má 44 % poľnohospodárskych pôd, veľmi silnú schopnosť akumulovať fosfor má 56 % poľnohospodárskych pôd a veľmi silnú schopnosť akumulovať draslík má 16 % poľnohospodárskych pôd Slovenska. Naopak, veľmi slabú schopnosť akumulovať živiny má len 6 % pôd v prípade dusíka, 14 % pôd v prípade fosforu a 20 % pôd v prípade draslíka. Všetky tieto výsledky vychádzajú z hodnotenia schopnosti pôd akumulovať živiny v jej prirodzenom stave, tzn. bez prítomnosti rastlín (odber živín úrodou, input živín koreňovými a pozberovými zvyškami a pod.) a bez agronomických a agrotechnických zásahov človeka (aplikácia hnojív, vápnenie a pod.).

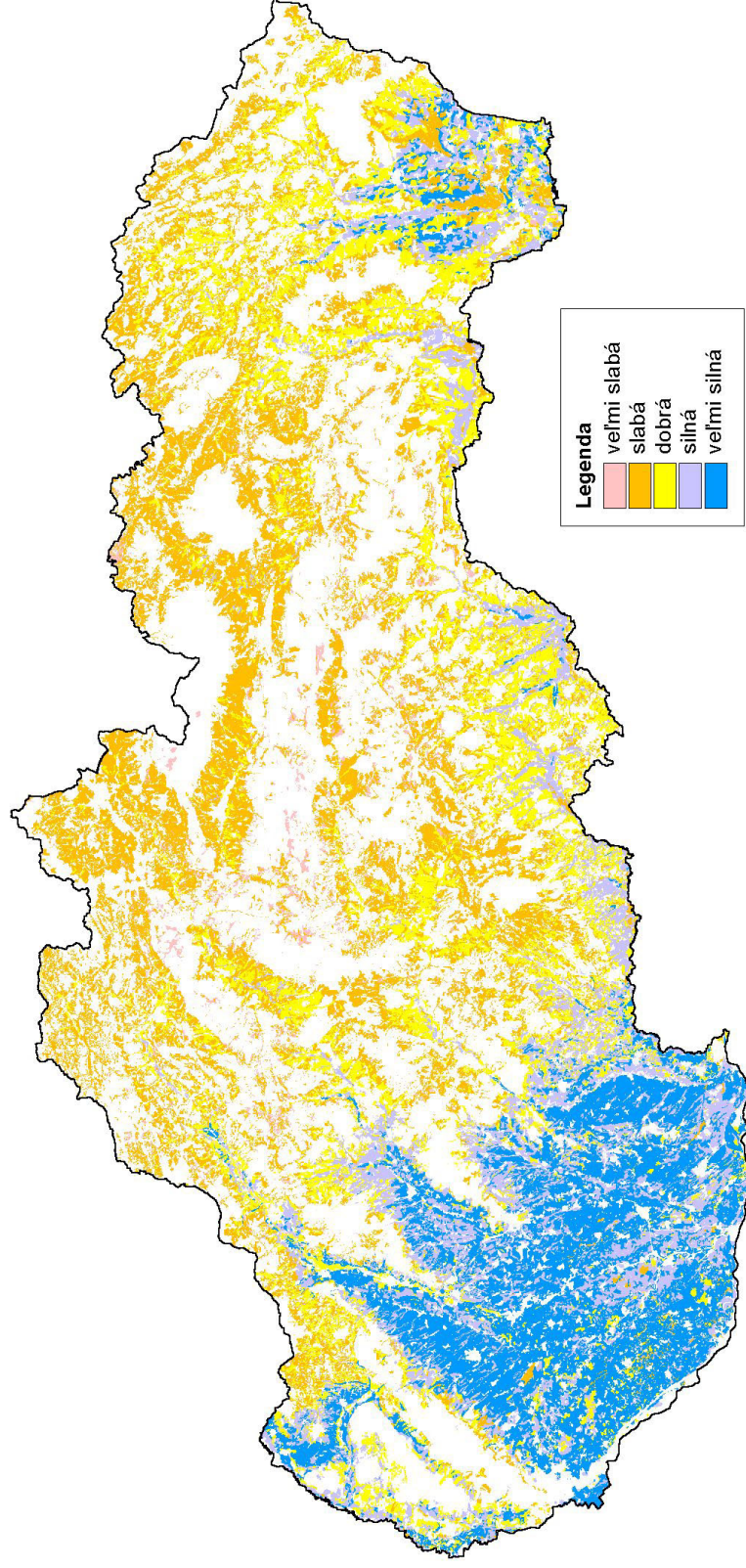
Literatúra

- BIELEK P., 1998: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. VÚPÚ Bratislava, 256 s., ISBN 80-85361-44-2.
 DEMO M. a kol., 1998: – Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. SPU Nitra – VÚPÚ Bratislava, 302 s. ISBN 80-7137-525-X.

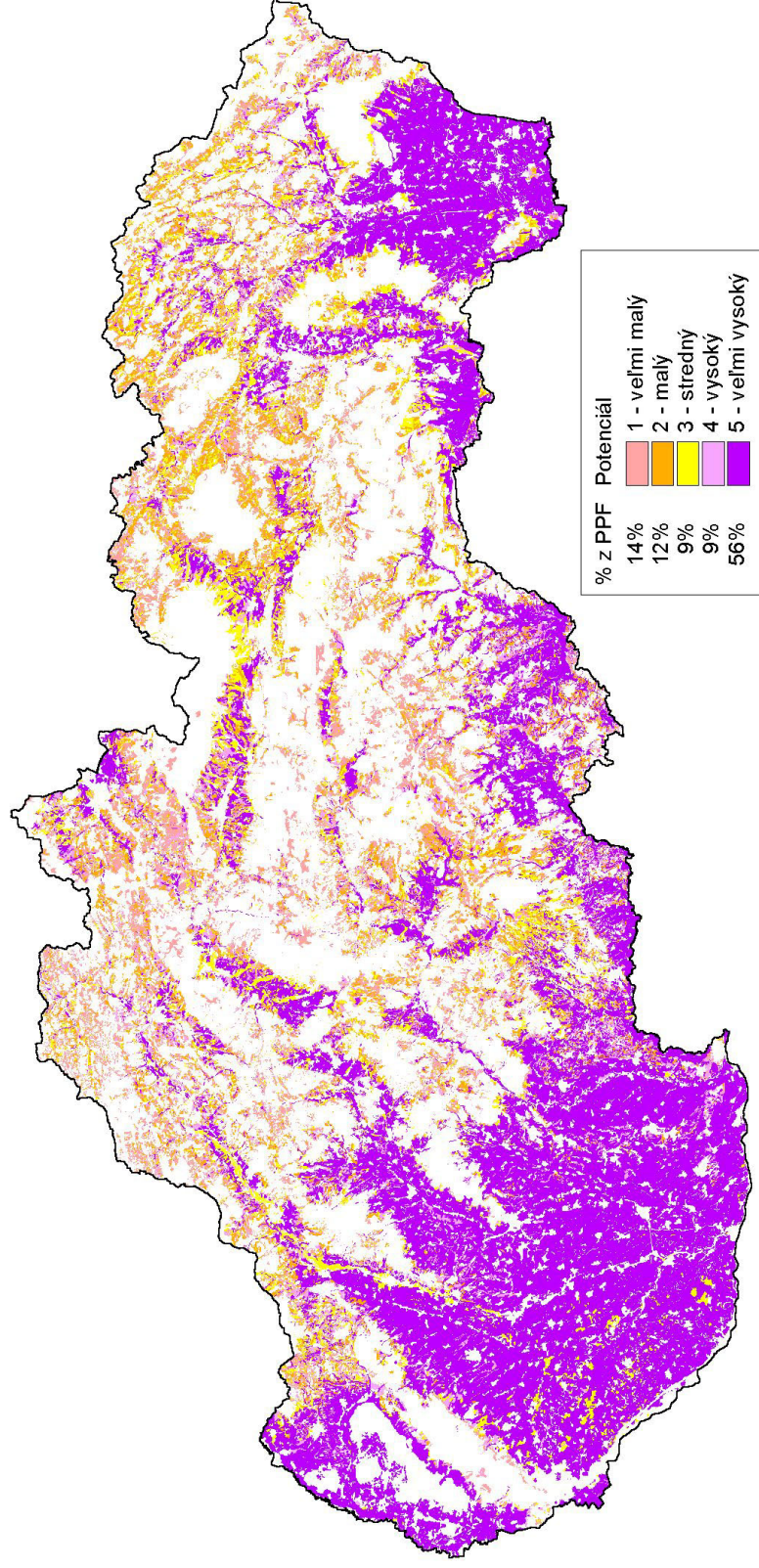
Kategorizácia poľnohospodárskych pôd podľa schopnosti akumulácie draslíka



