

MENDELOVA ZEMĚDĚLSKÁ A LESNICKÁ UNIVERZITA V BRNĚ
ČESKÁ PEDOLOGICKÁ SPOLEČNOST,
MINISTERSTVO ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ ČR



PEDOLOGICKÉ DNY 2003

SBORNÍK PŘÍSPĚVKŮ Z KONFERENCE

OCHRANA A VYUŽITÍ PŮDY V NIVNÍCH OBLASTECH

SEMINÁRNÍ HOTEL AKADEMIE
VELKÉ BÍLOVICE, 3. - 4. ZÁŘÍ 2003

Pedologické dny 2003

Ochrana a využití půdy v nívních oblastech

SBORNÍK PŘÍSPĚVKŮ

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně
Česká pedologická společnost,
Ministerstvo životního prostředí ČR

Seminární hotel Akademie
Velké Bílovice, 3. - 4. září 2003

© Milan Sáňka, Jiří Kulhavý (editoři)

OBSAH

PŘEDMLUVA	1
ČÁST I. ÚSTNÍ PŘÍSPĚVKY	
ROLE LESNÍKA V KRAJINĚ JIŽNÍ MORAVY <i>JAN VYBÍRAL</i>	5
ŘÍČNÍ KRAJINA A ZMĚNY V JEJÍM VYUŽÍVÁNÍ <i>OTAKAR ŠTĚRBA, BOŘIVOJ ŠARAPATKA, JARMILA MĚKOTOVÁ</i>	8
VÝSLEDKY ANTROPICKÝCH ZÁSAHŮ DO VLHKOSTNÍHO REŽIMU PŮD LESŮ A LUK V NIVÁCH ŘEK JIŽNÍ MORAVY <i>ALOIS PRAX</i>	13
SOZOLOGICKÉ INTERAKCE NIV S OKOLNÍ KRAJINOU <i>ZDENĚK VAŠKŮ</i>	19
KONTAMINÁCIA PŮD NA FLUVIÁLNYCH SEDIMENTOCH V PODMIENKACH SLOVENSKA <i>JOZEF KOBZA – LIBUŠA MATÚŠKOVÁ</i>	33
LUŽNÍ LES JAKO VÝZNAMNÝ BIOM NIVNÍ KRAJINY <i>EMIL KLIMO</i>	39
ZEMĚDĚLSKÉ VYUŽITÍ PŮD NIVNÍCH OBLASTÍ Z POHLEDU HYGIENY PŮDY <i>RADIM VÁCHA, ONDŘEJ POLÁČEK, VIERA HORVÁTHOVÁ</i>	42
MIKROBIÁLNÍ ASPEKTY PŮD NIVNÍCH LUK <i>MARTA TESAŘOVÁ, JAROSLAV ZÁHORA, EVA ŠROUBKOVÁ</i>	49
MODELING OF WATER REGIME IN SOIL PROFILE <i>SVATOPLUK MATULA, RADKA KODEŠOVÁ, PAVEL KŘIVOHLAVÝ, HELENA KOZÁKOVÁ</i>	55
SÚ PEDOGENETICKÉ KONCEPCIE PREŽITKOM? <i>JURAJ HRAŠKO</i>	62
ČÁST II. PLAKÁTOVÁ SDĚLENÍ	
PROBLÉM PŮD NIVNÍCH OBLASTÍ PŘI POUŽITÍ MODERNÍCH PEDOMETRICKÝCH METOD <i>VÍT PENÍŽEK, LUBOŠ BORŮVKA</i>	69
ATTEMPTING CHARACTERIZATION OF DYJE-MORAVA FLOODPLAIN SOILS USING IMAGING SPECTROSCOPY <i>SANJAY TEWARI, JIŘÍ KULHAVÝ</i>	73
OCHRANA PŮDY A VODY V KPÚ LEDNICE <i>JANA UHLÍŘOVÁ, VLADIMÍRA VONDRÁČKOVÁ, MARTINA LIŠKOVÁ</i>	86
FOSFOMONOESTERÁZOVÁ AKTIVITA NIVNÍCH PŮD NÁRODNÍ PŘÍRODNÍ REZERVACE RANŠPURK <i>KLEMENT REJŠEK</i>	88

VLIV DYNAMIKY PRŮTOKŮ NA HLADINU PODZEMNÍ VODY V NIVĚ <i>BOŘIVOJ ŠARAPATKA, ALOIS PRAX, MILOŠ KLOUPAR</i>	97
SOUČASNÝ STAV DYNAMIKY VHLKOSTNÍHO REŽIMU PŮD LUŽNÍHO LESA NA SOUTOKU <i>VÍTĚZSLAV HYBLER</i>	103
VYUŽITÍ GENETICKÝCH ALGORITMŮ PRO APROXIMACI RETENČNÍCH ČAR. <i>VÁCLAV KURÁŽ, ANNA KUČEROVÁ, MICHAL KURÁŽ</i>	107
TEPLOTA PŮDY VO VEGETAČNOM OBDOBÍ VO VZŤAHU K JEJ VHLKOSTI <i>MILOŠ ŠIRÁŇ</i>	112
STABILIZACE PŮDNÍ ÚRODNOSTI ORNÝCH PŮD V NIVNÍCH OBLASTECH Z POHLEDU FOSFORU <i>VÁCLAV MACHÁČEK, PETER IVIČIC</i>	116
MONITORING AGROCHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ PŮD NA ALUVIÁLNÝCH SEDIMENTOCH <i>JARMILA MAKOVNÍKOVÁ, JÁN STYK, GABRIELA BARANČÍKOVÁ</i>	122
HODNOTENIE AKUMULAČNEJ FUNKCIE PŮD VZHEADOM K ŽIVINÁM <i>STANISLAV TORMA</i>	128
ZMĚNY NĚKTERÝCH AGROCHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ V NAŠICH PŮDÁCH A JEJICH VÝVOJOVÉ TENDENCE <i>KAREL VOPLAKAL</i>	132
REÁLNÁ ABERACE SORPČNÍCH VLASTNOSTÍ ORNIC STŘEDNÍ MORAVY. <i>EDUARD POKORNÝ, OLGA DENEŠOVÁ, RADOMÍRA STŘÁLKOVÁ</i>	137
BILANCE ŽIVIN V ZEMĚDĚLSKÝCH PODNÍCÍCH <i>EVA KUNZOVÁ, JAN KLÍR, PAVEL ČERMÁK</i>	141
PRODUKČNÉ PARAMETRE PŮD VÝCHODOSLOVENSKEJ NÍŽINY <i>JOZEF VILČEK</i>	146
PREDIKČNÍ A SIMULAČNÍ MODELY ACIDIFIKACE PŮDY A UVOLŇOVÁNÍ LABILNÍCH FOREM HLINÍKU - PŘEHLED <i>LUBOŠ BORŮVKA, ONDŘEJ DRÁBEK, LENKA MLÁDKOVÁ</i>	150
ERÓZNO-AKUMULAČNÉ KATÉNY NIEKTORÝCH HNEDOZEMÍ, ICH POPIS A CHARAKTERISTIKA <i>JAROSLAVA SOBOCKÁ</i>	154
PROBLEMATIKA PŮDNÍCH CHARAKTERISTIK JAKO VSTUPNÍCH DAT DO SIMULAČNÍCH MODELŮ <i>HANA NOVÁKOVÁ, JANA VESELÁ, TOMÁŠ DOSTÁL</i>	161
KONTAMINACE PŮDY JAKO SOUČÁST KOMPLEXNÍHO HODNOCENÍ RIZIK – PŘÍPADOVÁ STUDIE V OBLASTI KUTNÁ HORA <i>MILAN SÁŇKA</i>	165
VYBRANÉ VLASTNOSTI PŮD LESNÍCH A TRAVNÍCH EKOSYSTÉMŮ JIZERSKÝCH HOR <i>LENKA MLÁDKOVÁ, LUBOŠ BORŮVKA, ONDŘEJ DRÁBEK</i>	169

PŘEDMLUVA

Ve dnech 3. a 4. září 2003 se ve Velkých Bílovicích uskutečnila v pořadí již 9. konference České pedologické společnosti „PEDOLOGICKÉ DNY 2003“. Konferenci uspořádala Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, pracoviště Ústavu ekologie lesa Lesnické a dřevařské fakulty. Spolupořadatelem bylo Ministerstvo životního prostředí ČR a Lesy ČR, lesní závod Židlochovice. Motto konference „OCHRANA A VYUŽITÍ PŮDY V NIVNÍCH OBLASTECH“ bylo vyvoláno zkušenostmi o negativním vlivu povodní na půdní fond z posledních let a stoupajícím významem aluviálních území z hlediska ekologického i produkčního.

Konference se celkem zúčastnilo 103 pedologů a dalších odborných pracovníků z České republiky i ze Slovenska.

V prvním dnu konference bylo předneseno 10 příspěvků vyzvaných přednášejících a prezentováno 24 plakátových sdělení. Jako součást odborného programu byl rovněž promítnut film „EKOSYSTÉMY ŘÍČNÍ KRAJINY“, který byl natočen týmem Katedry ekologie a životního prostředí PFUP v Olomouci pod vedením Prof. Otakara Štěrby.

Druhý den byla na programu exkurze s ukázkami půd v aluviích Moravy a Dyje na Břeclavsku. Exkurze pod vedením Prof. Aloise Praxe a Ing. Jiřího Jandáka byla perfektně organizována a k jejímu dobrému průběhu zejména přispěli pracovníci LZ Židlochovice LČR, s. p. Zvláště pak poděkování patří panu řediteli Ing. Janu Vybíralovi, Ing. Miloši Klouparovi a Ing. Michalu Hřibovi.

Za zdařilý průběh akce po organizační stránce patří poděkování paní Elišce Tučkové a paní Zdeně Pokorné.

Vydání sborníku bylo umožněno s finančním příspěvkem VZ MŠMT MSM 434100005.

Příspěvky uvedené ve sborníku jsou rovněž dostupné na [www stránkách ČPS](http://www.pedologie.cz) www.pedologie.cz.

Milan Sánka, Jiří Kulhavý

ČÁST I.
ÚSTNÍ PŘÍSPĚVKY

ROLE LESNÍKA V KRAJINĚ JIŽNÍ MORAVY

Jan Vybíral

Lesy České republiky, lesní závod Židlochovice, Tyršova 1, 667 01 Židlochovice, e-mail: lz4@lesy-cr.cz

Jestliže provedeme analýzu vývoje krajiny jižní Moravy v posledních zhruba tisíci letech, vysledujeme její některé vývojové trendy a stádia, z nichž některé jsou v krajině dodnes patrné.

Historicky je například dobře zmapováno a mnoha archeologickými artefakty doloženo období kolonizace a budování soustředěných sídel v blízkosti velkých řek a na strategických místech. Tato kolonizace byla ve znamení klučení lesů především pro potřebu zemědělství, ať už pro zakládání polí nebo pastvin.

Se zvyšujícím se počtem lidí v krajině vznikala větší potřeba stavebního dříví na budování vesnic, opevnění a později měst. Velká spotřeba dříví byla v období zakládání rybníků. Zvýšená životní úroveň znamenala nejen zakládání vinohradů, ale také rozvoj velkých řemeslných výrob, jako jsou vápenky a cihelny.

V 16. až 17. století byla krajina jižní Moravy již prakticky bezlesá a rozsáhlejší lesní komplexy zůstaly pouze v oblastech dolních niv a na nejvyšších kopcích. Tlak na získávání dalších zemědělských ploch byl nadále velmi silný a existuje o tom celá řada zajímavých zápisů. Nebyly řídké případy, kdy v noci byly vykopány a odvezeny celé stromy a až po čase bylo konstatováno další nepovolené rozšíření louky či pole na úkor lesa.

Velcí vlastníci byli nuceni lesy chránit silou. Funkce hajného na ochranu lesů a zvěře vzniká ve století třináctém, ale v 17. století je již zcela běžnou a respektovanou profesí.

V 17. - 18. století nastává doslova krize z nedostatku veškerého dříví. Lesem vhodným k mýcení byl ten, kde dříví dosáhlo síly mužské paže. Obmýti bylo cca 7 roků, zásoba byla cca 40 m³/ha. V lesích se běžně pásli dobytek, takže o lese v dnešním pojetí se nedalo mluvit.

V písemných pramenech se ale již hovoří o funkci „lesmistra“, konkrétně v dokumentu mikulovského panství z roku 1701. Jen s malou nadsázkou lze hovořit dokonce o pěstování lesa. Právě v tomto roce totiž dal lesmistr Jeltsch na velké pasece rozházet borové šišky. Do roku 1736 zde vyrostlo mnoho tisíc krásných borovic rovných jako svíce.

Podle informací mikulovského hejtmána Jana Kracíka z roku 1735 byl městský mikulovský les téměř vykácen. K nápravě doporučoval rozdělit lesy na 10 nebo 15 dílů a při těžbě postupovat tak, aby po uplynutí obmýti (10 nebo 15 roků) se mohlo začít vždy na prvním dílu. Na každém dílu mělo být ponecháno 25 mladých výstavků vyrostlých přímo ze země (ne tedy pařezové výmladky). Toto bylo zasláno brněnskému guberniu jako námět pro vytvoření zemského lesního řádu pro Moravu.

Teprve v roce 1754 byl vydán revoluční „Císařský a královský patent lesů a dříví“ připravený hrabětem Kinským, čímž byl postaven základ pro veškerou další legislativu o lesích.

Pak už nic nestálo cestě rozvoji všech lesnických odborných disciplín a lesnictví jako vědy. Jistě není náhodou, že to byla jižní Morava, kde se na majetcích šlechty, ale i v obecních lesích začal systémově řešit problém bezlesé krajiny.

Zpočátku byl celý problém vnímán pouze jako nedostatek dříví. Proto byly v roce 1799 založeny u Lednice plantáže pro vyšetí semen severoamerických dřevin, které dovezl lichtenštejnský zahradník Josef Lifka. Vysazování rychlerostoucích exot mělo vyřešit právě zoufalý nedostatek dříví na jižní Moravě. Od té doby nastává éra například akátu, dřezovce

trojtrnného, ořešáku černého, dubu červeného, vejmutovky a celé řady dalších druhů introdukovaných dřevin.

Od roku 1810 se již lesy na jižní Moravě běžně zařizovaly lesními hospodářskými plány s organizačním rozdělením na revíry a s určením odpovědných lesníků a vyšších lesních odborníků. Nastalo období postupného zlepšování stavu lesů, urychlený rozvojem lesnických odborných disciplín a posléze lesnického školství středního i vysokého po vydání jednak císařského patentu a pak i následného prvního lesního zákona v roce 1852.

Lesnictví jako moderní a vážená profese vznikalo paradoxně na jižní Moravě, přestože, (nebo právě proto?), že zde byl velmi neutěšený stav lesů, umocněn malou lesnatostí a velkou exploatací krajiny. Je asi v povaze lidské, že si některých věcí váží a začne si jich i více všímat teprve v době jejich nedostatku.

Jestliže se v současné době bere jako samozřejmost, že lesy tvoří základní složku přírody v krajině střední Evropy a hlavním životním prostorem pro většinu živočišných i rostlinných druhů, jestliže jsou podrobně prostudovány všechny funkce lesů v krajině a v lidské společnosti, nabízí se celá série otázek a z nich jedna zásadní: Jaká je tedy role lesníka a lesnické profese v krajině 21. století?

Podle mne je na prvním místě nejdůležitější zdůraznit, že lesnická profese za dobu své existence zvládla a jak lesnickou legislativou, tak i propracovaným systémem vlastní hospodářské činnosti se ztotožnila s principem **trvale udržitelného využívání obnovitelných přírodních zdrojů** a stala se i jeho důležitým představitelem.

Tato skutečnost vyvstane nejlépe například v souvislosti s prováděným výběrem území pro evropskou síť komplexní ochrany přírody NATURA 2000. Naprostou převahu zde mají lesní území. Je tedy na místě se aktuálně a vážně zabývat tím, jak se změní role lesníka v této souvislosti? Podle mého názoru je třeba vycházet z faktu, že jestliže dlouhodobý způsob lesnického hospodaření zachoval možnosti života pro celé spektrum živočichů a rostlin, neměl by se zásadním způsobem opouštět dosavadní princip hospodaření a neměla by být zpochybňována vůdčí odborná role lesníka i v otázkách ochrany druhové různorodosti. Samozřejmě to předpokládá osvojení si mnoha nových důležitých informací z oblasti ekologie a biologie rostlin a živočichů a jejich zapracování do odborné výbavy lesnického personálu, včetně doplnění souvisejících legislativních norem tak, aby bylo možno provést dílčí korekce i ve vlastní hospodářské lesnické praxi.

Ale vytvářet pocit, že otázka takzvané ochrany přírody je záležitostí nějaké nové profese a tudíž je třeba vytvářet speciální zákony, speciální státní správu a speciální plošný management ochrany přírody, to je, myslím, princip nesprávný, protože je v mnoha ohledech pouze formální a finančně velmi drahý. Samozřejmě si uvědomuji, že prosazení jiného principu je otázkou větší aktivity lesnických reprezentací!

Další důležitou roli lesníka v krajině jižní Moravě vidím v dílčí odpovědnosti za celkový stav krajiny. Je i jeho věcí, aby se aktivně účastnil procesů sledujících revitalizaci zemědělské krajiny v místech, která jsou z různých důvodů pro zemědělskou výrobu nevýhodná, nebo dokonce riziková například v souvislosti s erozemi různého druhu.

Jestliže přijmeme jako fakt, že klimaxovým stádiem přírody ve střední Evropě je les, pak lesnatost jižní Moravy na úrovni necelých 15% je opravdu k vážnému zamyšlení nejen lesníků, ale hlavně odborníků z jiných oborů a rovněž politiků! Je zřejmé, že nastává období optimalizace zemědělského využití krajiny. I letošní rok naznačil, že je třeba uvažovat o tom, které části krajiny vrátíme lesu, mokřadům či stepím. Že při tomto rozhodovacím procesu budou mít významné slovo právě pedologové je zřejmé.

Specifickým, tudíž složitým, ale nesmírně zajímavým problémem jsou nivy řek na jižní Moravě. Při řešení problematiky revitalizace hydrobiologického systému v dolních částech řek Dyje a Moravy byla prověřena účelnost i účinnost neformální spolupráce odborníků

z různých biologických i technických oborů. Výsledky mnoha koordinovaných aktivit jsou natolik významné, že mohu s pocitem hrdosti konstatovat, že oblast niv a lužních lesů je územím přátelské spolupráce odborníků i institucí s cílem dosáhnout co nejvyšší kvality lesnického krajinného managementu.

Zájem lesníků o dosažení co nejvyšší kvality životního prostředí při rozumném využívání obnovitelných přírodních zdrojů nekončí na hraně lesních porostů, ale pokračuje dál do volné krajiny. Jedině komplexní přístup s koordinovanou spoluprací odborníků mnoha oborů a tím i pochopení co nejvíce souvislostí v krajině jižní Moravy totiž umožní i její dlouhodobé optimální – trvale udržitelné využívání a moudré spravování.

Literatura

Nožička, J., 1957: Přehled vývoje našich lesů. Státní zemědělské nakladatelství, Praha

ŘÍČNÍ KRAJINA A ZMĚNY V JEJÍM VYUŽÍVÁNÍ

Otakar Štěrbá, Bořivoj Šarapatka, Jarmila Měkotová

*Katedra ekologie a životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého,
tř. Svobody 26, 771 46 Olomouc*

Řeky a jejich okolní krajina nás odedávna přitahují. Řeky jsou přírodní komunikací i transportní cestou. Také první lidské civilizace vznikaly u řek, ať už v jejich deltách, nebo na nížinných úsecích, někdy i ve vyšších nadmořských polohách. Výzkumná a realizační práce Katedry ekologie a životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci dokazuje, že řeky vytvořily podél svých břehů zcela autonomní krajinu. Teprve když pochopíme, že zde jde o samostatný, mimořádně dynamický a velmi důležitý krajinný ekosystém, můžeme v něm správně hospodařit a vyvarovat se chyb, kterých se dopouštěly předchozí generace.

Říční krajina

O tom, že řeka a její okolní funkční prostor vytvářejí samostatnou krajinu bychom se mohli nejsnadněji přesvědčit pohledem z letadla. Vzhled říčních krajin může být velmi různý, ale jejich ekologické zákonitosti jsou stejné ve všech pásmech i ve všech nadmořských výškách Země. Říční krajinu můžeme také (na rozdíl od mnoha jiných typů krajin) zcela přesně definovat a vymezit. Z ekosystémového pohledu ji můžeme definovat následovně: *Ekosystém říční krajiny je strukturální a funkční celek, složený z řeky a všech složek, které byly touto řekou vytvořeny, nebo které jsou touto řekou alespoň podmíněny, a dále z veškerého oživení všech abiotických složek tohoto ekosystému* (Štěrbá et al., 1999).

Plošné vymezení říční krajiny tvoří říční sedimenty současné řeky (aluvium). Tyto sedimenty většinou kopíruje říční niva mezi pravou a levou první říční terasou. Jindy může být hranicí pata údolního svahu, případně stěna kaňonovitého údolí.

Ve všech úsecích říční krajiny můžeme obvykle rozlišit tyto hlavní subekosystémy: ústřední řeka, všechna aktivní i odstavená ramena, veškeré tůně v nivě, podpovrchová část dna toků (hyporheal), podpovrchová část aluviálních sedimentů (sedimenty zvodnělé nebo nezvodnělé) a povrchová suchozemská část aluviálních sedimentů (bottom land). Dále sem patří všechny druhy pramenů, břehy a agradační valy koryt a ostatní objekty v nivě, které vznikly činností recentní (postglaciální) řeky, jsou na ní závislé a jsou s řekou v přímé interakci, to vše se svým oživením (jedinci, druhy, populace, společenstva). Do říčních krajin dnes také patří všechny nejrůznější objekty vytvořené člověkem (pole, louky, zahrady, parky, umělé vodoteče a nádrže, obce a města, stejně jako komunikace apod.). Lidé se tak stávají součástí ekosystému říční krajiny, se všemi výhodami a riziky.

Funkce říční krajiny

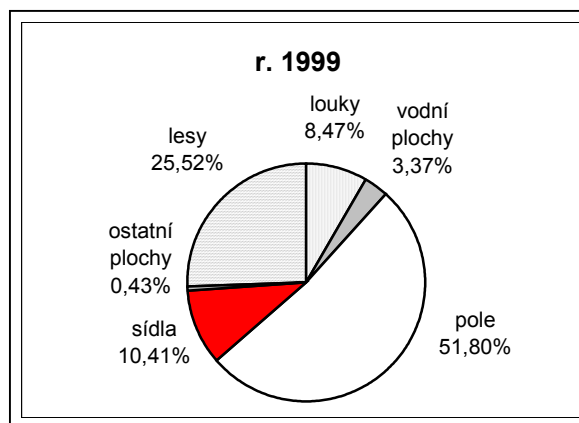
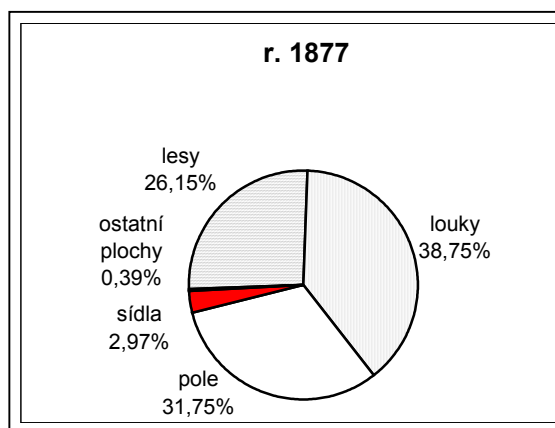
Funkce jsou další charakteristikou ekosystému říční krajiny, ať už jde o ryze přírodní funkce, nebo o „funkce chápané z hlediska člověka“ (energetika, rekreace, státní hranice apod.). K hlavním funkcím patří: vedení a odvádění vody z krajiny, eroze, transport, sedimentace, tvorba údolí, aluvia a nivy, funkce povodňová a protipovodňová, zdroj vody, funkce klimatická, životního prostředí, biodiversity, eutrofizační, produkční, funkce strategického ekosystému, recipientu, funkce samočistící, migrační, dopravní, rekreační, obytná, půdotvorná, funkce drenace, infiltrace, vodárenská, energetická, funkce ekologického refugia, státní hranice, mezinárodní majetek, funkce toku a transformace látek, energie a informací. Při uplatnění jiných pohledů nalezneme i další funkce, jako např. funkce religiozní, kulturní, mezinárodní majetek aj.

Souvislost všech složek, subekosystémů i funkcí v celé říční krajině můžeme zdůraznit v teorii ekologického kontinua, která je rovněž na naší katedře rozpracována. Ekologický stav a veškeré fungování ekosystému jsou závislé na stupni ekologického kontinua. Jeho narušení přináší újmu ekosystému a následně zpravidla i lidské společnosti.

Odpřírodnění říčních krajin

Teoretické předpoklady jsme na katedře ekologie a životního prostředí v 90. letech prověřovali na řekách povodí Moravy. V první fázi jsme se snažili zjistit tzv. ekologickou hodnotu a stupeň odpřírodnění všech důležitých toků povodí Moravy v délce 4 067 km. Vlastní speciální metodou jsme zjistili tento stav: v současnosti pouze jedna třetina těchto toků řek a jejich niv se nachází v uspokojivém stavu, zbývající řeky jsou ve špatném ekologickém stavu a téměř 27% je ve stavu blízkém ekologické katastrofě (Štěrba et al. 1997, Šarapatka et Štěrba 1998).

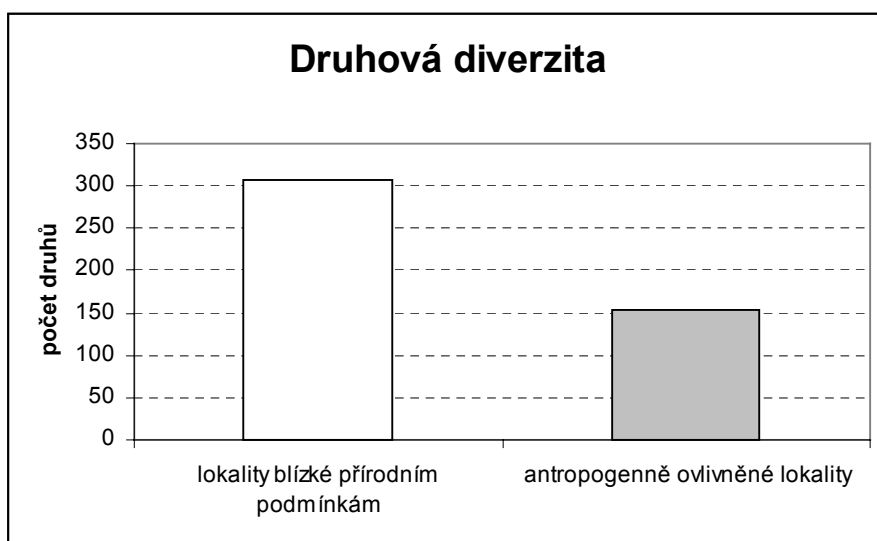
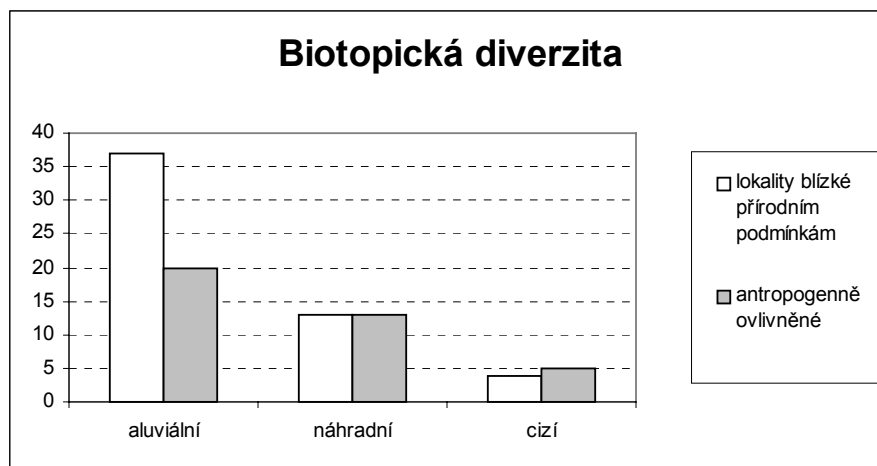
Jako typický příklad silně exploatované říční krajiny můžeme vybrat krajinu samotné řeky Moravy na území České republiky (délka řeky Moravy je 268km, plocha její krajiny 635,6km²). V tomto území jsme provedli detailní krajinnou analýzu a potom rekonstrukci jejího historického vývoje od starověku do r. 1999. Postupná exploatace říční krajiny a její nesprávné využívání způsobily silné narušení ekologického kontinua a vážné poruchy v mnoha funkcích této nejdůležitější středoevropské krajiny (Štěrba et al. 2001). Příkladem změn může být stav z roku 1877 a o více než 100 let později.



K největším změnám v říční krajině Moravy došlo v druhé polovině minulého století. Hlavní příčiny postupného odpřírodňování jsou odlesňování krajiny, zmenšování lučních ploch, přibývání orné půdy, zvětšování intravilánu, nadměrná fragmentace krajiny (tj. rozdrobení jednotlivých ploch subekosystémů na mnoho malých plošek, mezi nimiž je obtížná, resp. není žádná prostorová ani funkční spojitost), přerušení původně souvislého krajinného ekosystému umělými překážkami (jezy, hráze, regulace řeky, komunikace, sídla, továrny, znečištěné úseky řeky, změna životních podmínek atd.).