Kategorizácia poľnohospodárskych pôd podľa schopnosti akumulácie dusíka



Kategorizácia poľnohospodárskych pôd podľa schopnosti akumulácie fosforu



Water Retention Capacity of Soils of Czech Part of River Elbe Basin

Jan VOPRAVIL, Pavel NOVÁK

Determination and calculation of the water retention capacity (WRC) of soils is possible to solve only with use of graphical and numerical soil information systems. Existing problems are:

- great heterogeneity of soil cover both in horizontal and vertical dimensions even in individual mapped units;
- lack of valuable data about physical characteristics of different soils, especially of forest soils;
- influence of different depths of soil profiles and different skeleton content.

The following primary data from data base and following steps were used:

- soil texture values;
- skeleton content values;
- values of water content for different soils and different soil texture units at pF 2.2 – 2.3;
- categorisation of the single main soil units of the Czech soil evaluation system (BPEJ) into hydrological groups of soils;
- GIS solution.

All results of WRC values were determined for uniform depth of soil profile 1.0 m. This made it possible to present the WRC values in litres per square meter.

The GIS image of WRC values were presented in the scale 1:500 000.

Key words: Retention water capacity, hydrological group of soils, categorisation of main soil units, GIS solution

Stabilita agregátov a pôdny humus

Anton ZAUJEC, Juraj CHLPÍK

Katedra pedológie a geológie, Agronomická fakulta, SPU Nitra, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra

Abstrakt

Kvalita pôdy je odrazom pôdnych funkcií a sledovaná indikátormi. Pôdna štruktúra a obsah organickej hmoty patria medzi základné indikátory kvality pôdy spolu s pôdnou textúrou. Porovnaním pôdnej štruktúry zistenej v pôdach pod rôznymi ekosystémami dokumentujeme antropický vplyv na fyzikálne vlastnosti pôd. Obrábaním pôd dochádza k urýchleniu rozkladných procesov pôdneho humusu a hlavne k poklesu zastúpenia labilného organického uhlíka, čo sa prejavuje v znížení indexu štruktúrnej stability, z hodnoty 1,49 u lesnej pôdy na 0,98 v pôde obrábanej.

Kľúčové slová: pôdna štruktúra, vodoodolné agregáty, humus, labilný organický uhlík

ÚVOD

Kvalita pôdy je koncepcia, alebo hodnota akceptovateľná ľuďmi, lebo jej rozumia. Napriek obecnosti termínu je pokladaný za najvhodnejšiu bázu pre komunikáciu, a udomácňuje sa jeho používanie vo svete (Carter et al., 1997).

Hodnotenie kvality pôdy, alebo jej interpretácia by mal byť proces, v ktorom sú hodnotené pôdne zdroje na základe funkcií pôdy a ich zmien vyvolaných prírodnými alebo umelými stresmi, či spôsobmi hospodárenia.

Je potrebné zdôrazniť, že hodnotenie kvality pôdy musí zahrňovať biologické, chemické a fyzikálne vlastnosti a procesy. Interpretácia meraní musí byť robená v súlade s ich dlhodobými trendmi alebo znakmi trvalej udržateľnosti.

Všeobecný prístup k hodnoteniu kvality pôdy vychádza z 1, definovania zmyslu funkcií pôdy, 2, identifikácie špecifických pôdnych procesov spojených s uvedenými funkciami a 3, identifikácie pôdnych vlastností a indikátorov, ktoré sú citlivé na detekované zmeny funkcií alebo charakteru pôdnych procesov.