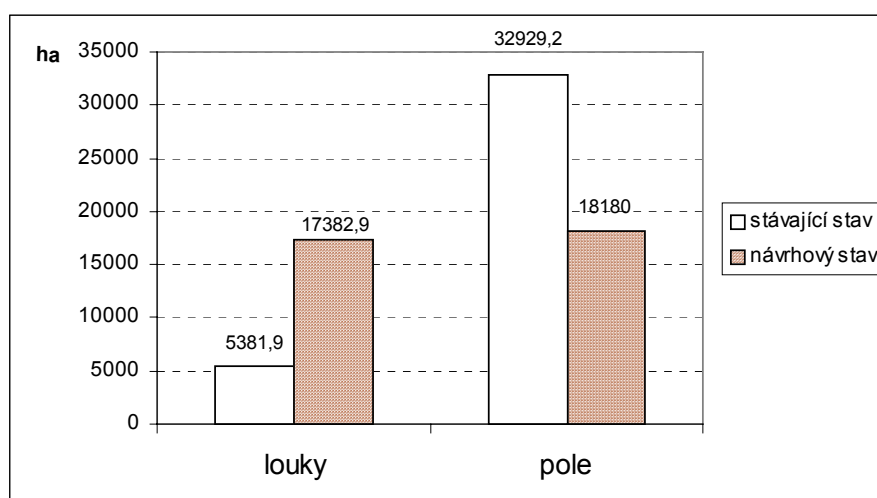
Biodiverzita říční krajiny

Výše uvedené změny dokumentují i výsledky výzkumu biodiverzity při kterém byl sledován vztah mezi biodiverzitou a stupněm jejího odpřírodňování. S narůstem odpřírodňování říční krajiny byl zjištěn pokles biotopické diverzity, jenž byl doprovázen i poklesem diverzity druhové (počtu druhů), jak ukazují následující dva obrázky. Největší biodiverzita je pak vázána na přírodní řeku a její nenarušenou povodňovou pláň (Měkotová, 2002).



Revitalizace říční krajiny

Špatné fungování říční krajiny řeky Moravy, ale i dalších řek je způsobeno především příliš velkým odpřírodněním, které silně narušuje ekologické kontinuum krajiny. Na zjištěnou konkrétní situaci reagujeme návrhem projektu na celkové zlepšení ekologického stavu krajiny řeky Moravy, který zahrnuje zmenšení podílu orné půdy v říční krajině a naopak zvýšení ploch lesů a luk (viz následující obrázek). Tato hlavní změny ve využívání krajiny se týká pozemků co nejbližší k řece, takže podél řeky Moravy tak vznikne souvislý „zelený pás“ ekologicky vhodných ploch.



Úpravy se týkají i vlastní řeky, kdy u všech 23 jezů jsou navrženy přírodní nebo polopřírodní obchvaty které budou sloužit také jako rybí přechody. Dále je navrženo obnovení 36 odstavených meandrů, které jsou dnes od řeky odděleny hrázemi, a revitalizace dalších bočních ramen a náhonů. Tím se mj. prodlouží hlavní tok řeky Moravy o 32,6km a o 40,3km délka bočních ramen. Všechny návrhy směřují především k posílení ekologického kontinua a ke zlepšení většiny prospěšných funkcí této krajiny. Kromě jiného byl podrobně zkoumán význam navrhovaných změn ve využívání říční krajiny při protipovodňové ochraně území a tuto funkci uvádíme jako příklad.

Povodně jsou běžným přírodním jevem, který v současných podmínkách kulturních krajín způsobuje lidem určité škody a to především ze dvou hlavních důvodů. Lidé při odpřírodnění říční krajiny významně snížili přírodní protipovodňovou funkci této krajiny, za druhé pak nezodpovědně vstupují do prostoru, kde se povodně odehrávají, tj. do povodňové pláně. Přírodní protipovodňová funkce říční krajiny spočívá především v tom, že část vod se při velkých povodních rozlije z koryta do okolní povodňové pláně. Tak se povodeň zmenšuje a retarduje, přičemž v zaplavené přírodní povodňové pláni dochází k minimalizaci škod. Jsme přesvědčeni o tom, že pokud bude realizován projekt „zeleného pásu“ podél Moravy, bude možné realizovat ekologickou protipovodňovou ochranu v připravené povodňové pláni. Tento návrh byl konfrontován s technickými opatřeními protipovodňové ochrany (přehrady, poldry, hráze) v rámci dánsko – českého programu spolupráce, projektu „Flood management in Czech Republic“. Matematickým výpočtem se prokázalo, že náš návrh ekologické protipovodňové ochrany je velmi účinný.

Závěr

Autoři v příspěvku dokazují, že všechny řeky a jejich bezprostřední funkční okolí vytvářejí samostatný typ krajiny - říční krajinu s nejméně 30 popsánymi funkcemi, z nichž většina je zcela nenahraditelných. Narušením struktury a vazeb mezi složkami říční krajiny dochází k poruchám jejího fungování. Největší poruchy v minulosti byly způsobeny antropickými vlivy, které vedou k odpřírodnění říční krajiny. Pokud se nám podaří zlepšit ekologický stav, lze pak dosáhnout i lepšího fungování ekosystému říční krajiny, a tím i lepších hospodářských výsledků.

Literatura

1. Měkotová, J. (2002): The river floodplain – a chance for biodiversity. Proceedings of the conference Tvář naší země-krajina domova, Prague 8.-11.10.2002, Czech Republic, vol.6: 125-129.
2. Šarapatka, B. et Štěrba, O. (1998): Optimization of agriculture in relation to the multifunctional role of the landscape. Landscape and Urban Planning. Elsevier: 145 – 148.
3. Štěrba, O., Měkotová, J., Kršková, M., Samsonová, P., et Harper, D. (1997): Floodplain Forests and River Restoration. In: Global Ecology and Biogeography Letters, Floodplain Forests Special Issue (1997) 6: 331-337.
4. Štěrba, O. et al. (1999): Restoration of the Morava River landscape continuum (in Czech). Final report of grant GACR 206/97/0162, 200 pp.
5. Štěrba, O., Měkotová, J. et Šarapatka, B. (2001): The River landscape – reasons of the degradation of its ecological continuum. In: Proceedings of the conference Tvář naší země-krajina domova, Prague 21-23.2.2001, vol.6: 129-135.

VÝSLEDKY ANTROPICKÝCH ZÁSAHŮ DO VLHKOSTNÍHO REŽIMU PŮD LESŮ A LUK V NIVÁCH ŘEK JIŽNÍ MORAVY

Alois Prax

*Ústav půdoznalství a mikrobiologie, AF MZLU v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno
e-mail: pedol@mendelu.cz*

Úvod

Rozsáhlé nivy řek Dyje a Moravy nad jejich soutokem jsou tvořeny půdami, které patří k velmi kvalitnímu půdnímu fondu ČR. Jejich úrodnost je podstatnou měrou ovlivněna specifickým vlhkostním režimem půd závislým kromě atmosférických srážek také na dotaci vody z recipientů. V nedávné minulosti zde proběhly vodohospodářské úpravy a ohrázování toků řek Moravy a Dyje, dále výstavba skupinových vodovodů a také byly realizovány projekty revitalizačních opatření. Problematika zásahů člověka do toků řek a ovlivnění vlhkostního režimu půd v aluviích je předmětem tohoto příspěvku.

Půdní fond Břeclavska

Aluviální nivy řek Dyje a Moravy tvoří význačnou část zemědělského i lesního půdního fondu bývalého okresu Břeclav. Podle Komplexního průzkumu půd ČSSR provedeného v letech 1962 a 1963 měl okres Břeclav následující skladbu zemědělských půd :

černozemě typické a karbonátové	69%
černozemě lužní	6%
drnové půdy	 4%
nivní půdy	 10%
lužní půdy	 11%

Znamená to tedy, že zhruba jedna čtvrtina z celkové plochy zemědělských půd okresu vznikla na aluviálních náplavech. Podle výsledků bonitace půd patří půdní fond Břeclavska k nejlepším půdám v rámci České republiky, při čemž je hodnota PPP (produkční potenciál půd) 81,1. Kromě zemědělských půd se v nivách obou řek nachází přes 10.000 ha lužních lesů.

Aluvia řek před a po vodohospodářských úpravách

Hospodaření v územích aluviálních niv řeky Dyje i Moravy bylo limitováno vodním režimem závislým na prakticky neovladatelných průtocích v obou řekách. Voda z meandrujících toků o nízké průtočné kapacitě prakticky každý rok minimálně jednou vyběžila a zaplavila velkou část nivy. Takový typ vodního režimu je označován jako nivní (Bedrna, 1977). Na tento režim byly relativně dobře adaptovány lužní lesy i louky, pokud záplava netrvala příliš dlouho neb často, což mělo většinou za následek hospodářské ztráty. Huře se s tímto stavem smiřoval člověk – zemědělec i lesník, který si nemohl být jistý výsledkem svého hospodaření (často voda odplavila seno případně dřevo). Po intenzivních vědeckých i politických diskuzích v šedesátých letech minulého století byl schválen projekt

vodohospodářských úprav na jižní Moravě, který spočíval v úpravách a ohrázování toků Dyje i Moravy a ve výstavbě Novomlýnských nádrží. Realizací tohoto projektu v sedmdesátých letech došlo k výraznému ovlivnění vlhkostního režimu v nivách řek Dyje i Moravy a jejich přítoků (Mráz, 1971). Výsledkem byla totální absence inundačních záplav v nivách a tím i likvidace dalšího vývoje půd typického pro aluviální naplaveniny. Dále narovnáním a prohloubením koryt toků také ovlivnění dynamiky hladiny podzemní vody protékající v mohutném podzemním štěrkopískovém podloží podél obou toků (Kouřil a Prokop, 1973). Pokles úrovně hladiny podzemní vody v nivě Moravy pod Lanžhotem ukazuje obr. 1. (Prax, 1991). Jedná se zhruba o pokles jarních maxim kolem 0,5 m oproti dlouhodobému sledování za léta 1941-1965. Na řece Dyji u Lednice došlo k poklesu cca o 0,9 m. Zjištěné hodnoty jsou vždy ovlivněny umístěním měrného bodu v silně zvlněném mikroreliéfu nivy, kde je vlastní měření prováděno.

Důsledek vodohospodářských úprav nesli lesníci v první fázi celkem bez výhrad, protože jim nová situace umožnila celoroční hospodaření v lužních lesích a kvalitní půdy s příznivou vodní kapacitou v prostoru kořenového systému stromu neohrožovaly růstové poměry lesa (Mráz, 1979). Podstatně hůře na tom byla vegetace bylinného patra jak dokládá materiál publikovaný Vašíčkem (1985). Obdobný osud stihl luční společenstva, která po ztrátě inundační vody nemohla v tomto srážkově deficitním klimatu bez závlahy přežít (Rychnovská, 1985). Většina hospodařících družstev tyto louky po rekultivaci a místy i po provedeném odvodnění rozorala. V celém území niv Dyje a Moravy na okrese Břeclav bylo provedeno celkem 1 090 ha odvodnění drenáží a 1 525 ha bylo připraveno pro možnost závlahy pozemků postřikem.

Opatření upravující vlhkostní režim půd

Napjatost bilance vodního režimu v nivách řek se projevila významně prosycháním některých částí lužních lesů koncem osmdesátých a začátkem devadesátých let v souvislosti s klimaticky sušší periodou (Prax, Kloupar, Hadaš, 2003). Vedení LZ Židlochovice reagovalo jednak pokusy s povodňováním dílčí části lužních lesů v území soutoku obou řek a jednak rozsáhlejšími projekty revitalizací lužních lesů. Při hodnocení praktických účinků provedené revitalizace v úseku „Kančí obora“ možno konstatovat vesměs příznivé ovlivnění celého ekosystému zdejšího luhu. Při podrobném hodnocení provedeném v roce 2002 (Prax, Kloupar Hledík, 2003) jsme zaznamenali i některé úseky luhu, kdy došlo k návratu úrovně hladiny podzemní vody na stavy podobné těm, které zde byly před vodohospodářskými úpravami. V některých úsecích však nedošlo k poklesu vody až k nezbytnému minimu, aby byl podpořen a zachován oxidačně-redukční proces typický pro zdejší lužní ekosystém. Na obr. 2 je dobře patrné výrazné zvýšení úrovně hladiny podzemní vody, kde ovšem chybí pokles způsobující nezbytné příznivé provzdušení kořenové zóny lesních porostů. Ponechání tohoto stavu by znamenalo změnu vedoucí k vývoji lesních ekosystémů směřujícímu k porostům měkkého luhu.

Dalším nebezpečím pro stabilitu lužních ekosystémů je zájem člověka o exploataci zdrojů vody v kvarterních zvodních niv. Řada jímacích studní vodovodů při čerpání pitné vody narušuje ve svém okolí dynamiku průtoku podzemní vody. Hrozí nebezpečí, kdy při výrazném zahloubení úrovně hladiny podzemní vody do podložních štěrkopísků dojde k přerušení kapilárního sycení svrchní vrstvy povodňových kalů tvořících zdejší půdní typ fluvizemě. Dokladem takového nebezpečí je obr. 3, kde tříleté sledování v místě jímacího území vodovodu Holíč v levobřežní nivě Moravy poblíž Hodonína prokazuje snížení obsahu vlhkosti v půdách fluvizemí až na bod vadnutí s výrazně negativním, stresujícím dopadem na lužní ekosystém.

Závěr

Na základě dlouholetých sledování všech antropogenních vlivů na vlhkostní režim nivy Dyje a Moravy je zřejmé, že nelze ponechat tento cenný ekosystém svému osudu. Tím, že člověk zhruba před třiceti léty zasáhl dosti podstatně do přirozeného vývoje nivy, je jeho povinností nyní další vývoj sledovat a vhodnými zásahy přizpůsobovat optimálním podmínkám. Jak již bylo dokumentováno ani po realizaci revitalizačních projektů tedy jednorázovým zásahu nelze říci, že je vše v pořádku. Po zhodnocení revitalizačních opatření je nutno vypracovat systém operativní manipulace vody v tocích a především s hladinou podzemní vody a přispět tak k optimalizaci podmínek pro uchování a stabilitu vzácných lužních ekosystémů na jižní Moravě.

Práce vznikla za finanční podpory grantu MSM 432100001

Literatura

1. Bedrna, Z., 1977: Podotvorné procesy a podne režimy. Bratislava.
2. Kouřil Z. a Prokop J., 1973: Hydrologická studie zhodnocení využitelnosti podzemních vod údolí řeky Dyje. Záv. zpráva, č. zak. 5-28-82650, Hydroprojekt Brno, 67s.
3. Mráz, K., 1971: Perspektivy jihomoravských lužních lesů v souvislosti s uskutečňováním vodohospodářských úprav. Zpr. les. výzk. (Zbraslav-Strnady), XVII, 4: 7-14.
4. Mráz, K., 1979: Vliv dokončených vodohospodářských úprav na lužní lesy jižní Moravy. Lesnictví 25: 45-55.
5. Prax, A., Kloupar, M., Hadaš, P., 2002: The impact of hydraulic engineering measures and the consequent restoration of the hydrological relation of the area of Kančí obora. Hydrology of wetland „Kančí obora“ LČR s.p., LZ Židlochovice, 21-28.
6. Prax, A., Kloupar, M., Hledík, J., 2003: Optimalizace vodního režimu v zavodňovacím systému revitalizované části území polesí Valtice. LČR s.p., Lesní závod Židlochovice.
7. Prax, A., 1991: Changes in the water table. In: Penka, M., Vyskot, M., Klimo, E., Vašíček, F.: Floodplain forest ecosystem 2. Academia, Praha, 127-131.
8. Rychnovská, M. et al., 1985: Ekologie lučních porostů. Academia, Praha, 292 s.
9. Vašíček, F. 1985: The shrub layer in the ecosystem of the floodplain forest. In.: Penka, M., Vyskot, M., Klimo, E., Vašíček, F.: Floodplain forest ecosystem 1. Academia, Praha, 121-238.

SOZOLOGICKÉ INTERAKCE NIV S OKOLNÍ KRAJINOU

Zdeněk Vašku

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 – Zbraslav, vasku@vumop.cz*

Niva – pojem fyzicko-geografický, geologický, hydrologický, zemědělský, pedologický, sozologický, fytocenologický a environmentální

Nivy jsou geomorfologické útvary, se značnou časoprostorovou proměnlivostí, která je podmíněna především mechanickými účinky proudící vody (eventuálně ve vodě pohybujících se geomateriálů). Základní složkou exogenní modelace niv je **hydroeroze (vodní eroze)** a to především fluroze, ale často významně, zejména v soudobé krajině, se na modelaci nivy podílejí svou akumulací fází i ronové procesy svahové modelace, vyvolané vodou stékající po zemském povrchu mimo vlastní toky a nivy.

Fluroze (neboli proudová vodní eroze), se projevuje buď jako **eroze dnová** (při níž je kinetická energie proudící vody usměrňována vertikálně do hloubky), nebo jako **eroze břehová** (způsobená kmitavým proměnlivým pohybem proudnice a proto působí kolmo na osu toku) a nebo jako **evorze** (vymílání dna a břehů vířivým vodním proudem).

Hydroeroze zahrnuje destruktivní, denudační, transportní a akumulací účinky proudící vody. Tyto pochody jsou neoddělitelnými jevy, které probíhají ve všech přírodních živých vodních tocích a nivách. Jsou podmíněny především srážko-odtokovými poměry v příslušných částech povodí, geomorfologickou a reliéfovou situací, zastoupenými horninami a půdami, vegetačním pokryvem a kulturními poměry (především zemědělskými zásahy) v povodí.

Nivou se rozumí **nejnižší terasa nad korytem vodního toku, která nejčastěji mívá podobu akumulací plochého rovinatého území, mírně ukloněného ve směru toku určující vodoteče**, které je, nebo dříve bylo, za povodní zaplavováno. Nicméně detailní tvářnost reliéfu niv nebývá vždy úplně jednotvárná a jednoduchá. Fyzičtí geografové rozlišují v nivách z hlediska podrobnější amplitudy reliéfu, to je podle jejich relativního výškového a horizontálního rozčlenění povrchu, např. **podružná ramena toků** (= menší nebo rovnocenné koryto toku vzniklé přírodně nebo uměle větvením a opětovným spojením), **mrtvá ramena** (= menší nebo rovnocenná úplně odloučená koryta od původního koryta toku), **slepá ramena** (= ramena toku odloučená jen na jednom konci). V nivách se dále popisují tzv. **smuhy** (= místní občasné protékající koryta, která zpravidla vedou vodu pouze po tání sněhů, v jarním období a po povodních, která se plněním této odvodňovací funkce erozně udržují a prohlubují), dále **hrudy** (= vyvýšená místa v nivě, vystupující z nivních sedimentů tak významně, že jejich společenstva již netvoří typické porosty lužních lesů, ale např. habřiny, doubravy či stepní palouky) a **kolky** (= konkávní terénní útvary v nivách, které zůstávají vždy vlhčí než okolní polohy nivy, ale nejsou dlouhodobě zatopeny).

Z geologického hlediska jsou nivy budovány nejčastěji **fluviálními**, případně **fluviodeluviálními** siltovitými a písčitohlinitými sedimenty, často se zvýšeným obsahem organických látek, ale i nekonsolidovanými transportovanými a akumulovanými štěrkovitými, štěrkopískovými, písčítými a jílovitými, nejčastěji recentními, holocenními, ale okrajově i würmskými sedimenty. Podle Vojena Ložka (2003) v našich přírodních podmínkách mohou nejstarší vrstvy a části niv vykazovat stáří až 40 000 let.

Sedimentační profil v našich nížinných nivách, zejména u jihomoravských řek a Labe, vykazuje typickou vrstevnatost, kterou lze velmi hrubě generalizovat na svrchní povodňové hlíny a níže položené, většinou hrubozrnnější - štěrkopískové sedimenty. Tento výrazný příznačný sedimentační přelom je přitom z geologického hlediska poměrně nedávný. K výrazné změně sedimentace začalo docházet až s počátkem expanze zemědělství u nás - se vznikem kulturní krajiny. V našich podmínkách se předpokládá, že k tomuto přelomu došlo někdy kolem počátku letopočtu.

V sedimentaci nivy lze podrobněji rozlišovat zpravidla hrubší korytovou facii (ukládanou uvnitř zákrutů a meandrů), povodňovou facii tvořenou zpravidla povodňovými hlínami, heterogenní facii břehových valů a facii mrtvých ramen s jemnějšími sedimenty a s vysokým obsahem humusu. Pro nivní sedimenty je charakteristická sedimentární struktura s přítomností lamin (laminace), jemně proudového zvrstvení a proudových stop (sedimentární struktury způsobené vodním proudem), gradačního zvrstvení (postupné změny zrnitosti v rámci jedné sedimentační jednotky), bahenních prasklin (vznikají objemovými změnami zejména pelitických sedimentů), litosomických čoček apod.

Nivní polohy se zpravidla vyznačují složitými katénami synlitogenních fluvizemí, ale i černic, glejsolů a pseudoglejů a svéráznou vegetací, ovlivňovanou jednak zátopami za povodní, vysokou hladinou podzemní vody a různorodostí zrnitostního složení půdně-litologického prostředí. Proto jsou pro nivy tak příznačné časté odchylky od normálního klimaxového charakteru okolní krajiny. Disturbance a dynamika niv je taková, že zde můžeme mluvit o určitém **toku „přírody“ v čase**. Pro nivy je příznačné, že na nich existují plochy obsazené přirozenými vegetačními jednotkami, ale i vhodné plošky, které jsou vegetací zcela neobsazené a plošky, na nichž se vyskytují nivě cizí společenstva, tvořená např. invazními vetřeleckými populacemi. Navíc veškeré tyto soubory nivních plošek nezůstávají polohově a rozměrově neměnné, posouvají se polohově a mění se i jejich velikost a posouvá se a hýbe se a mění se i celá niva.

Podle Z. Neuhäuslové a kol. (1998) jsou přirozenou vegetací niv **lužní lesy** (*Alnion incanae*), to je hygrofilní až mezohygrofilní, výjimečně smíšené lesy s příměsí smrku, které jsou periodicky nebo epizodicky zaplavované, eventuálně ovlivňované často nad půdní povrch vystupující podzemní vodou, vyskytující se od nížin do montánních poloh. Jsou představovány především **střemchovou jasaninou** (*Pruno-Fraxinetum*) s jasanem, olší případně lípou srdčitou, **střemchovou doubravou a olšinou** (spol. *Quercus robur* – *Padus avium*, spol. *Alnus glutinosa* – *Padus avium*) s dubem letním, střemchou, lípou srdčitou, olší lepkavou, vrbou křehkou, **smrkovou olšinou** (*Piceo-Alnetum*) s olší a smrkem, břízou, **topolovou doubravou** (*Querco-Populetum*) s dubem letním a topolem černým, **jilmovou doubravou** (*Querco-Ulmetum*) s dubem letním, jasanem a s jilmy, **jilmovou jasaninou** (*Fraxino pannonicae-Ulmetum*) s jasanem úzkolistým a dubem letním a jilmy a **topolovou jasaninou** (*Fraxineto-Populetum*).

Aluviální akumulace, ripening a počátky zemědělství

Fluvizemě, nejrozšířenější půdy nivních území, náležejí k našim nejúrodnějším půdám a především k půdám s nejvyšší přirozenou úrodností. Tyto vlastnosti byly zvláště významné v období rozšíření extenzivních zemědělských soustav (neolitické žárové zemědělství, přílohové zemědělství, úhorových soustav hospodaření). Ke spontánní regeneraci úrodnosti těchto půd docházelo díky pravidelnému ukládání především jemnozrnných splachových sedimentů, transportovaných okalovými povodňovými vodami. Tento hlavní vývojový pedogenetický proces – **aluviální** akumulace geomateriálu

erodovaného v povodí a ripening (= složité procesy zrání ukládaných nivních sedimentů) se staly rozhodujícím momentem pro šíření zemědělství u nás a později i pro jeho srovnatelně výhodnější provozování. Málo je známo, že u nás zejména ve středověku, ale i později, byly říční a potoční nivy téměř vždy odlesněné, třeba jen v úzkých pruzích a to i v rozsáhlých lesních komplexech. Přesvědčivě to potvrzují ještě mapová díla prvního vojenského mapování z let 1756 až 1762 v měřítku 1 : 28 800 (Karlík, P. - 2003). Soudobě olšiny v těchto polohách jsou tedy až sekundárního původu. Přeneseně tedy i u nás do jisté míry platilo to, co napsal v pátém století př. Kr. otec světového dějepisu Herodotos v souvislosti s nilskými životodárnými záplavami, když ve svých „Dějínách“ poznamenal, že Egyptská civilizace je darem Nilu.

I v našich zemích nivy sehrály velice významnou jednak **informační úlohu** při usměrňování směrů šíření v prvních fázích neolitického zemědělství a přirozeně potom především svým **půdním potenciálem** a spontánní regeneraci úrodnosti těchto půd. Již od počátků neolitického vývoje niva živila člověka, formovala jej a neolitický člověk výrazně ovlivňoval nivu. Předpokládá se, že pro vývoj neolitického zemědělství na našem území měla zcela zásadní význam oblast Předního Východu, především tzv. zóna Úrodného půlměsíce (přibližně území od Palestiny a Jordánska přes Sýrii, Anatolii a Irán až k Perskému zálivu). Nejstarší projevy neolitického zemědělství jsou u nás spojeny s kulturou lineární (volutové) keramiky.

Nejúrodnější půdy střední Evropy na západ od jižního Slovenska osídlil přitom hned od počátku neolitu **lid západní větve kultury s lineární keramikou**. Hlavním pramenem pro poznání jeho způsobu života a kultury jsou na našem území četná archeologická sídlištní naleziště, např. Dolní Věstonice, Mohelnice, Hluboké Mašůvky, Těšetice, Kvítkovice u Otrokovic, Vedrovice, Bylany u Kutné Hory, Březno u Loun, Krásný Dvůr, Hrdlovka, Dneboh, Chabařovice, Žimutice a další).

Při hodnocení míst vzniku prvních relativně stálých významných zemědělských sídlišť na našem území lze vždy uvést několik základních společných rysů, podporujících hypotézu nenáhodnosti územní dislokace neolitické vesnice. Ve všech případech lze však za *conditio sine qua non* jejich vzniku označit mimořádně příznivé půdní poměry. Ne náhodou se proto prvá zemědělská osídlení na našem území kryjí právě s nejúrodnějšími půdami, náležejícími do hlavních referenčních tříd fluvisoly (**fluvizem**), které vždy navazují na sousedící areály černosolů (**černoze a černice**) anebo luvisolů (**hnědozem a šedoze**), vyskytujících se především v nížinách a úvalech jižní a střední Moravy a v tzv. Zlatém pruhu Země české, to je v Polabí, Poohří a v dolním Povltaví. Pro bližší ilustraci těchto skutečností je dále (v tab. 1) uvedeno zastoupení výše uvedených nejúrodnějších půd podle stavu zemědělského půdního fondu v katastrálních územích Vedrovice a Zábrdovice u Vedrovic, které bylo provedeno pro potřeby tehdy probíhajících archeologických šetření na jednom z našich nejvýznamnějších neolitických sídlišť, vzniklého již přibližně kolem roku 5300 před Kristem, to je více nežli před sedmi tisíci lety, na okraji Dyjskosvrateckého úvalu u obce Vedrovice.

Tab. 1: Zastoupení nejúrodnějších půd (podle stavu zemědělského půdního fondu v katastrálních územích Vedrovice a Zábrdovice u Vedrovic), charakterizující půdní poměry v místě významného neolitického sídliště „Vedrovice u Moravského Krumlova“ (Zdeněk Vašků – Vladimír Podborský, 1999).

Poř. č.	Hlavní referenční třídy půd	Půdní typy a jejich nižší taxonomické jednotky	Výměra (ha)	Procent. podíl z celkové výměry zemědělské půdy
1.	černosoly	černozem modální, černozem karbonátová, černozem arenická, černozem černická	370,08	56,79
2.	luvisoly	hnědozem modální, šedozem modální	157,69	24,20
3.	fluvisoly	fluvizem modální, fluvizem oglejená	27,41	4,21
4.	černosoly, luvisoly a fluvisoly celkem		555,18	85,20
5.	kambisoly, leptosoly, glejsoly a zbývající půdní představitele celkem		96,53	14,80

Pro neolitické agrikultury na našem území se předpokládá, že zcela převládala **zemědělská soustava žďárová (neolitické žárové zemědělství)**, na rozdíl od zemědělských oblastí s výskytem pravidelných záplav (např. v povodí Nilu, Eufratu, Tigridu a velkých čínských řek), kde se uplatňovaly tzv. **náplavové zemědělské systémy**. Přitom teorie tzv. neolitického žďárového zemědělství ve střední Evropě předpokládá, že po vyčerpání půdní úrodnosti bylo nutno žďářením získaná pole na určitou dobu opustit. Tak docházelo jednak k cyklickému pohybu polností v jakémsi kruhu kolem osad a jednak k nenávratnému posunu polí i sídlišť určitým směrem v území, např. proti proudu vodních toků apod. Neolitický žárový hospodářský systém byl také hlavní příčinou ohromného teritoriálního rozšíření kultury lidu s lineární keramikou.

Později, pro mladý neolit, se připouštějí i některé modely **přílohového zemědělství**, již s využitím dřevěných oradel.