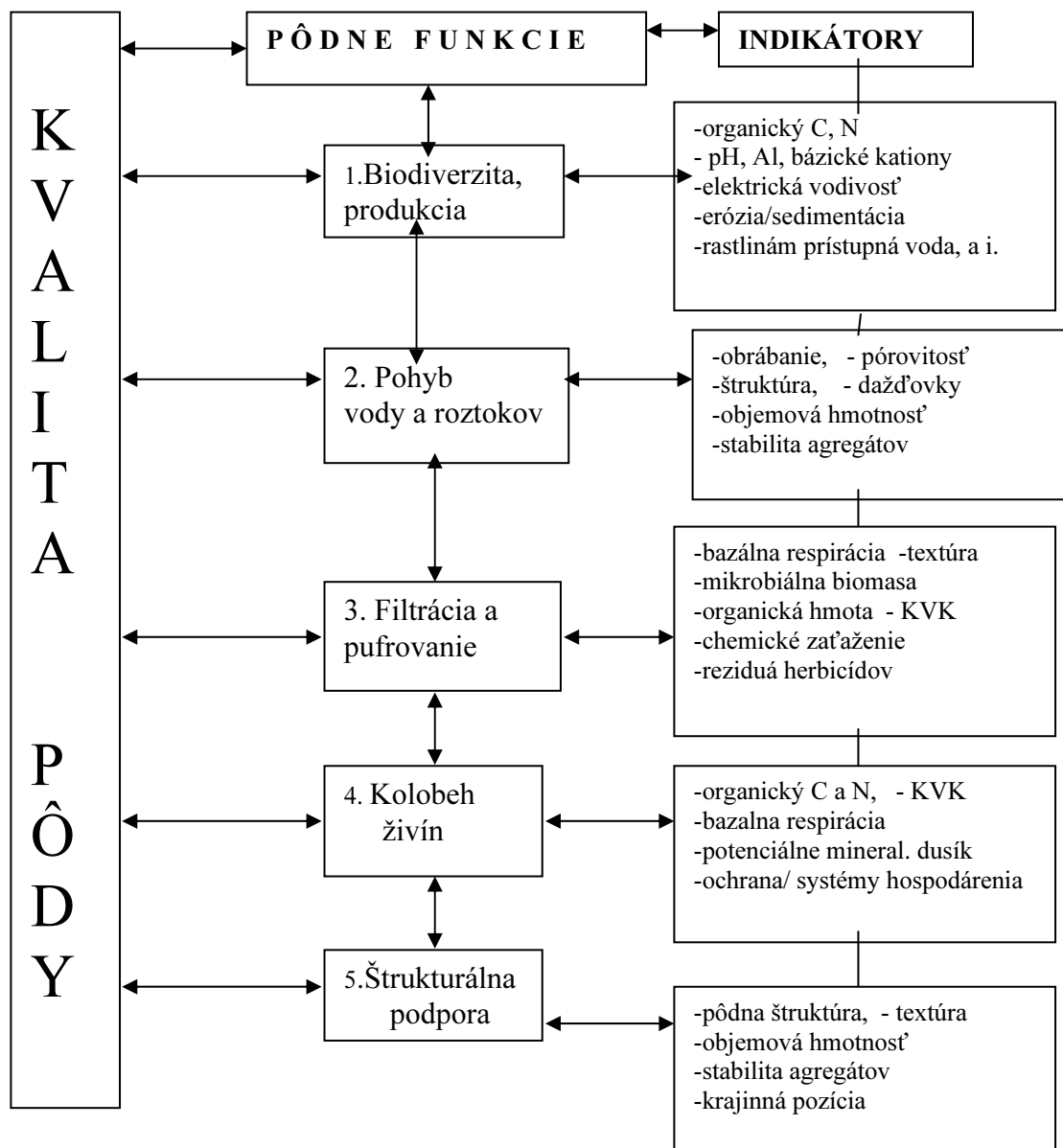
Stabilita agregátov je mierou zraniteľnosti pôdnych agregátov vonkajšími deštruktívnymi silami (Hillel, 1982). Agregát pozostáva z viacerých pôdnych častíc vzájomne viazaných. Agregáty, ktoré odolávajú pôsobeniu sily vody sú nazývané vodoodolné agregáty. Obecne, vyšší obsah vodoodolných agregátov znižuje erodovateľnosť pôdy.

Pôdne agregáty sú produktom pôdnej mikrobiálnej komunity, pôdnych organických a minerálnych zložiek, pôsobenia rastlinného spoločenstva a histórie ekosystému. Sú dôležité pre pohyb a zadržiavanie pôdnej vody, pôdne prevzdušenie, eróziu, koreňový rozvoj a aktivitu mikroorganizmov (Tate, 1995). Rozbitie agregátov je prvým krokom k vytvoreniu krustu – prísušku, čo sa prejavuje v zhoršení infiltrácie vody a zväčšení erózie.

Obsah vodoodolných agregátov určuje odolnosť voči tečúcej vode. Obecne platí, že väčšie množstvo vodoodolných agregátov podporuje zlepšenie kvality pôdy.

Agregáty zvyšujú kvalitu pôdy:

- chránením pôdnej organickej hmoty nachádzajúcej sa v agregátoch vplyvu vzduchu a mikrobiálnemu rozkladu,
- znižovaním erodovateľnosti pôdy,
- zvyšovaním pohybu vzduchu a vody,
- zlepšovaním fyzikálnych podmienok pre rast koreňov rastlín.



Obr. 1 Grafické zobrazenie koncepcie kvality pôdy využitím pôdnych funkcií a indikátorov

Stabilita agregátov je ovplyvnená množstvom a typom nasledovných pôdnych zložiek:

1. **Obsah pôdnej organickej hmoty** – stabilita agregátov všeobecne rastie s jej obsahom. Vplyv je výraznejší v pôdach s nízkym obsahom ílových častíc. Vo väčšine zvýšenie obsahu organickej hmoty nad 2 % už nezvyšuje preukazne stabilitu agregátov.
2. **Obsah ílu** – stabilita agregátov je ovplyvnená množstvom a typom ílových častíc, obecné rastie s obsahom ílu. Tento pozitívny vplyv klesá pri vysokom obsahu, taktiež íly s vysokou po-

vrchovou plochou (napr. montmorillonit) majú tendenciu podieľať sa na zvýšenej agregácii väčšiu oproti ílom s nízkou povrchovou plochou (napr. kaolinit).

3. **Obsah oxidov hliníka a železa** – stabilita agregátov rastie s obsahom voľných oxidov železa. Voľné oxidy hliníka sa významne nepodieľajú na zvyšovaní stability agregátov.
4. **Obsah CaCO_3** – významne neovplyvňuje na stabilitu agregátov.
5. **Obsah výmenného sodíka** – agregátová stabilita klesá s narastajúcim obsahom výmenného sodíka a v pôdach s obsahom >20 % už neexistujú vodoodolné agregáty.

Pôdne agregáty sú všeobecne v zahraničí rozdeľované na základe ich veľkosti do dvoch skupín – **mikroagregáty** (<250 μm) a **makroagregáty** (>250 μm). Vodoodolné agregáty veľkosťou sú zaraďované medzi makroagregáty, vychádzajúc z metodiky ich stanovenia.

Rozdiely medzi mikro- a makroagregátmi sú nasledovné:

- *makroagregáty sú citlivejšie na zmeny hospodárenia než mikroagregáty, a preto sú považované za lepší indikátor zmien kvality pôdy. Stabilita makroagregátov závisí od sústavy hospodárenia, pretože pôsobenie viažucich zložiek je len dočasné,*
- *makroagregáty sa vytvárajú rýchlejšie než mikroagregáty,*
- *organický uhlík je stabilnejší v mikroagregátoch než v makroagregátoch,*
- *mikroagregáty sú vodoodolnejšie než makroagregáty,*
- *keď pomer medzi makro a mikroagregátmi rastie, zvyšuje sa tiež kvalita pôdy.*

Čo rozhoduje o množstve pôdnej organickej hmoty? Množstvo pôdnej organickej hmoty je kontrolované rovnováhou medzi do pôdy vstupujúcimi rastlinnými a živočíšnymi materiálmi a stratami z rozkladu (mineralizácie) organických látok v pôde. Vstupy i straty organickej hmoty sú výrazne kontrolované ekosystémami a u poľnohospodárskych pôd sú určované systémami hospodárenia na pôde.

Materiál a metódy

Za experimentálne plochy v lokalite Báb sme zvolili chránené územie bábskeho lesa, kde sa nachádza zachovalé prirodzené lesné spoločenstvo (dubovo-hrabový les) a poľnohospodársky využívanú pôdu v jeho susedstve. Územie je situované na západnom okraji Nitrianskej sprašovej pahorkatiny a bolo vyhlásené v za Národnú prírodnú rezerváciu v roku 1966. Pôda pod lesným porastom bola klasifikovaná ako hnedozem luvizemná a obrábaná ako černozem kultizemná (Zaujec, 2001). Problematika bola riešená v rámci grantu VEGA 1/8166/01.