Nivy – lotické semihydrické a terestrické ekosystémy kolem vodních toků

Nivy v naší krajině tedy představovaly a představují důležité migrační linie šířících se rostlinných a živočišných druhů, podmiňují čilejší šíření genetických informací, zintenzivnění autochtonních reprodukcí, ale i snazší šíření alochtonních druhů. Jsou hlavními pásmy území pro vedení komunikačních spojení (dříve zemských a obchodních stezek, cest, silnic) v současné době dálnic a moderních železničních spojů. Plní rovněž filtrační a samočisticí funkce pro přitékající a prosakující vody (filtrační schopnost trvalých travních porostů a lužních lesů), představují zemědělská stanoviště s nejvyšší přirozenou úrodností půd, místa zrychlené výměny a přeměny látek a energie právě v důsledku vysoké bonity půd, dodatkové energie vodního toku, živin a dostatku vláhly pro zvýšenou evapotranspiraci a pro uplatnění vegetačních faktorů, umožňujících ve součinnosti intenzivní asimilaci organické hmoty (produkci biomasy), jako základní metabolický proces fotoeutrofních organismů této planety.

Nivy náleží k tzv. **lotickým** semihydrickým a terestrickým ekosystémům, které jsou vázané na proudící (nestojaté) vody. Je pro ně příznačná mimořádně značná délka

hraničních a břehových linií a s tím úzce související značná otevřenost jejich ekosystémů vůči okolním vlivům a ovlivněním. Proto nivy byly a jsou ve svém podélném profilu velice výrazně ovlivňované nejrůznějšími přenosy látek, energie a informací v krajině. Nivy jsou neustále zásobovány velkým množstvím látek anorganického i ústrojného charakteru a přírodního i antropogenního původu. Proto se právě v nivách zvláště výrazně promítají všechny socioekonomické vlivy okolního území. Proto jsou i zrcadlem metabolismu krajiny – zdrojem a zároveň i odpadním koridorem ekonomik a navazujících ekosystémů, včetně změn v uspořádání krajiny, která je ovlivňují, mění a v posledních vývojových etapách často degradují.

Nivy mohou významně ovlivňovat charakteristiky povodňové vlny a to zejména svojí retenční schopností. Neškodné odvádění povodňových průtoků vyžaduje totiž nejenom zajištění potřebné kapacity vlastního koryta toku, v závislosti na požadované N – leté ochraně přilehlého území ale především na retenční schopnosti nivy. Transformace povodňové vlny vlastním tokem nebývá totiž příliš významná. Proto posilování retenční schopnosti niv vytvářením např. limanů, suchých nádrží, vetlendových nádrží, příčných hrázek, obnovováním lužních lesů apod. může představovat velmi důležitý pozitivní soubor opatření, jejichž realizace však v nivách se ve většině případů neobejde bez změny přístupů k jejich obhospodařování. Z protipovodňových hledisek by nivy měly být obhospodařovány nejlépe jako lužní lesy a nebo jako trvalé travní porosty.

Základní hydrologicky a vodohospodářsky potenciálně účinné prvky a útvary v zemědělské krajině

Hydrologické funkce nivy jsou zpravidla negativně ovlivněny především některými technickými úpravami toků, mýcením lužních lesů, přeměnou trvalých travních porostů na ornou půdu, zástavbou niv a **zatěžováním niv přítokem povrchových vod a vod z hypodermického odtoku z výše položených okolních území, které je důsledkem celkově hydrologicky nepříznivého stavu především naší zemědělské krajiny.**

Je známou skutečností, že naše krajina doznala především v létech 1948 až 1989 velice výrazné změny, které se kvantitativně a kvalitativně nepříznivě odrazily na řadě jejích funkcích. Tak výrazné, že prvá udivená otázka historika Jana Tesaře, který se někdy v polovině osmdesátých let vrátil z dlouhodobého „normalizačního“ vězení, zněla: „*Co jste to, proboha, udělali s krajinou?*“ – On si všiml. My každodenní svědkové těchto změn jsme si spíše nevšimli.

Je přitom velkým paradoxem, že současný stav naší krajiny je výsledkem dřívějších nákladně zpracovávaných a uskutečňovaných plánů a projektů pozemkových úprav. V létech 1948 až 1949 to byly tzv. **Technicko-hospodářské úpravy pozemků (THÚP)**, v první etapě zakládání zemědělských družstev, od roku 1950 až 1965, kdy vznikaly zemědělské podniky o velikosti 300 až 400 ha, se uskutečňovaly tzv. projekty **Jednoduchých hospodářsko-technických úprav pozemků (JHTÚP)**, v období 1960 až 1975, bylo slučování zemědělských družstev na průměrnou velikost 800 až 1000 ha provázáno prováděním tzv. projektů **Souhrnných hospodářsko-technických úprav pozemků (SHTÚP)** a nakonec pro tzv. kooperační seskupení opětovně slučovaných zemědělských závodů na průměrnou velikost 3000 až 7000 ha, ke kterému docházelo v létech 1974 až 1989, se přistoupilo k realizaci posledního druhu pozemkových úprav na základě tzv. **Souhrnných projektů pozemkových úprav (SPPÚ)**. Proto zahraniční odborníci v oborech „*Flurbereinigung*“ (Německo), „*Komasierung*“ (Rakousko), event. „*Gesamtmelioration*“ (Švýcarsko) právem výstižně přirovnávají výraznou odlišnost

agrodesignu území po obou stranách naší západní státní hranice ke dvěma scénám, se stejnými nebo podobnými přírodními rekvizitami, ale diametrálně odlišnou ideou, kterou v našem případě byla Leninova myšlenka kolektivizace zemědělské výroby.

Ještě v první polovině minulého století, v podmínkách individuální zemědělské výroby, o vodním režimu zemědělsky využívané části krajiny výrazně spolurozhodovala pestrá mozaika plodin, kultur, druhů pozemků, singularitních lesíků, liniové a rozptýlené zeleně, agrárních organizačně technických opatření a úprav a staveb kulturnětechnického inženýrství (= krajinného inženýrství). Ostatně samo o sobě již 18 188 461 parcel o průměrné velikosti 2 600 m², do kterých se ještě r. 1949 rozpadal náš zemědělský půdní fond, se mohlo nesrovnatelně lépe přizpůsobit volbou kultur, technologií obhospodařování či časovým odstupňováním agronomických operací existující stanovištní rozrůzněnosti, včetně jejich vodního režimu.

V České republice došlo v období etapovitě prováděných pozemkových úprav pro kolektivizaci zemědělské výroby v první řadě k rozorání 100 000 až 160 000 ha mezí (uvedený interval vychází z údajů publikovaných různými autory – Urbanová, M. 1993), což odpovídá úctyhodné **celkové délce 800 000 km** (údaj podle Vl. Šlechty a kol. z r. 1990), event. 1 000 000 km (odhad F. Švehly, 1992) těchto liniových prvků.

Značný **vodohospodářský a protierozní význam meze** mají zejména probíhající-li na sklonitých pozemcích přibližně ve směru vrstevnic. Tehdy velmi účinně ovlivňují srážko-odtokové poměry, neboť zachycují rozptýlený a částečně i soustředěný povrchový odtok a to zejména jsou-li opatřeny alespoň na své horní straně, jak dříve bývalo pravidlem, hlubší brázdou. Při současném příležitostném obnovování liniových krajinných prvků je vhodné, aby v hydrologicky více exponovaných polohách bývaly zřizovány na základě výpočtu o větší šířce a nejlépe s návrhem vhodné skladby rostlinného společenstva, zejména s dřevinami (se stanovištně a vodohospodářsky vhodnou skladbou stromů a keřů), aby byla zajištěna jejich dostatečná potřebná influkčně infiltrační schopnost, která zajistí potřebnou přeměnu povrchového odtoku na odtok podpovrchový. Ne všechny meze v krajině však mohou vykazovat žádoucí příznivé vodohospodářské účinky z hlediska přeměny povrchového odtoku. Nepříznivé jsou zejména meze situované šikmo po svahu, to je pod určitým úhlem k vrstevnicím. Takto probíhající meze přerušují, zachycují a soustřeďují povrchový se značně nepříznivými důsledky, kterými nejčastěji jsou, za určitých hydrometeorologických situací, projevy rýhové, výmolové, zmolové či až stržové eroze. Je-li existence takto trasovaných mezí nutná, nelze je ponechat bez dalších doplňujících hydrotechnických prvků, jako jsou např. příkopy, průlehy, ochranné hrázky, zasakovací drény apod.

Zvláštním případem historických zemědělských cílevědomých úprav svažitých pozemků, zpravidla o sklonu nad 20 %, jsou kaskádovitě uspořádaná seskupení protierozních mezí – tzv. selské (agrární) terasy.

Hydrologické, vodohospodářské a protierozní funkce mohou velmi dobře plnit **polní cesty**, zejména pokud jsou opatřeny cestními příkopy, průlehy, zasakovacími pásy, protierozními mezemi, doprovodnou zelení a nebo jsou konstrukčně řešeny pro přerušení povrchového odtoku a neškodné odvádění vody. Cestní síť byla po mezích druhým nejrozšířenějším liniovým prvkem naší krajiny, který zaznamenal nejpronikavější úbytky. Podle šetření VÚMOP Praha (Pasák a kol., 1978) bylo před kolektivizací v České republice 211 000 km polních cest, což odpovídá 44,62 bm na 1 ha zemědělské půdy. Poněkud k vyššímu údaji dospěl K. Hodač (1968), který uvádí původní délku cestní sítě v ČR 318 530 km, což odpovídá hustotě cestní sítě 67,36 bm/ha a Vl. Šlechta (1990), který pro Českou republiku uvádí **celkovou délku cestní sítě dokonce 350 000 km**, což odpovídá hustotě 74,01 bm/ha zemědělské půdy. Jiné odborné odhady délky cestní sítě

v ČR před rokem 1949 se pohybují v rozmezí od 200 000 do 400 000 km. Již ale k roku 1968 uvádí M. Knížek (1977) v rámci hodnocení **Souhrnných projektů hospodářsko-technických úprav (SHTÚP)** celkovou délku cestní sítě v ČR pouze 106 280 km. Podle šetření provedených někdejší FMZVŽ lze stávající délku polních cest v ČR ocenit hodnotou 93 350 km, což by odpovídalo jejich celkovému úbytku v případě údaje Vl. Pasáka o 117 650 km (o 55,76 %) a v případě údaje K. Hodače o 225 180 km (o 70,69 %) a v případě Vl. Šlechty o plných 256 650 km (73,33 %).

Další základní hydrologicky a vodohospodářsky potenciálně účinné prvky a útvary krajiny jsou z rozsahových důvodů dále uvedeny pouze v heslovitém přehledu:

VLASTNICKÉ A SEPARAČNÍ MEZE
PROTIEROZNÍ MEZE
AGRÁRNÍ (SELSKÉ) TERASY
POLNÍ CESTY A PĚŠINY
POLNÍ CESTY S DOPROVODNOU ZELENÍ A PŘÍKOPY
KAMENNÉ ROVNANININY, SVOZY A SNOSY KAMENE
SBĚRNÉ A SVODNÉ PŘÍKOPY, ZÁCHYTNÉ A ZASAKOVACÍ PŘÍKOPY
ZÁCHYTNÉ PRŮLEHY, ZASAKOVACÍ PRŮLEHY
UKLIDNĚNÉ STRŽE, ZAHRAZENÉ STRŽE, DEBŘE
ZASAKOVACÍ PÁSY
ENKLÁVY LUK A ZATRAVNĚNÉ ÚDOLNICE
STRÁNĚ, STRÁNKY A SRÁZY
REMÍZY, HÁJE A SINGULARITNÍ LESÍKY
VĚTROLAMY
POLNÍ SADY
STROMOŘADÍ A ŽIVÉ PLOTY
VEGETAČNÍ DOPROVOD VODNÍCH TOKŮ A BŘEHOVÉ POROSTY
ROZPTÝLENÁ DŘEVINNÁ ZELEŇ
VÝVĚRY A PRAMENY
VÝVĚŘIŠTĚ A PRAMENIŠTĚ
MOKŘADY A MOKŘINY
ŘEKY, ŘÍČKY, POTOKY, PRAMENNÉ POTŮČKY
NIVY A ÚDOLNÍ INUNDACE
ŘÍČNÍ RAMENA A RAMENA TOKŮ, TŮNĚ, SMUHY, KOLKY A HRUDY
MALÉ VODNÍ NÁDRŽE A RYBNÍKY
SUCHÉ NÁDRŽE, POLOSUCHÉ NÁDRŽE A LIMANY
ÚDOLNÍ NÁDRŽE

Je logické, že ne všechny výše uvedené prvky a útvary v současné naší krajině lze pro řešení hydrologických a vodohospodářských problémů a ochranu niv využít, ale jejich zařazení do přehledu je oprávněné především z obecných vývojových hledisek krajiny a zemědělské výroby u nás.

Z hlediska péče o půdu a o krajinu a plánování, navrhování a uskutečňování úprav a opatření krajinného inženýrství, zaměřených na posilování **retenčních, akumulčních, influkčně infiltračních, protieročních a drenážních funkcí** je základní pracovní jednotkou **povodí**, jako území ohraničené rozvodnicí a odvodňované do určitého profilu. V tomto smyslu je i základní hydrologickou, vodohospodářskou a kulturnětechnickou oblastí krajinného inženýrství.

Dešťová, tavná či irigační voda nebo voda z vývěrů podpovrchových vod stéká po zemském povrchu vlivem gravitace. Z počátku dochází na povrchu terénu k nesoustředěnému stékání vody v tenké vrstvě, která vytváří na povrchu půdních částic tzv. **vodní film**. Tento plošný druh odtoku se nazývá **ron** a část povodí, na které k němu dochází se označuje jako **ronová zóna odtoku**. Dále, za ronovou zónou odtoku dochází v důsledku nerovností terénu a v důsledku postupného zvětšování množství povrchově plošně stékající vody k **soustředěnému povrchovému odtoku** a to zpočátku v podobě podélných **rýžkovitých** (hloubka a šířka několik cm), **rýhových** (hloubka a šířka 0,1 až 0,4 m), **brázdových** (mělké ale širší – až 0,5 m široké zářezy) a **výmolových** (zářezy 0,4 až 1,5 m hluboké) event. až **stržových** (hloubka nad 1,5 m) **útvárů**, které často připomínají miniaturní říční síť, označovanou jako **erozní lineament**.

Ochrana niv mimo nivy – neopomenutelný logický článek sozologických opatření

Cílem agrotechnických opatření a biologických, biotechnických a technických úprav a opatření kulturnětechnického inženýrství je zajistit, aby **na maximální možné části povodí byly stabilizovány podmínky ronové zóny odtoku (přeměnou povrchového odtoku na odtok podpovrchový, posilováním retenční, akumulací a drenážní schopnosti půdy a krajiny) a zabezpečit v povodí neškodné odvedení vod soustředěného povrchového odtoku** (stabilizace odtokových drah povrchového odtoku to je intermitentně protékajících vodotečí a intermitentní hydrografické mikrosítě, změnou kultur, biologickými, biotechnickými a technickými opatřeními) a **navazujícím komplexem opatření v nivách a korytech vodních toků**. Hlavní zásadou systematicky uskutečňovaných výše naznačených opatření přitom je, aby byla realizována již od rozvodnic a horních částí povodí, nikoliv jen opatřeními na tocích (regulace toků, výstavba údolních nádrží apod.), které by měly být opatřeními uskutečňovanými až na základě hydrologického dopočtu, nikoliv opatřeními prvými nebo jedinými. Jde tedy o naplňování obecného pravidla obsaženého ve starém latinském rčení: **CORNU BOS CAPITUR** (česky volně řečeno nechytat býka za ocas) - začít s řešením problémů již od míst, kde vznikají.