Vo pôdných vzorkách odobratých z definovaných vrstiev a ornice z obrábanej pôdy sme analyticky stanovili: – zrnitostné zloženie – pipetovacou metódou,

- pôdnu štruktúru, obsah makroagregátov preosievaním za sucha a mokra Bakšajevovou metódou a výpočet indexu štruktúrálnej stability (Sw):

$$Sw = \frac{SA_t (\%) - 0,09 \text{ piesok} (\%)}{\text{Prach} (\%) + \text{íl} (\%)} \quad \text{kde: } SA_t - \text{vodoodolné agregáty}$$

- obsah organického uhlíka – oxidimetricky metódou Ťurina,
- obsah labilného organického uhlíka vo frakciách vodoodolných makroagregátov – metódou Loginowa a kol. (1993)

Výsledky a diskusia

Komplexná morfológická charakteristika pôdných profilov oboch pôd, ako i ich fyzikálne a chemické vlastnosti boli podrobne popísané v práci Szombathovej (1999). V ornej pôde v pôdnom profile bolo vyrovnané zrnitosťné zloženie a hĺbkou sa menilo len nepatrne, kým v pôde pod lesným porastom bola pôda kyslej reakcie a zrnitosťné zloženie sa výrazne menilo, hlavne zastúpenie ílových častíc ($<0,001$ mm) narastajúcou hĺbkou vzrastal (tab. 3, 4). Obsah a distribúcia organického uhlíka v uvedených pôdach bol rozdielny. Značne vyšší obsah organického uhlíka bol stanovený v pôde pod lesným porastom (tab. 4) ale o nižšej kvalite (Szombathová, 1999), kým v poľnohospodársky využívannej ornej pôde bol obsah organického uhlíka a teda i humusu bol nižší, ale s vyššou kvalitou humusových látok. Lesná pôda mala priaznivejšie fyzikálne vlastnosti, boli stanovené nižšie hodnoty objemovej hmotnosti oproti obrábanej pôde.

Priaznivejšie fyzikálne vlastnosti v lesnej pôde boli prisudzované (Szombathová, 1999), kvalitnejšej pôdnej štruktúre a jej menšej utlačenosti oproti intenzívne obrábanej ornej pôde.

Tento predpoklad sme potvrdili rozborom pôdnej štruktúry povrchových vrstiev (0 – 0,2 m), kde v zastúpení mikroagregátov (preosievanie za sucha) sme síce zistili len malý rozdiel (9,2 % u obrábanej pôdy a 7,9 % v lesnej pôde), ale výrazný rozdiel bol zistený v obsahoch makroagregátov väčších ako 7 mm (29,5 % u ornej pôdy a 13,4 % u lesnej pôdy) (tab. 1).

Zastúpenie vodoodolných makroagregátov bolo výrazne vyššie v povrchovej vrstve u lesnej pôdy, kde sme stanovili obsah mikroagregátov len 2,3 %, kým v ornej pôde 20 %.

V obrábanej pôde prevažovalo zastúpenie zrnitosťne menších frakcií vodoodolných agregátov a najvyššie zastúpená bola frakcia od 1 – 2 mm. V lesnej pôde zastúpenie frakcií zrnitosťne menších do 1 mm bolo výrazne nižšie a ich zastúpenie rástlo veľkosťou agregátových frakcií od 1 mm vyššie (tab. 2), najvyššie bola zastúpená frakcia vodoodolných agregátov >5 mm, až 25,5 %. V získaných frakciách vodoodolných agregátov sme stanovili obsah celkového a labilného organického uhlíka. Výsledky uvádzame v tabuľke 5. Jednoznačne vyššie obsahy, ako celkového, tak i labilného organického uhlíka boli stanovené vo frakciách vodoodolných agregátov z lesnej pôdy v porovnaní s pôdou obrábanou. Najvyššie zastúpenie celkového obsahu organického uhlíka bolo stanovené u lesnej pôdy vo frakcii 2 – 3 mm, kým u obrábanej pôdy vo frakcii 0,25 – 0,5 mm. Veľmi zaujímavý a cenný je poznatok, že podiel labilného organického uhlíka z celkového obsahu bol stanovený výrazne nižší vo vodoodolných agregátoch z ornej pôdy oproti lesnej pôde a jeho najnižšie zastúpenie u oboch pôd bolo vo frakcii 1 – 2 mm. Uvedené zistenia poukazujú na význam fyzikálne chránenej organickej hmoty pôd v pôdných agregátoch a skutočnosť, že kultiváciou spôsobené narušenie prirodzeného uloženia pôdy vedie k urýchleniu procesov jej rozkladu a poklesu celkového obsahu i labilnej formy organického uhlíka.

Výsledkom kultivácie je nielen výrazný pokles obsahu humusu v pôdach, zníženiu zastúpenia vodoodolných agregátov, ale i pokles hodnôt indexu štruktúrálnej stability (tab. 6).

Tabuľka 1 Zastúpenie štruktúrnych agregátov

Vzorka	hmotnosť jednotlivých frakcií po preosiati za sucha v %						
	>7 mm	7 – 5 mm	5 – 3 mm	3 – 1 mm	1 – 0,5 mm	0,5 – 0,25 mm	<0,25 mm
obrábaná pôda	29,46	13,01	14,28	17,59	11,34	5,08	9,24
Les	13,36	13,08	19,89	25,97	13,63	6,18	7,89

Tabuľka 2 Obsah vodoodolných agregátov

Vzorka	hmotnosť jednotlivých frakcií po preosiati vo vode v %						
	<0,25 mm	0,25 – 0,5 mm	0,5 – 1 mm	1 – 2 mm	2 – 3 mm	3 – 5 mm	>5 mm
obrábaná pôda	20,04	19,2	18,96	23,68	8,76	8,16	1,2
Les	2,32	5,16	8	18,4	18,6	22	25,52

Tabuľka 3 Zrnitostné zloženie pôdných vzoriek

Sonda	Hĺbka (m)	Zrnitostné frakcie (mm)			
		>0,05	0,01 – 0,001	< 0,001	< 0,01
1 les	0 – 0,1	41,01	8,05	12,14	20,19
	0,1 – 0,2	32,54	18,57	12,86	31,43
	0,2 – 0,3	35,13	16,63	16,12	32,75
2 orná pôda	0 – 0,1	19,08	13,92	21,67	35,59
	0,1 – 0,2	21,54	15,97	19,74	35,71
	0,2 – 0,3	22,88	16,46	18,68	35,14

Tabuľka 4 Obsah organického uhlíka, humusu a ílu v pôdnom profile

hĺbka (m)	les			Orná pôda		
	Cox (%)	Humus (%)	Íl (%)	Cox (%)	Humus (%)	Íl (%)
0,0 – 0,10	3,28	5,65	12,1	1,75	3,02	21,7
0,10 – 0,20	2,29	3,94	12,9	1,66	2,87	19,7
0,20 – 0,30	1,45	2,49	16,1	1,68	2,89	18,7
0,30 – 0,40	1,05	1,81	20,5	1,07	1,84	18,4
0,40 – 0,50	0,73	1,26	27,5	0,77	1,33	19,5
1,0 – 1,1	0,53	0,91	–	0,26	0,44	–