Z hlediska stávajících a projekčně navrhovaných základních hydrologicky účinných prvků a útvarů zemědělsky využívaného krajinného prostoru je nezbytné podrobněji pojednat o **influkčně infiltrační schopnost půdy**. Je definována jako maximální možná rychlost pronikání vody do půdního prostředí všemi existujícími dutinami, bez ohledu na jejich původ, velikost a tvar v půdně-litologickém prostředí (viz tab. č. 1), dosažená bez tlakové výšky vody na povrchu terénu. Ovlivňuje významně podíl srážek na povrchovém odtoku, hypodermickém odtoku a odtoku podzemních vod. Influkčně-infiltrační schopnost je ovlivňována především fyzikálními vlastnostmi půdy (textura a pórovitost), vegetačním krytem (ochrana půdního povrchu před destrukcí), vlhkostí půdně litologického prostředí, intenzitou a trváním srážek, agrochemickými vlastnostmi půdy a především biologickými vlastnostmi půdy (především **oživení půdy mezogeobionty a makrogeobionty**). Influkčně infiltrační schopnost půdy je výsledkem dvou hydraulicky diametrálně odlišných procesů, kterými jsou:

- a) **influkce** (= vtoky do půdy nebo horninného prostředí pedohydatodami (viz tab. č. 1), kdy je rychlost vody proporcionální k mocninnému vyjádření hydraulického spádu)

- b) **infiltrace** (= vsakování, to je vnikání vody ze zemského povrchu do půdního nebo horninného prostředí, kdy pohyb vody lze charakterizovat jako Darcyovské laminární proudění).

Hlavními nositeli influkčně infiltrační schopnosti půdy jsou **pedohydatody** (pedon, hydor, hodos = půdy voda cesta), viz tab. č. 1. Jde o souhrnné označení kategorie hydrologicky nejúčinnějších pórů v půdním nebo litologickém prostředí, které jsou představovány různými ruptickými dutinami nebo plochými prvky diskontinuity půdního prostředí, které vznikají např. v důsledku objemových změn při vysychání (**planární pedohydatody**) a především kanálkovitými a trubičkovitými hrubými póry biogenního původu (dutiny po kořenech rostlin, chodbičky zoogeobiontů apod.), to jsou tzv. **tubulární pedohydatody**.

Mimořádný hydrologický význam mají především tubulární pedohydatody, které vznikají činností tzv. **anektických druhů žížal**, žijících v hlubších vrstvách půdy, někdy až několik metrů pod povrchem terénu. Tyto naše hydrologicky nejvýznamnější druhy máloštětinatců ve vhodných podmínkách zajišťují trvale hydrologickou komunikaci litologického „podpůdního“ prostředí se svrchními půdními horizonty a půdním povrchem a jsou rozhodujícími činiteli regenerativních mechanismů funkční stálosti této komunikace. Existující semipermanentní systémy převážně vertikálních tubulárních pedohydatod jsou zejména ve středně těžkých a těžkých půdách rozhodujícími preferenční cestami pro vodu a to od všech účinných půdních pórů, např. od stereometricky uzavřených komorových makropórů a tubulárních pedohydatod které vznikají činností bezobratlých (např. hypogeických máloštětinatců) a jiných živočichů až po planární pedohydatody.

Tab. 2: Schematické znázornění definičního vymezení pórů (Z. Vašků, 1974)

Dutiny – póry (1) + (2) + (3)	Prostory různého tvaru, velikosti a původu v půdně litologickém prostředí, nezaplňené tuhou fází
(1) mikropóry	pF nad 4,18 *
(2) mezopóry	pF 4,18 až 0,77 *
(3) makropóry	pF pod 0,77 *
Makropóry	Komorové makropóry + pedohydatody
Komorové makropóry	Výrazně trojrozměrné půdní dutiny
Pedohydatody	Planární pedohydatody + tubulární pedohydatody
Planární pedohydatody (planární pedohydatody I. Řádu – šířka 2 a více cm, II. Řádu – 0,3 až 2,0 cm, III. Řádu – 0,1 až 0,3 cm, IV. řádu – pod 0,1 cm)	Makropóry, které mají dva rozměry výrazně přesahující rozměr třetí (pukliny a praskliny, technoturbační štěrbiny, ploché nespojitosti v pedonu)
Tubulární pedohydatody	Makropóry, které mají jeden rozměr výrazně větší než rozměry zbývajících (ruptické tubulární interpedální průliny, dutiny po kořenech rostlin, chodbičky zoogeobiontů)

* pF – dekadický logaritmus sacího tlaku podle Schofielda

Pro neustálé obnovování, zpevňování a vytváření nových tubulárních pedohydatod je velice významná migrace žízalovitých. Tak např. anektické druhy žízal (viz tab. 3) putují ze spodních vrstev půdně-litologického prostředí až na povrch půdy, zde vyprazdňují ze střeva trávícími pochody pozměněnou půdu (tzv. žízalince), vyhledávají potravu a páří se. Do větších hloubek se hromadně stěhují zejména v důsledku nepříznivých vnějších podmínek, např. v období přísušků a v zimě, tehdy s oblibou zejména do aeračních pásem drénů (cirkanuální migrace). Hydrologicky velice významná je jejich spontánní předdešťová migrace do svrchních vrstev půdy, kterou se tak bezprostředně připravují a otevírají rozhodující cesty srážkové vodě (*Plinius Starší, Naturalis historia: „Dešťovky vylézající z půdy předvídají změnu počasí...“*).

Tab. 3: Ekologická klasifikace žízal (zpracováno podle publikovaných nebo jinak převzatých údajů I. Zajonce, V. Pižla, J. Smrže, A. Kretzschmara, J. C. Kühle a J. Němečka)

Epigeické druhy -druhy žijící v horizontech nadložního humusu (horizonty opadanky, fermentační horizonty, horizonty měli), případně na svrchu oranominerálních povrchových epipedonů	Eisenia foetida, Eisenia lucens, Lumbricus castaneus, Lumbricus rubellus, Allolobophora chlorotica, Dendrobaena vej dovskyi, Dendrobaena octaedra, Dendrobaena mrazeki, Dendrobaena rubida rubida, Dendrobaena rubida subrubicunda, Dendrobaena rubida tenuis, Eiseniella tetraedra tetraedra, Eiseniella tetraedra hercynia, Eiseniella tetraedra intermedia, Octolasion croaticum argoviense
Hypogeické druhy – druhy žijící v oranominerálních povrchových horizontech a podpovrchových horizontech ležících pod horizonty biogenní akumulace organických látek a to do hloubky nejvýše několika dm pod povrchem	Allolobophora caliginosa, Allolobophora jassyensis, Allolobophora leoni, Allolobophora antipai antipai, Allolobophora antipai tuberculata, Allolobophora rosea, Eisenia parva, Octolasion lacteum, Dendrobaena alpina
Anektické druhy – druhy žijící ve spodních půdních horizontech a v horizontech či vrstvách níže sola, odkud putují až na půdní povrch	Lumbricus terrestris, Lumbricus polyphemus, Octolasion transpadanum, Allolobophora hrabei, Octolasion gradinescui, Octolasion cyaneum, Fitzingeria platyura platyura, Fitzingeria platyura depressa, Fitzingeria platyura montana, Nicodrillus longus (allolobophora longa), Nicodrillus nocturnus

Uveďme si několik příkladů v terénu naměřené skutečné průtočné schopnosti tubulárních pedohydatod. Např. u pedohydatod o průměru cca 1,5 mm byly naměřeny průtoky v rozpětí 0,069 až 0,114 m³.den⁻¹. U žízalích chodbiček o průměru 5,5 mm 1,55 až 2,33 m³.den⁻¹ a u chodbiček o průměru cca 8,5 mm se průtok pohyboval v amplitudě 2,55 až 4,19 m³.den⁻¹. V posledním případě, při výskytu pouze 1 pedohydatody na 1 m², by tedy maximální potenciální drenážní schopnost zprostředkovaná odtokem vody pouze pedohydatodami dosáhla z 1 ha za den hodnoty 41 900 m³. Jinými slovy 300 mm srážku by čistě teoreticky bylo z 1 ha schopno za den odvést pouze 716 pedohydatod, kterých ovšem i na orné půdě může být na 1 m² (obydlených či reliktních) hned několik (v příhodných podmínkách v průměru 30 až 200), nikoliv tedy, jako zde pro ilustraci uvažovaná pouze jedna.

Značný vliv žížal na pronikání vody do půdy lze rovněž dokladovat četnými příklady ze zahraniční literatury. Hoogerkamp a kol. (1983) např. uvádějí, že na nestrukturní půdě v poldrech zaznamenali za 8 až 10 let po introdukci žížal 118 až 136 násobné zvýšení influkčně infiltrační schopnosti půdy. A naopak, cílená eliminace žížal na lučních stanovištích vedla k poklesu influkčně infiltrační schopnosti půdy až o 93 % (Clements a kol., 1991).

Na Zemi žije asi 300 druhů žížal a z nich u nás asi 40 druhů. Z nich k největším patří *Lumbricus terrestris* – žížala obecná neboli dešťovka. Dosahuje délky až 35 cm a na jihomoravských černosolech, při měření influkčně infiltrační schopnosti půdy, jsme zaznamenali průměr jejich chodbiček až 14 mm. Podle literárních pramenů se tento anektický druh vyskytuje až do hloubky 6 m. Naše šetření jej zastihla na spraších v hloubce kolem 3 m.

Nejvíce dešťovek se na zemědělské půdě podle našich šetření vyskytuje právě v pruzích trvalých travních porostů a v dřevinno-bylinných porostech s funkcí zasakovacích pásů, na starých protierozních mezích a na bonitně hodnotných mezofytních sempervirentipratosolech luk. Nejnížší počet byl naopak zaznamenáván na agrikosolech polí pod obilninami a okopaninami, více pod pícninami, a z nich především pod porosty vojtěšky. Je zřejmé, že žížalám prospívá minimalizace kultivačních zásahů, nepoužívání pesticidů a jiných xenobiotik, dostatečné zásobení půdy organickou hmotou ze vzniklé biomasy či posklizňových zbytků, stálá přiměřená vlhkost a absence častějšího zamokřování půdy a sklonu půdy ke kornatění.

Zatímco prosté měření infiltrace bývá zpravidla ještě únosné pro hodnocení zemin, pro ekohydrologická šetření a hodnocení půd lze prosté infiltrační měření označit za politováníhodný nonsens. U influkčních pedohydatod nelze totiž pohyb vody již charakterizovat jako laminární proudění s platností Darcyho zákona, ale rychlost vody je zde již proporcionální k mocninnému vyjádření hydraulického spádu.

Pro influkčně infiltrační měření je nutno dodržovat některá zcela specifická opatření a postupy. Jako nejvhodnější způsob měrného zařízení lze doporučit **dvourámové měřicí zařízení**. Místo vnějšího rámu lze ve vhodných podmínkách použít zahrázkování. Nejvhodnější konstrukce měrného rámu je ze sestavitelných dílů, které dovolují značné přizpůsobení jednak tvaru měřeného objektu (např. na protierozní mezi, uvnitř dřevinno-bylinného vsakovacího pásu, ve vsakovacím průlehu, na záchytném drénu, uvnitř vsakovacího remízu či pro zjištění influkční schopnosti prasklinovitých planárních pedohydatod I. řádu) a především dovolují dodržet potřebnou reprezentativní měrnou minimální plochu, která může být u každého měření různě velká.

Určení velikosti **reprezentativní minimální plochy měření** se provádí podle konkrétního zastoupení lumbrických tubulárních pedohydatod, které mají pro influkčně infiltrační schopnost půdy v běžných půdních podmínkách zpravidla zcela rozhodující význam. Pro rychlé stanovení lze jako vhodný postup doporučit grafický způsob. Provádí se tak, že v diagramu se na osu pořadnic vynáší počet zastoupených velikostních kategorií tubulárních pedohydatod, stanovený podle kontrolní sondy, a na ose úseček se zaznamenává velikost plochy, na níž je vázán jejich výskyt. Po ustálení počtu, které je dobře patrné, se na ose úseček odečte hledaná minimální plocha měření. Při našich měřeních influkčně infiltrační schopnosti půdy jsme nejčastěji volili minimální měrnou plochu 4 m².

Před měřením influkčně infiltrační schopnosti se povrch terénu zásadně neupravuje, neurovnává, jak bývá doporučováno pro instalaci infiltroměrů, a to proto, aby všechny pedohydatody ve své horní části zůstaly zcela neporušeny.

Vlastní výpočet **návrhové influkčně infiltrační rychlosti** (tedy hodnoty, která má v inženýrské praxi zcela zásadní význam např. pro dimenzování parametrů vsakovacích pásů, protierozních mezí, vsakovacích průlehů, vsakovacích drénů) se provádí podle následujícího vztahu:

$$V_N = 1,44 \exp \cdot \left[- \frac{\sum_{i=1}^n \ln^2 v \cdot \sum_{i=1}^n \frac{1}{H} - \sum_{i=1}^n \ln v \cdot \sum_{i=1}^n \left(\ln v \cdot \frac{1}{H} \right)}{n \sum_{i=1}^n \left(\ln v \cdot \frac{1}{H} \right) - \sum_{i=1}^n \ln v \cdot \sum_{i=1}^n \frac{1}{H}} \right]$$

kde V_N - **influkčně infiltrační rychlost ($\text{m} \cdot \text{den}^{-1}$)**

v - **vyrovnaná influkčně infiltrační rychlost vypočítaná z experimentálně stanovených rychlostí ($\text{mm} \cdot \text{min}^{-1}$)**

H - **vyrovnaná kumulativní influkčně infiltrační výška vypočítaná z experimentálně získaných hodnot (mm)**

N - **počet dvojic v a H uplatněných ve výpočtu**

Zatímco v těch nejpříhodnějších podmínkách byly na agrikosolech kultivovaných orbou naměřeny maximální hodnoty influkčně infiltrační rychlosti v intervalu 0,35 - 1,00 $\text{mm} \cdot \text{min}^{-1}$, dosahovala měření influkčně infiltrační rychlosti na starých protierozních mezích a v dřevinno-bylinných útvarech s funkcí vsakovacích pásů (např. pod stabilizovanými porosty mezí a dřevinno-bylinných pásů s *Vaccinium myrtilus* a *Rhodococcus vitis-idaea*, vyskytujících se zde nejčastěji pravděpodobně jako pozůstatek a derivát svazů Luzulo – Fagion, to je společenstev bučin a smrkových bučin, *Genisto germanicae* – Quercion, to je společenstev acidofilních doubrav a dubobřezových lesů a *Dicrano – Pinion*, to je společenstva borů na lehkých půdách) překvapivě vysokých hodnot 5 až 8 $\text{mm} \cdot \text{min}^{-1}$. V některých případech zde byla influkčně infiltrační rychlost dokonce tak vysoká, že ji nebylo možno našimi technickými prostředky změřit.