Tabuľka 5 Obsah labilného organického uhlíka vo frakciách vodoodolných agregátov

Agregátové frakcie (mm)	Lesná pôda			Orná pôda		
	C _L (mgC/kg)	Cox (%)	C _L (% z Cox)	C _L (mgC/kg)	Cox (%)	C _L (% z Cox)
0,25 – 0,5	4 351,5	2,352	18,50	1 920,6	1,917	10,02
0,5 – 1,0	4 715,1	3,140	15,02	1 823,6	1,752	10,41
1,0 – 2,0	4 635,0	3,257	14,23	1 794,6	1,882	9,54
2,0 – 3,0	4 398,3	2,775	15,85	1 812,2	1,823	9,94
3,0 – 5,0	4 316,4	2,658	16,24	1 800,5	1,717	10,49
>5,0	4 522,5	2,657	17,02	–	–	–

Tabuľka 6 Hodnotenie pôdnej štruktúry – indexom štruktúrálnej stability

Ekosystém	Piesok (%)	Prach (%)	Íl (%)	Humus (%)	Vodoodolné agregáty (%)	Sw – index štruktúrálnej stability
Les	36,8	50,7	12,5	4,80	97,68	1,493
Orná pôda	20,3	59,0	20,7	2,95	79,96	0,980

ZÁVER

Pôdna štruktúra je významným indikátorom kvality pôdy. Stabilita pôdných agregátov je ovplyvnená hlavne zrnitosným zložením, zastúpením ílovej frakcie, obsahom a kvalitou pôdneho humusu a ďalšími faktormi. Na stabilite vodoodolných makroagregátov sa významne podieľa i frakcia labilného organického uhlíka. Jej obsah je výrazne ovplyvnený kultivačnými zásahmi do pôdy. Intenzívna kultivácia podporuje rozklad pôdneho humusu a hlavne jeho labilnej frakcie. Riešenie negatívneho trendu zhoršovania fyzikálnych vlastností našich pôd spočíva v zabezpečení zvýšených vstupov organických látok do pôd, v nových technológiách minimálneho obrábania pôd a v znížení deštruktívneho pôsobenia poľnohospodárskej techniky.

PodĎakovanie

Problematika bola skúmaná (riešená) v rámci realizácie grantu VEGA č. 1/8166/01.

Literatúra

- CARTER M.R., GREGORICH E.G., ABDERSON D.W., DORAN J.W., JANZEN H.H., PIERCE F.J., (1997): Concepts of soil quality and their significance. P.1 – 20. In: E.G. GREGORICH and HILLEL D., (1982): Introduction to soil physics. Academic Press, San Diego, CA.
- LOGINOW W., WIŚNIEWSKI W., GONET S.S., CIEŚCIŃSKA B., (1993): Testowa metoda oceny podatności na utlenianie materii organicznej gleb. In: Zeszyty problemowe postępów nauk rolniczych. z. 411. Bydgoszcz: Akademia Techniczno-Rolnicza, 1993, s. 207 – 212.
- SZOMBATHOVÁ N., (1999): Humusové látky ako ukazovateľ zmien prebiehajúcich v ekosystémoch. Dizertačná práca, SPU Nitra, 1999, 103 s.
- TATE R.L., (1995): Soil microbiology. John Wiley and Sons, New York.
- ZAUIEC A., (2001): Soil organic matter as indicator of soil quality and human influences on agroecosystem and natural forest. Ekológia (Bratislava), Vol. 20, Supplement 2/2001, p. 133 – 139.

*Adresy
Prvé pedologické dni v SR
17. – 19. 6. 2002
Račková dolina*

Assoc. prof. Dr. Ivica KISIĆ

Faculty of Agriculture
University of Zagreb
Svetošimunska 25
10 000 ZABREB
Croatia
Tel: +385/1/2393959
Fax: +385/1/2393981
E-mail: ikisic@agr.hr

Assoc. Prof. Panka BOZHINOVA

Institute of Soil Science
P.O. BOX 1369
1080 SOFIA
Bulgaria
Tel: +359/2/9340372
Fax: +359/2/243789
E-mail: p_bohinova@yahoo.com

Assoc. Prof. Raina NEKOVA

Institute of Soil Science
P.O. BOX 1369
1080 SOFIA
Bulgaria

Doc. Ing. Anton ZAUJEC, CSc.

Slovenská poľnohospodárska univerzita
Katedra pedológie a geológie
Tr. A. Hlinku 2
949 76 NITRA
Tel: +421/37/6508111
Fax: +421/37/7411451
E-mail: Anton.Zaujec@uniag.sk

Doc. Ing. Bořivoj ŠARAPATKA, CSc.

Univerzita Palackého
Katedra ekologie a životního prostředí
Tr. Svobody 26
77146 OLMOUC
Česká republika
Tel: +420/68/5634560
Fax: +420/68/5225737
E-mail: sar@risc.upol.cz

Doc. Ing. František TOMAN, CSc.

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita AF
Ústav krajinné ekologie
Zemědělská 1
613 00 BRNO
Česká republika
Tel: +420/5/45133088
E-mail: tomanf@mendelu.cz

Doc. Ing. Ján TOMÁŠ, CSc.

Slovenská poľnohospodárska univerzita
Katedra chémie
Tr. A. Hlinku 2
949 76 NITRA
Tel: +421/37/6508264

Doc. Ing. Juraj GREGOR, CSc.

Technická univerzita
Lesnícka fakulta
T. G. Masaryka 24
960 53 ZVOLEN
Tel: +421/45/5206510

Doc. Ing. Ladislav TUŽINSKÝ, CSc.

Technická univerzita
Katedra prírodného prostredia
Lesnícka fakulta
T. G. Masaryka 24
960 53 ZVOLEN
Tel: +421/45/5206334
E-mail: tuzinsky@vsld.tuzvo.sk

Doc. Ing. Milena CÍSLEROVÁ, CSc.

České vysoké učení technické
Fakulta stavební
Katedra hydrauliky a hydrologie
Thakurova 7
166 29 PRAHA 6
Česká republika
Tel: +420/2/24354777
Fax: +420/2/24354341
E-mail: cislerova@fsv.cvut.cz

Doc. Ing. Miloslav JANEČEK, DrSc.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Žabovřeská 250

156 27 PRAHA 5 – ZBRASLAV

Česká republika

Tel: +420/2/57921947

Fax: +420/2/57921246

E-mail: janecek@vumop.cz

Doc. Ing. Zoltán BEDRNA, DrSc.

Univerzita Komenského

Přírodovědecká fakulta

Katedra pedologie

Mlynská dolina 1

845 45 BRATISLAVA

Tel: +421/2/60296573

Doc. RNDr. Jaroslav KONTRIŠ, CSc.

Technická univerzita

Katedra fytoologie

T.G. Masaryka 24

960 52 ZVOLEN

Tel: +421/45/5206224

E-mail: kpj@vsld.tuzvo.sk

Dr. Ing. Viliam PICHLER

Technická univerzita, LF

Katedra prírodného prostredia

T. G. Masaryka 24

960 53 ZVOLEN

Tel: +421/45/5206197

Fax: +421/45/5332654

E-mail: pichler@vsld.tuzvo.sk

Dr. Ing. Vítězslav HYBLER

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita AF

Ústav půdoznalství a mikrobiologie

Zemědělská 1

613 00 BRNO

Česká republika

Tel: +420/5/45133058

Fax: +420/5/54133057

E-mail: hybler@mendelu.cz

Ing. Alena PÉLIOVÁ

Ministerstvo pôdohospodárstva SR

Dobrovičova 12

812 66 BRATISLAVA

Tel: +421/2/59266261

Fax: +421/2/59266232

E-mail: peliova@land.gov.sk

Ing. Antonín MALEŇÁK

ul. Nová 333

696 14 ČEJČ, okr. Hodonín

Tel: +420/628/361064

Ing. Barbora BADALÍKOVÁ

Výzkumný ústav pícninářský s.r.o.

Záhradní 1

664 41 TROUBSKO

Česká republika

Tel: +420/5/47227380

Fax: +420/5/47227385

E-mail: agro@vupt.cz

Ing. Beáta BEREČOVÁ

Výzkumný ústav pôdoznalstva a ochrany pôdy

Nábr. Za hydrocentrálou 6

949 01 NITRA

Tel: +421/37/6513589

Ing. Darina REBIČOVÁ

Výzkumný ústav pôdoznalstva a ochrany pôdy

Nábr. Za hydrocentrálou 6

949 01 NITRA

Tel: +421/37/6513589

Ing. Eduard POKORNÝ, PhD.

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita AF

Ústav půdoznalství a mikrobiologie

Zemědělská 1

613 00 BRNO

Česká republika

Tel: +420/5/45133057

Fax: +420/5/54133057

E-mail: pokorny@mendelu.cz

Ing. Emil FULAJTÁR, CSc.

Výzkumný ústav pôdoznalstva a ochrany pôdy

Gagarinova 10

827 13 BRATISLAVA

Tel: +421/2/43292000

Fax: +421/2/43295487

Ing. Erika GÓMÖRYOVÁ, CSc.

Technická univerzita LF

Katedra prírodného prostredia

T.G. Masaryka 24

960 53 ZVOLEN

Tel: +421/45/5206226

Ing. František TATARKO

PD Hlohovec
ul. A. Felcána 25
920 12 HLOHOVEC
Tel: 0905/534440
Fax: +421/2/7351242

Ing. Ivan LACHKOVIČ

Ministerstvo pôdohospodárstva SR
Dobrovičova 12
812 66 BRATISLAVA
Tel: +421/2/59266260
Fax: +421/2/59266232

Ing. Ján HALÁS

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Reimanova 2
080 01 PREŠOV
Tel: +421/51/7724356
Fax: +421/51/7723184

Ing. Jan KLÍR, CSc.

Výskumný ústav rostlinné výroby
Drnovská 507
161 06 PRAHA 6
Česká republika
Tel: +420/2/33022300
Fax: +420/2/33310636
E-mail: klir@vurv.cz

Ing. Ján KUKLA, CSc.

Ústav ekológie lesa
Štúrova 2
960 53 ZVOLEN
Tel: +421/45/5330914
Fax: +421/45/5479485
E-mail: kukla@sav.sazv.sk

Ing. Ján MACHAVA

Technická univerzita, LF
Katedra prírodného prostredia
T. G. Masaryka 24
960 53 ZVOLEN
Tel: +421/45/5206216
Fax: +421/45/5332654
E-mail: machava@vsld.tuzvo.sk

Ing. Ján STYK, PhD.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Mládežnícka 36
974 04 BANSKÁ BYSTRICA
Tel: +421/48/4230473
Fax: +421/48/4135272
E-mail: vupu@isternet.sk

Ing. Jan VOPRAVIL

Výskumný ústav meliorací a ochrany půdy
Žabovřeská 250
156 27 PRAHA 5 – ZBRASLAV
Česká republika
Tel: +420/2/57921640
Fax: +420/2/57921246
E-mail: vopravil@vumop.cz

Ing. Jana PETERKOVÁ

Výskumný ústav meliorací a ochrany půdy
Žabovřeská 250
156 27 PRAHA 5 – ZBRASLAV
Česká republika
Tel: +420/2/57921640
Fax: +420/2/57921246
E-mail: peterkova@vumop.cz

Ing. Jana SKALOVÁ

Katedra vodného hospodárstva krajiny
Stavebná fakulta STU
Radlinského 11
813 68 BRATISLAVA
Tel: +421/2/59274626
E-mail: skalova@svf.stuba.sk

Ing. Jana UHLÍŘOVÁ

Výskumný ústav meliorací a ochrany půdy
Lidická 25/27
657 20 BRNO 2
Česká republika
Tel: +420/5/41321124
Fax: +420/5/49255574
E-mail: uhlirova@vumopbrno.cz

Ing. Jaromír DUŠEK

České vysoké učení technické
Fakulta stavební
Katedra hydrauliky a hydrologie
Thakurova 7
166 29 PRAHA 6
Česká republika
Tel: +420/2/24354340
Fax: +420/2/24354341
E-mail: jaromir.dusek@fsv.cvut.cz

Ing. Jiří NOVOTNÝ

Výskumný ústav meliorací a ochrany půdy
Lidická 25/27
657 20 BRNO 2
Česká republika
Tel: +420/5/41321124
Fax: +420/5/49255574
E-mail: novotny@vumopbrno.cz

Ing. Jiří OBRŠLÍK

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Lidická 25/27
657 20 BRNO 2
Česká republika
Tel: +420/5/41321124
Fax: +420/5/49255574

Ing. Josef KUČERA

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Lidická 25/27
657 20 BRNO 2
Česká republika
Tel: +420/5/41321124
E-mail: kucera@vumopbrno.cz

Ing. Jozef IVANČO, CSc.

Výskumná hydrologická základňa
Ústavu hydrológie SAV
Hollého 42
071 01 MICHALOVCE
Tel: +421/56/6425141
Fax: +421/56/6425141
E-mail: uhsav@ke.psg.sk

Ing. Jozef KOBZA, CSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Mládežnícka 36
974 04 BANSKÁ BYSTRICA
Tel: +421/48/4230473
Fax: +421/48/4135272
E-mail: vupu@isternet.sk

Ing. Jozef VILČEK, PhD.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Reimanova 2
080 01 PREŠOV
Tel: +421/51/7724356
Fax: +421/51/7723184
E-mail: vilcek@vupop.sk

Ing. Juraj CHLPÍK, PhD.

Slovenská poľnohospodárska univerzita
Katedra pedológie a geológie
Tr. A. Hlinku 2
949 76 NITRA
Tel: +421/37/6508111
Fax: +421/37/7411451
E-mail: Juraj.Chlpik@uniag.sk

Ing. Karel B. BŘEZINA, CSc.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Žabovřeská 250
156 27 PRAHA 5 – ZBRASLAV
Česká republika
Tel: +420/2/57921947
Fax: +420/2/57921246
E-mail: brezina@vumop.cz

Ing. Ľubomír LICHNER, CSc.

Ústav hydrológie SAV
Račianska 75
P.O. BOX 94
838 11 BRATISLAVA
Tel: +421/2/49268227
Fax: +421/2/44259404
E-mail: lichner@uh.savba.sk

Ing. Magdaléna SOROKOVÁ

Technická univerzita
Fakulta ekológie a environmentalistiky
Kolpašská 9/B
969 01 BANSKÁ ŠTIAVNICA
Tel: +421/45/6941189
E-mail: sorokova@vsld.tuzvo.sk

Ing. Milan GOMBOŠ, CSc.