Pro ilustraci a srovnání výše uvedených influkčně infiltračních rychlostí jsou v následující tabulce (tab. 4) uvedeny u nás nejčastěji používané charakteristiky přívalových dešťů.

Rozhodujícím činitelem, který způsobuje, že výše uvedené krajinné útvary a objekty vykazují vysokou influkčně infiltrační schopnost, jsou půdní organismy. Je proto nutné kalkulovat s tím, že inženýrsky nově zřizované vsakovací systémy v krajině nebudou hned po provedení vykazovat projektované hydropedologické vlastnosti a parametry. Stejně tak jako větrolam nebo biocentrum nemohou bezprostředně po výsadbě plnit svoji projektovanou půdoochrannou nebo ekologickou funkci, tak i vsakovací systémy začínají být plně funkční až po určité době. V této souvislosti se nabízí potenciální možnost urychlení této „doby zrání“ cestou vhodné introdukce např. některých anekcických druhů žížal.

Tab. 4: Charakteristiky přívalových dešťů v mm

Trvání deště (min)	5	10	15	20	25	30	40	60
Minimální úhrn srážek	2,5	3,8	5,0	6,0	7,0	8,0	9,6	12,0
Úhrn srážek (pro p = 1,0)*	7,0	9,5	11,0	12,0	12,5	13,0	14,0	15,0
Úhrn srážek (pro p = 0,01)*	19,0	30,0	36,0	41,0	43,0	46,0	50,0	55,0
Maximální úhrn srážek	35,0	54,0	67,0	77,0	85,0	92,0	105,0	125,0

*p – pravděpodobnost výskytu

Literatura:

10. Čilek, V.: Krajiny vnitřní a vnější. Dokořán 2002, 232 s.
11. Clements, R. O., Murray, P. J., Sturdy, R. G.: The impact of 20 years absence of earthworms and three levels of nitrogen fertilizer on a grassland soil environment. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 1991, 36: 75 – 86.
12. Friedrich, A.: Kulturtechnischer Wasserbau. Erster Band – Berlin 1912, zweiter Band, Berlin 1914, 806 s. + 21 dvoustranných grafických příloh.
13. Hoogerkamp, M. et al.: Effect of five earthworm on grassland on recently reclaimed polder soils in the Netherlands. In: Satchell, J. E. (ed.), *Earthworm ecology from Darwin to vermiculture*. Chapman and Hall, London, 1983, pp. 85 – 105.
14. Hrádek, F. – Kuřík, P.: *Hydrologie. Učební text ČZU LF. Credit Praha 2002*, 280 s.
15. Janeček, M. a kol.: *Ochrana zemědělské půdy před erozí*. Nakladatelství ISV Praha 2002, 201 s.
16. Karlík, P.: Využití starých map pro geobotanickou rekonstrukci vývoje krajiny. *Landscape and water (mezinárodní konference - Praha, 25. VIII-03 až 27. VIII-03)*, Praga 2003.
17. Ložek, V.: Naše nivy v proměnách času. *Landscape and water (mezinárodní konference - Praha, 25. VIII-03 až 27. VIII-03)*, Praga 2003.
18. Mařan, B. – Káš, V.: *Biologie lesa*. Melantrich Praha 1948, 598 s.
19. Neuhauslová a kol.: *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. Praha 1998, 344 s.
20. Pižl, V.: Vybrané aspekty interakcí žížal s fyzikálními parametry prostředí. *Biologická aktivita půdy a influkčně infiltrační schopnost půdního prostředí*. In: *Fyzikální vlastnosti půdy a jejich interakce s půdními organismy a kořeny rostlin*. Ústav půdní biologie AV ČR 2003, s. 33 – 39.
21. Podborský, V.: *Pravěké dějiny Moravy*. Brno 1993.
22. Šlechta, V. – Kučera, S. – Hanák, P. – Bürger, P. – Slípka, V.: *Zásady provádění průzkumů pro krajinné meliorace*. SMS Praha 1990, 25 s.
23. Vašků, Z. a kol.: *Diagnostika funkční schopnosti drenáže*. Závěrečná zpráva za subetapu P 06-329-813-02-01/B, s 68, VÚMOP Praha, 1990.
24. Vašků, Z.: Testování funkční schopnosti drénu na základě influkčně infiltračních měření. *Vědecké práce VÚZZP Praha č. 7: 73 - 90*, 1991.
25. Vašků, Z.: Komplexní pozemkové úpravy a limitní rozměry pozemků z protierozních hledisek. *Pedologie a meliorace*, 28, 1992 (2): 81 – 90.
26. Vašků, Z.: Funkce půdy v kontextu aktuálního podnebního vývoje. *Sb. Půda, její funkce, vlastnosti a taxonomie v zemědělské a lesní krajině*. S. 156 – 157. MZLU Brno 2001.
27. Vašků, Z. – Lhotský, J.: *Obecný metodický postup pro optimální nakládání se státní půdou*. Metodika 28/2002, 52 s., VÚMOP Praha 2002.

28. Vašků, Z.: Kulturnětechnické inženýrství jako základní nástroj strategie trvale udržitelného vývoje biosféry a noosféry. *Soil and Water*, 2/2003.
29. Vašků, Z.: Půdy. (In: Ložek Vojen a kol.: Střední Čechy, s. 33 - 39), vydalo nakladatelství Dokořán, 2003, 128 s.
30. Vašků, Z.: Biologická aktivita půdy a influkčně infiltrační schopnost půdního prostředí. In: Fyzikální vlastnosti půdy a jejich interakce s půdními organismy a kořeny rostlin. Ústav půdní biologie AV ČR 2003, s 19 – 26.
31. Vašků, Z.: The soil – a decisive component of environment, capable to dampen water regime extremes. Landscape and water (mezinárodní konference - Praha, 25. VIII-03 až 27. VIII-03), Praga 2003.
32. Zajonc, I.: Nepoznané dážďovky. In: Zmoray, I. a kol. *Zajímavosti slovenskej prírody*. Vydavateľstvo Osveta Martin 1982, s. 195 – 203.
33. Zlatník, A.: Typologické podklady pěstění lesů. Praha, 1956.

KONTAMINÁCIA PÔD NA FLUVIÁLNYCH SEDIMENTOCH V PODMIENKACH SLOVENSKA

Jozef Kobza – Libuša Matúšková

*Výskumný ústav pôdoznalctva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 82713 Bratislava,
Slovensko, e-mail: kobza.vupop@isternet.sk*

Úvod

V príspevku sa zaoberáme pôdami na fluvialných sedimentoch, t.j. tými, ktoré sú bezprostredne ovplyvňované denudačnou činnosťou vodných tokov. Tieto pôdy (fluvizeme) majú z pohľadu kontaminácie špecifické postavenie, pretože tu dochádza často k transportu sedimentov vodnými recipientami, a teda aj možných rôznych kontaminantov anorganického, alebo organického pôvodu. Tým dochádza k ich väčšej či menšej akumulácii v pôdnom profile. Záplavami, ktoré sú v poslednom období čoraz častejšie najmä v dôsledku globálnej klimatickej zmeny, sa kontaminujúce látky dostávajú na povrch pôdy a priesakom sa môžu a aj často dostávajú do podzemných vôd, alebo kontaminovaný vodný tok ovplyvňuje kvalitu podzemných vôd. Výsledkom takejto skutočnosti je, že distribúcia kontaminantov je často v pôdnom profile pôd na fluvialných sedimentoch heterogénna, to znamená, že niekedy pozorujeme vyššie koncentrácie kontaminantov v povrchovej časti, inokedy zas v hlbších častiach pôdneho profilu. Na rozdiel od ostatných pôd patria tieto pôdy z pohľadu kontaminácie k najviac rizikovým (akumulácia kontaminantov v pôdnom profile, ktorých pôvod je často zo širšieho okolia, taktiež prienik kontaminantov do ďalších zložiek životného prostredia je tu vypuklejší – transport kontaminantov do podzemných vôd, ako aj do rastlín a potravinového reťazca). Táto skutočnosť môže byť o to rizikovejšia, že sa jedná o pôdy na rovinatých prvkoch reliéfu, ktoré sú prevažne využívané ako poľnohospodárske pôdy, najmä orné, charakteristické širokým sortimentom pestovaných poľnohospodárskych plodín. Preto si tieto pôdy zasluhujú osobitnú pozornosť najmä z hľadiska ich ochrany a hygieny.

Materiál a metódy

V príspevku sme použili 51 lokalít fluvizemí, ktoré sú zahrnuté v monitorovacej sieti pôd Slovenska. Sledovali sme základné rizikové prvky Cd, Pb, Cr, Zn, Cu, Ni (vo výluhu 2M HNO₃) a As (vo výluhu 2M HCl). Súčasne porovnávame krátkodobý vývoj niektorých prvkov počas prvých dvoch monitorovacích cyklov (1992–1996 a 1997–2001) v ornici (0–10 cm) a v podornici (35–45 cm). Tiež uvádzame distribúciu organických kontaminantov (PAU), ktoré však sledujeme len v 1. horizonte (0–10 cm). Zistené koncentrácie porovnávame s doteraz stále platnými hygienickými limitmi (Vestník MP SR, 1994).

Výsledky a diskusia

1. Anorganické kontaminanty

V nasledovnej tabuľke 1 uvádzame prehľad priemernej koncentrácie rizikových prvkov v poľnohospodárskych pôdach Slovenska (porovnanie FM s ostatnými pôdami):

Tabuľka 1. Priemerná koncentrácia rizikových prvkov v ornici poľnohospodárskych pôd Slovenska

Pôdy	Cd	Pb	Cr	Zn	Cu	Ni	As
	2M HNO ₃						2M HCl
FM	0,43	33,92	2,91	32,60	16,14	5,35	2,17
ČA	0,19	12,13	2,19	14,11	10,99	5,15	1,52
ČM	0,13	10,60	2,25	9,61	9,31	6,94	0,72
HM	0,10	10,79	1,87	8,03	6,27	4,42	0,75
LM+PG	0,11	13,04	1,69	8,48	4,92	1,96	1,11
KM	0,21	15,47	1,92	9,91	5,75	2,49	1,23
RM	0,09	6,39	1,02	6,82	6,76	2,19	0,51
RA	0,32	19,21	2,27	17,94	8,28	5,45	1,02

Vysvetlivky: FM – fluvizeme, ČA – čiernice, ČM – černozeme, HM – hnedozeme, LM+PG – luvizeme a pseudogleje, KM – kambizeme, RM – regozeme, RA – rendziny

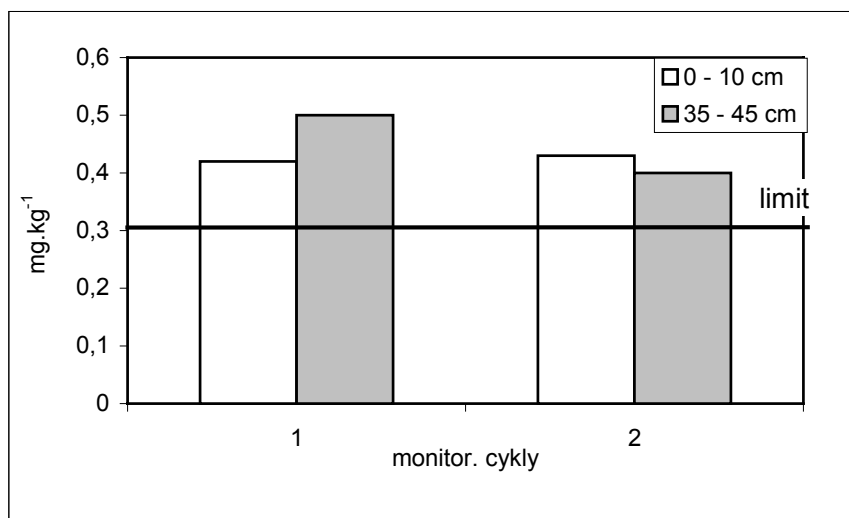
Z distribúcie jednotlivých prvkov v poľnohospodárskych pôdach vidieť, že najvyššie priemerné koncentrácie takmer všetkých prvkov (okrem Ni) sa vyskytujú práve vo fluvizemiach, pričom referenčný limit A_1 mierne prekračujú prvky Cd a Pb. Zvýšené hodnoty Cd, Pb, ale aj Zn sú charakteristické pre pôdy s akumuláciou humusu (fluvizeme), alebo aj obsahom karbonátov (fluvizeme karbonátové), kde môže byť vyššia koncentrácia Cu. Naopak, pôdy s veľmi nízkym obsahom humusu a ílu (regozeme) majú najnižšiu koncentráciu takmer všetkých prvkov, na čo sme už poukázali v predchádzajúcej práci (Linkeš a kol., 1997).

1.1. Kadmium (Cd)

Prirodzený obsah Cd v zemskej kôre – pozadie sa udáva rôzne napr. od priemernej hodnoty 0,13 po priemernú hodnotu 0,20 mg.kg⁻¹ (Šejbl, 1990), od 0,01 do 0,07 mg.kg⁻¹ (Bolt a Bruggenwert., 1978). Vyššie až extrémne vysoké koncentrácie Cd sa nachádzajú v oblastiach tzv. geochemických anomálií, ktoré sú na Slovensku veľmi početné. Transportom zvetralín z oblastí geochemických anomálií a ich sedimentáciou pozdĺž vodných tokov môže dochádzať k zvýšeným koncentráciám Cd v pôdach na fluvialných sedimentoch. Cd sa vyskytuje prevažne v sírnikových mineráloch (sfalerit, wurtzit a iné sírniky), z ktorých je najmä prvý na Slovensku veľmi častým minerálom. Jeho výskyt v pôde môže byť tiež podmienený imisiami (z teplární, dopravy a pod.), čiastočne aplikáciou niektorých superfosfátov.

V nasledovnej časti uvádzame distribúciu Cd (2M HNO₃) v ornici a podornici fluvizemí, ako aj jeho vývojový trend počas prvých dvoch monitorovacích cyklov.

Obrázok 1. Vývoj Cd vo fluvizemiach

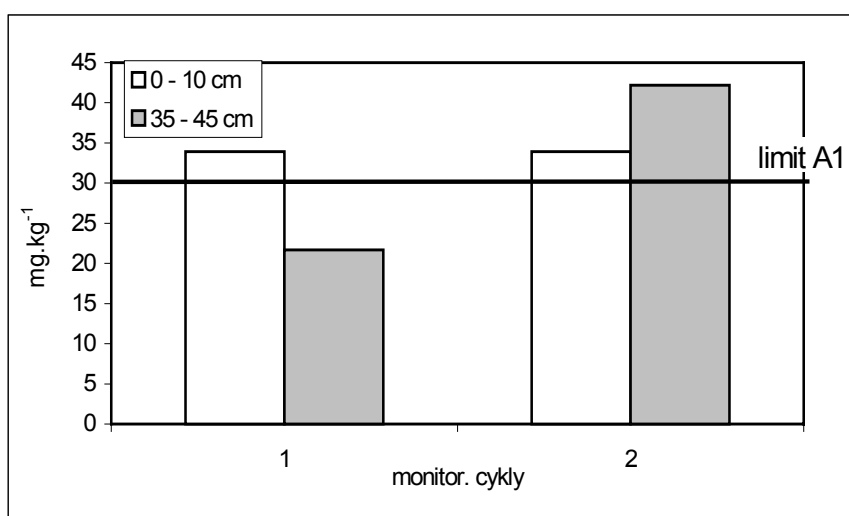


Vývoj Cd v sledovanom období je v ornici pomerne vyrovnaný, k určitému zníženiu došlo v podornici. Je to spôsobené do určitej miery priepustnosťou týchto pôd a výškou hladiny podzemnej vody.