Výskumná hydrologická základňa
Ústavu hydrológie SAV
Hollého 42
071 01 MICHALOVCE
Tel: +421/56/6425141
Fax: +421/56/6425141
E-mail: uhsav@ke.psg.sk

Ing. Miloslav PACOLA

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Lidická 25/27
657 20 BRNO 2
Česká republika
Tel: +420/5/413211240
Fax: +420/5/49255574
E-mail: pacola@vumopbrno.cz

Ing. Miroslav MELOUN

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Lidická 25/27
657 20 BRNO 2
Česká republika
Tel: +420/5/41212030
Fax: +420/5/49255574

Ing. Monika HALÁSOVÁ

Slovenská poľnohospodárska univerzita
Katedra chémie
Tr. A. Hlinku 2
949 76 NITRA
Tel: +421/37/6508373

Ing. Pavel JAMBOR, CSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43292000
Fax: +421/2/43295487

Ing. Pavel NOVÁK, CSc.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Žabovřeská 250
156 27 PRAHA 5 – ZBRASLAV
Česká republika
Tel: +420/2/57921640
Fax: +420/2/57921246
E-mail: lagova@vumop.cz

Ing. Peter LAZOR, PhD.

Katedra chémie
Slovenská poľnohospodárska univerzita
Tr. A. Hlinku 2
949 76 NITRA
Tel: +421/37/6508345

Ing. Radim CZELIS

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Lidická 25/27
657 20 BRNO 2
Česká republika
Tel: +420/5/41212030
Fax: +420/5/49255574
E-mail: czelis@vumopbrno.cz

Ing. Radim VÁCHA, PhD.

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Žabovřeská 250
156 27 PRAHA 5 – ZBRASLAV
Česká republika
Tel: +420/2/57921640
Fax: +420/2/57921246
E-mail: vacha@vumop.tel.cz

Ing. Radoslav BUJNOVSKÝ, CSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43292000
Fax: +421/2/43295487
E-mail: bujnovsky@vupu.sk

Ing. Rastislav MATI, CSc.

Oblasťný výskumný ústav agroekológie
Špitálska 1273
071 01 MICHALOVCE
Tel: +421/56/6420689
Fax: +421/56/6420205
E-mail: ovua@in4.sk

Ing. Rozália SZALAYOVÁ

Ministerstvo pôdohospodárstva SR
Dobrovičova 12
812 66 BRATISLAVA
Tel: +421/2/592662177
Fax: +421/2/59266295
E-mail: szalay@land.gov.sk

Ing. Slavoj ZEMÁNEK

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Žabovřeská 250
156 27 PRAHA 5 – ZBRASLAV
Česká republika
Tel: +420/2/57921640
Fax: +420/2/57921246
E-mail: zemanek@vumop.cz

Ing. Světlana ZLATUŠKOVÁ

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Lidická 25/27
657 20 BRNO 2
Česká republika
Tel: +420/5/41321124
Fax: +420/5/49255574
E-mail: svetla.zl@volny.cz

Ing. Štefan BUDAY, PhD.

Výskumný ústav ekonomiky poľnohospodárstva
a potravinárstva
Trenčianska 55
824 80 BRATISLAVA
Tel: +421/2/58243311
Fax: +421/2/58243358
E-mail: buday@vuepp.sk

Ing. Tomáš TÓTH

Slovenská poľnohospodárska univerzita
Katedra chémie
Tr. A. Hlinku 2
949 76 NITRA
Tel: +421/37/6508264
E-mail: Tomas.Toth@uniag.sk

Ing. Tomáš VOGEL, CSc.

České vysoké učení technické
Fakulta stavební
Katedra hydrauliky a hydrologie
Thakurova 7
166 29 PRAHA 6
Česká republika
Tel: +420/2/24310782
Fax: +420/2/24354341
E-mail: vogel@fsv.cvut.cz

Ing. Vladimír MIKULEC

Ústav hydrológie SAV
Račianska 75
P.O. BOX 94
838 11 BRATISLAVA
Tel: +421/2/49268262
Fax: +421/2/44259404
E-mail: mikulec@uh.savba.sk

Ing. Zuzana GERGELOVÁ

Ministerstvo pôdohospodárstva SR
Dobrovičova 12
812 66 BRATISLAVA
Tel: +421/2/592662176
Fax: +421/2/59266295
E-mail: gergelo@land.gov.sk

Mgr. Alica KOPCOVÁ

Univerzita Komenského
Prírodovedecká fakulta
Mlynská dolina 1
845 45 BRATISLAVA
Tel: +421/2/60296574
Fax: +421/2/65429064
E-mail: kopcova@fns.uniba.sk

Mgr. Ivana VYKOUKOVÁ, PhD.

Univerzita Komenského
Prírodovedecká fakulta
Katedra pedológie
Mlynská dolina 1
845 45 BRATISLAVA
Tel: +421/2/60296574
E-mail: vykouvova@fns.uniba.sk

Mgr. Martina UHRINOVÁ

Univerzita Komenského
Prírodovedecká fakulta
Katedra pedológie
Mlynská dolina 1
845 45 BRATISLAVA
Tel: +421/2/60296574
E-mail: uhrinova@fns.uniba.sk

Mgr. Michal SÁDOVSKÝ

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/44257086
Fax: +421/2/44257087
E-mail: roznavska@vupu.sk

Mgr. Mikuláš MADARAS

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy
Reimanova 2
080 01 PREŠOV
Tel: +421/51/7731054
Fax: +421/51/7723184
E-mail: madaras@vupop.sk

Mgr. Ondrej RYBÁR

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43292021
Fax: +421/2/43427485
E-mail: rybar@vupu.sk

Mgr. Ondřej POLÁČEK

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
Žabovřeská 250
156 27 PRAHA 5 – ZBRASLAV
Česká republika
Tel: +420/2/57921640
Fax: +420/2/57921246

Mgr. Pavel DLAPA, PhD.

Univerzita Komenského
Prírodovedecká fakulta
Katedra pedológie
Mlynská dolina 1
845 45 BRATISLAVA
Tel: +421/2/60296574
Fax: +421/2/65429064

Mgr. Rastislav SKALSKÝ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43292021
Fax: +421/2/43427485
E-mail: skalsky@vupu.sk

Mgr. Renata CHMELOVÁ

Univerzita Palackého
Katedra geografie
Tr. Svobody 26
77146 OLOMOUC
Česká republika
Tel: +420/68/5634505
E-mail: chmelova@prfnw.upol.cz

Mgr. Richard LAZÚR

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43335626
Fax: +421/2/43295487
E-mail: lazur@vupu.sk

Mgr. Richard MIČUDA, PhD.

Univerzita Komenského
Prírodovedecká fakulta
Katedra pedológie
Mlynská dolina 1
845 45 BRATISLAVA
Tel: +421/2/60296574
Fax: +421/2/65429064

Mgr. Tomáš ORFÁNUS

Ústav hydrológie SAV
Račianska 75
P. O. BOX 94
838 11 BRATISLAVA
Tel: +421/2/49262262
Fax: +421/2/44259404
E-mail: orfanus@uh.savba.sk

Mgr. Vladimír HUTÁR

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43292000
Fax: +421/2/43295487
E-mail: hutar@vupu.sk

Mr. Dražen BLAŠKOVIĆ

Faculty of Agriculture
University of Zagreb
Svetošimunska 25
10 000 ZABREB
Croatia
Tel: +385/1/2393814
Fax: +385/1/2393981
E-mail: dblaskovic@agr.hr

PhMr. Judita BRIEDOVÁ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43335685
Fax: +421/2/43427485

Prof. Dr. DrSc. Dr.h.c. Zdenek FILIP

Federal Environmental Agency
Paul-Ehrlich Str. 29
63225 LANGEN
Germany
Tel: +49/6103/704160
Fax: +49/6103/704147
E-mail: zdenek.filip@uba.de

Prof. Dr. Ferdo BAŠIĆ

Faculty of Agriculture
University of Zagreb
Svetošimunska 25
10 000 ZABREB
Croatia
Tel: +385/1/2393815
Fax: +385/1/2393981
E-mail: fbasic@agr.hr

Prof. George J. Halasi KUN**Ing. Eva KUNZOVÁ, CSc.**

Výskumný ústav rostlinné výroby
Drnovská 507
161 06 PRAHA 6
Česká republika
Tel: +420/2/33022300
Fax: +420/2/33310636
E-mail: kunzova@vurv.cz

Prof. Ing. Bohdan JURÁNI, CSc.

Univerzita Komenského
Prírodovedecká fakulta
Katedra pedológie
Mlynská dolina 1
845 45 BRATISLAVA
Tel: +421/2/60296573
Fax: +421/2/65429064

Prof. Ing. Eduard BUBLINEC, CSc.

Technická univerzita
Lesnícka fakulta
T. G. Masaryka 24
960 53 ZVOLEN
Tel: +421/45/5206510
Fax: +421/45/5332654
E-mail: bublinec@sav.savzv.sk

Prof. Ing. Josef KOZÁK, DrSc.

Česká zemědělská univerzita
Kamýcká 129
165 21 PRAHA 6 – Suchbátka
Česká republika
Tel: +420/2/24384081
Fax: +420/2/220920431
E-mail: kozak@af.czu.cz

Prof. Ing. Rudolf ŠÁLY, DrSc.

Kimovská 10
960 01 ZVOLEN
Tel: +421/45/5334904

Prof. RNDr. Dionýz VASS, DrSc.

Technická univerzita
Lesnícka fakulta
T. G. Masaryka 24
960 53 ZVOLEN
E-mail: kpp@vsld.tuzvo.sk

Prof. RNDr. Pavol BIELEK, DrSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43420866
Fax: +421/2/43295487
E-mail: bielek@vupu.sk

RNDr. Beáta HOUŠKOVÁ, CSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43292000
Fax: +421/2/43295487
E-mail: houskova@vupu.sk

RNDr. Blanka ILAVSKÁ

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43335626
Fax: +421/2/43427485
E-mail: ilavska@vupu.sk

RNDr. Bohumil ŠURINA

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43292021
Fax: +421/2/43295487
E-mail: surina@vupu.sk

RNDr. Boris BELÁČEK

Technická univerzita LF
Katedra prírodného prostredia
T.G. Masaryka 24
960 53 ZVOLEN
Tel: +421/45/5206211
E-mail: belacek@vsld.tuzvo.sk

RNDr. Gabriela BARANČÍKOVÁ, CSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Reimanova 2
080 01 PREŠOV
Tel: +421/51/7731054
Fax: +421/51/7723184
E-mail: bar@vupop.sk

RNDr. Jarmila MAKOVNÍKOVÁ, CSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Mládežnícka 36
974 04 BANSKÁ BYSTRICA
Tel: +421/48/4230473
Fax: +421/48/4135272
E-mail: vupu@isternet.sk

RNDr. Jaroslava SOBOCKÁ, CSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy
Gagarinova 10
827 13 BRATISLAVA
Tel: +421/2/43292021
Fax: +421/2/43295487
E-mail: sobocka@vupu.sk

RNDr. Július ŠÚTOR, DrSc.

Ústav hydrológie SAV

Račianska 75

P.O.BOX 94

838 11 BRATISLAVA

Tel: +421/2/44259383

Fax: +421/2/44259404

E-mail: sutor@uh.savba.sk

RNDr. Mária ČURLÍKOVÁ

Ministerstvo životného prostredia SR

Nám. Ľ. Štúra 1

812 35 BRATISLAVA

Tel: +421/2/59562122

Fax: +421/2/59562248

RNDr. Michal DŽATKO, CSc.

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy

Gagarinova 10

827 13 BRATISLAVA

Tel: +421/2/43292000

Fax: +421/2/43295487

RNDr. Milan LEHOTSKÝ, CSc.

Geologický ústav SAV

Štefánikova 49

814 73 BRATISLAVA

E-mail: geogleho@savba.sk

RNDr. Milan TOMÁŠEK, CSc.

Eliášova 31

160 00 PRAHA

Česká republika

Tel: +420/2/33344227

RNDr. Miroslav KROMKA, CSc.

Univerzita Komenského

Prírodovedecká fakulta

Katedra pedológie

Mlynská dolina 1

845 45 BRATISLAVA

Tel: +421/2/60296574

E-mail: kromka@fns.uniba.sk

RNDr. Mladen KOLENY, CSc.

Univerzita Komenského

Prírodovedecká fakulta

Mlynská dolina 1

845 45 BRATISLAVA

E-mail: koleny@fns.uniba.sk

RNDr. Olívia ĎUGOVÁ, CSc.

Ústav krajinej ekológie SAV

Štefánikova 3

814 99 BRATISLAVA

Tel: +421/2/52494555

RNDr. Václav MACHÁČEK, DrSc.

Výzkumní ústav rostlinné výroby

Drnovská 507

161 06 PRAHA 6

Česká republika

Tel: +420/2/33022479

E-mail: machacek@vurv.cz

RNDr. Zdena KRNÁČOVÁ

Ústav krajinej ekológie SAV

Štefánikova 3

814 99 BRATISLAVA

Tel: +421/2/52493851

Růžena ŠTEFAŇÁKOVÁ

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy

Lidická 25/27

657 20 BRNO 2

Česká republika

Tel: +420/5/41321124

Fax: +420/5/49255574

E-mail: stefanakova@vumopbrno.cz

Univ. Prof. Dipl. Ing. Dr. Othmar NESTROY

University of Technology

Institute of Engineering Geology and Applied

Mineralogy

Rechbauerstrasse 12

A-8010 GRAZ

AUSTRIA

Tel: +43/316/8736377

Fax: +43/316/8736871

Prvé pôdoznalecké dni v SR

(zborník z konferencie 17. – 19. VI. 2002, Račkova dolina)

Societas pedologica slovac

Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava

Katedra pedológie PriF UK Bratislava

Katedra geológie a pedológie AF, SPU Nitra

Zodpovedný redaktor: Ing. Pavel Jambor, CSc.

Výtvarný redaktor: Štefan Moro

Tlač: VÚPOP Bratislava, Edičné stredisko, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava

I. diel, II. diel

Náklad: 250 ks

Počet strán spolu (I. diel a II. diel): 502

2002, Bratislava

Zborník neprešiel jazykovou úpravou.

ISBN 80-89128-00-9