1.2. Olovo (Pb)

Primárne formy zlúčenín Pb v pôdach, do ktorých sa dostali z geochemických anomálií pri transporte sedimentov pokryvných útvarov, sú veľmi nízko rozpustné, pretože sa vyskytujú len v podobe sírníkov resp. fosforečnanov. K jeho vyššej pohyblivosti dochádza najmä v silne kyslých pôdach s nízkou sorpčnou kapacitou. Z hľadiska hygienického sú omnoho dôležitejšie antropogénne zdroje Pb, z ktorých najdôležitejšie sú imisie z výfukových plynov dopravných prostriedkov, používajúcich olovnaté antidektonačné látky, ako aj z energetických komplexov (Orlov, 1985).

Obrázok 2. Vývoj Pb vo fluvizemiach

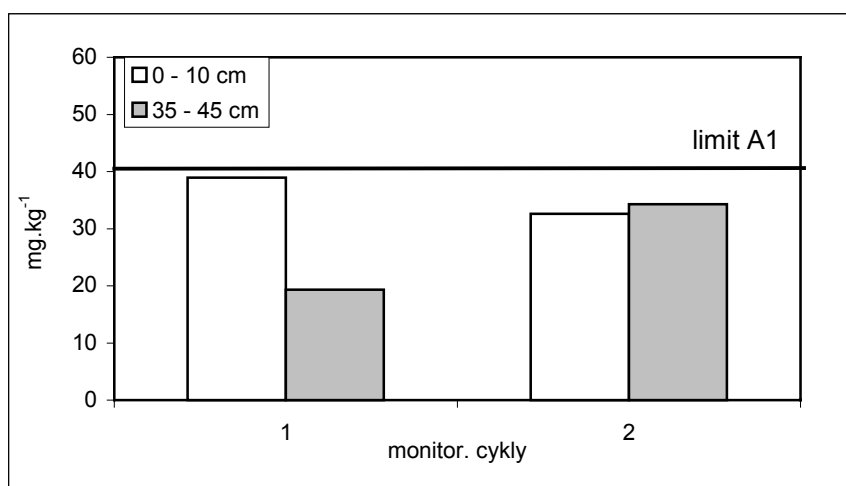


Koncentrácia olova je v ornici bez zmeny, v podornici došlo k jeho nárastu nad referenčný limit A_1 , čo môže zvädzať k jeho vertikálnemu posunu (v ornici však sa jeho koncentrácia neznížila), zrejme však pôjde o vplyv kontaminovaných niektorých okolitých vodných tokov a tým aj podzemných vôd.

1.3. Zinok (Zn)

Lokálny výskyt zvýšených hodnôt Zn v niektorých aluviách vodných tokov môže pochádzať z rôznych zdrojov pri záplavách (inundácia)

Obrázok 3. Vývoj Zn vo fluvizemiach

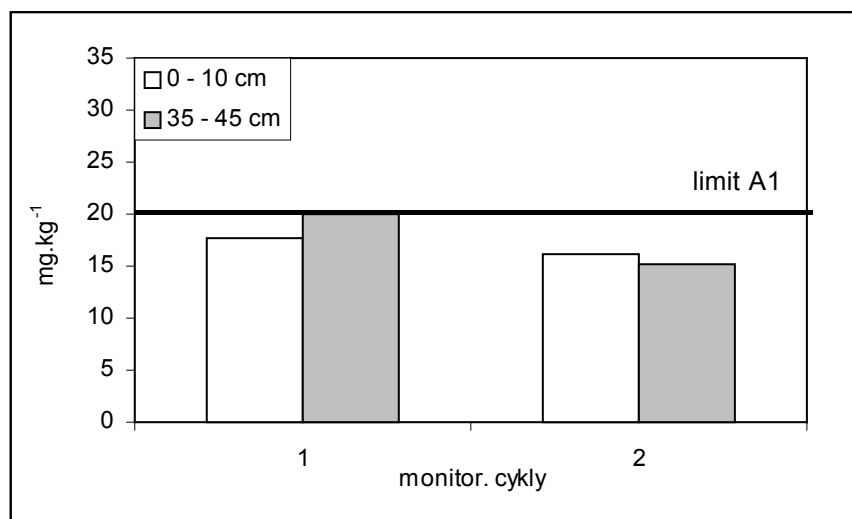


Získané hodnoty sú podlimitné, i keď sa blížila k referenčnému limitu A_1 , ktorý je pre Zn vo výluhu 2M HNO_3 40 mg.kg⁻¹ (Vestník MP SR, 1994). V porovnaní s klarkovým obsahom môžeme konštatovať, že poľnohospodárske pôdy SR majú priemernú hodnotu Zn na úrovni celosvetovej požadovanej hodnoty a vyššie obsahy sa vyskytujú len v relatívne malých územiach. Z obr. 3 je zrejme jeho pokles v ornici a nárast v podornici (zrejme vplyv hladiny podzemnej vody s rôznymi hodnotami Zn). Zn je za rizikový prvok považovaný len pri vysokých hodnotách jeho koncentrácie v pôde (výrazne nadlimitné hodnoty). Pri nižšej koncentrácii je dôležitou mikroživinou.

1.4. Med' (Cu)

Podobne ako Zn, aj Cu je prvok považovaný za rizikový len pri jeho vysokých hodnotách v pôde (nadlimitné hodnoty).

Obrázok 4. Vývoj Cu vo fluvizemiach



Koncentrácia Cu v ornici sa mierne zvýšila za posledné obdobie a dosiahla hodnotu referenčného limitu A₁ (20 mg.kg⁻¹). V podornici sme naopak zaznamenali mierny pokles hodnôt Cu. Zvýšené hodnoty Cu boli zistené v niektorých aluviách v blízkosti pohorí s výskytom geochemických anomálií, kde sa tento prvok často vyskytuje.

Organické kontaminanty

Z organických kontaminantov, ktoré pretrvávajú v pôdach dlhšie, sú predmetom monitorovania hlavne polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU). Distribúciu jednotlivých kongenéro a sumu PAU uvádzame v nasledovnej tabuľke 2.

Tabuľka 2. Priemerný obsah jednotlivých kongenéro a sumy PAU v poľnohospodárskych pôdach SR v µg.kg⁻¹ v hĺbke 0 – 10 cm

Organické kontaminanty	Pôdy						
	FM	ČA	ČM	HM	LM+PG	KM	RA
Benzo (a) antracén	54,98	25,29	5,97	15,02	9,09	13,74	5,11
Benzo (b,j,k) fluorantén	207,13	88,82	26,86	39,14	39,74	42,09	25,73
Benzo (g,h,i) perylén	120,00	69,00	24,41	40,50	33,50	39,02	39,46
Benzo (a) pyrén	97,02	68,38	16,45	17,81	22,69	31,82	20,42
Benzo (e) pyrén	81,43	48,52	11,46	22,17	15,00	20,27	11,42
Chryzén	116,26	89,05	19,85	34,12	34,07	41,38	16,46
Fenantrén	105,58	49,88	28,22	42,38	26,25	34,97	16,46
Fluorantén	100,00	36,75	13,25	19,34	19,30	33,78	11,07
Indeno (1,2,3) pyrén	218,88	118,23	43,43	48,26	71,97	74,39	65,31
Antracén	22,72	15,97	3,60	7,71	3,62	7,17	1,53
Perylén	39,42	21,17	2,21	8,97	4,93	6,10	1,46
Pyrén	80,72	33,62	12,14	16,67	16,78	24,38	9,54
Suma PAU	1244,14	664,68	207,85	312,09	296,94	369,11	223,97

Vysvetlivky: FM – fluvizeme, ČA – čiernice, ČM – černoze, HM – hnedozeme, LM – luvizeme, PG – pseudogleje, KM – kambizeme, RA – rendziny

Z údajov uvedených v tab. 2 vidieť, že najvyššie hodnoty sumy PAU boli zistené práve pri fluvizemiach (viac ako $1000 \mu\text{g.kg}^{-1}$). To len potvrdzuje už predchádzajúce konštatovanie, že ide o vplyv množstva rôzne znečistených vodných recipientov a ich náplavov na okolité pôdy. U ostatných pôd sa hodnoty sumy PAU pohybujú prevažne v rozpätí $200\text{--}300 \mu\text{g.kg}^{-1}$ s výnimkou čierníc, kde zvýšené hodnoty ($665 \mu\text{g.kg}^{-1}$) sú výsledkom staršej denudačnej činnosti rôzne znečistených vodných tokov. Vo fluvizemiach sa zároveň vyskytujú najvyššie hodnoty niektorých kongenéroov (indeno 1,2,3 pyrén, benzo b,j,k fluorantén, benzo g,h,i perylén), ktoré niektorí autori označujú za uhl'ovodíky, ktoré vykazujú mutagénne a karcinogénne účinky (Aiken et al., 1991).

Záver

Bolo zistené, že práve v pôdach na fluvialných sedimentoch sa nachádzajú najvyššie hodnoty anorganických i niektorých organických kontaminantov (PAU) v porovnaní s ostatnými pôdami. Ide o vplyv rôzne znečistených vodných tokov a sedimentov, ktoré sa viac alebo menej akumulujú v alúviách. Vývoj ťažkých kovov za posledné obdobie je tu variabilný (ich mierne zvýšenie, alebo zníženie), čo súvisí s heterogenitou pôdno – sedimentárneho materiálu týchto polôh. Z pohľadu hygieny patria hodnotené pôdy k najrizikovejším pôdam (prevažne poľnohospodárske pôdy, možný transport kontaminantov do ostatných zložiek životného prostredia), a preto ich treba pravidelne monitorovať.

Literatúra

1. Aiken, H., van der Linden, J.W., Tramp Meesters, M.J and Visser, J.J. 1991. The environment a multidisciplinary issue, Amsterdam 1991, 176 – 179 pp.
2. Bolt, G.H. and Bruggenwert, M.G.M. 1978. Soil chemistry. A Basic Elements. Elsevier Sc. publ. comp. Amsterdam, Oxford, New York, 1978, 281 pp.
3. Linkeš, V., Kobza, J., Barančíková, G., Brečková, V., Búlik, D., Čepková, V., Dlapa, P., Došeková, A., Houšková, B., Chomaničová, A., Ilka, P., Kanianska, R., Makovníková, J., Matúšková, L., Pavlenda, P., Švec, M. a Styk, J. 1997. Monitoring pôd SR. Súčasný stav monitorovaných pôd. VUPU Bratislava, 1997, 128 s.
4. Ministerstvo pôdohospodárstva SR. 1994. Vestník MP SR, roč. XXVI, čiastka I., rozhodnutie 3, č. 531/1991 z januára 1994.
5. Orlov, D.S. 1985. Chimija počv. IzMU Moskva, 1985, 376 s.
6. Šejbl, J. 1990. Poškození zdraví kadmíem. I. Výskyt kadmia. Rudy, 2, 38, 1990, 39 – 42.

LUŽNÍ LES JAKO VÝZNAMNÝ BIOM NIVNÍ KRAJINY

Emil Klimo

Ústav ekologie lesa LDF MZLU, Zemědělská 3, 613 00 Brno, e-mail: tesarjar@mendelu.cz

Ekosystémy lužních lesů představují významnou část evropského přírodního dědictví, a proto zasluhuje významnou pozornost vědecká analýza jejich historie, stavu, ochrany a revitalizace. Přitom tyto ekosystémy mají značně důležitý produkční potenciál a vysokou biodiverzitu ekosystémů, společenstev i druhů. Historii lužních lesů můžeme sledovat v jejich přirozeném vývoji od období 8000-6000 let př. Kr., kdy se řeky měnily v meandrový typ, a písčité ostrovy v údolní nivě byly vyhledávaným sídelním areálem mezolitických lovců a rybářů, nebo z hlediska antropogenních vlivů. Tyto dva procesy se výrazně prolínaly, protože území údolních niv bylo vhodným územím pro osídlování člověkem. Historický proces vývoje údolní nivy řeky Moravy a jejího osídlení popsal Poláček (1999). V období 6000-4000 let př. Kr. v údolní nivě dochází lokálně k omezené sedimentaci povodňových hlín a v mladším období lze místně rekonstruovat mírně zapojený lužní les. Zarůstání údolní nivy tvrdým luhem lze zjistit až v době železné (750-0 př. Kr.). Tento typ lesa (tvrdý luh) lze identifikovat i v době raného středověku (568-1250 po Kr.). K výrazné změně porostů lužního lesa dochází podle uvedeného autora ve vrcholném středověku a později, kdy nastává změna hydrologických poměrů. Vlivem velkých záplav se postupně nivelizuje údolní niva mladými povodňovými hlínami a začíná převládat porost měkkého luhu. Samozřejmě, že v průběhu historického vývoje, který zaznamenal významné změny ve složení lesních porostů, vznikala i výrazná heterogenita půd ve směru horizontálním ukládáním různorodého materiálu a překrýváním organických vrstev novými sedimenty. Vlivem změn směru říčního toku a vznikem meandrů vzniká i velká heterogenita půd v prostoru.

Na základě charakteru údolních niv rozděluje Mezera (1956, 1958) rostlinná společenstva na holocénních náplavech potoků a řek na „luhy nížinné“ a „luhové porostní útvary pahorkatin“, ke kterým se mohou částečně přiřadit i horské údolní nivy. Tyto nivy na rozdíl od nížinných jsou tvořeny holocénními náplavy v úzkých pruzích a vyznačují se často i dnes vysokou dynamikou změn půdních substrátů a rovněž vysokým obsahem skeletu.

Význam lužních lesů z dnešního pohledu spočívá zejména ve

- vysoké produkční úrovni
- vysoké biodiverzitě závislé na značné heterogenitě lesních stanovišť
- ochraně vodních toků před erozí a vstupem polutantů
- vysokém počtu chráněných přírodních území
- rekreační a estetické roli v rámci krajiny
- ochraně vodních zdrojů.

Historicky, ale i v současné době, lužní lesy byly a jsou pod silnými antropickými vlivy, které lze shrnout:

- snížení rozlohy lužních lesů při změnách využívání půdního fondu pro jiné účely
- regulace vodních toků, které většinou podminily zrychlení odtoků vody, zamezení záplav a snížení hladiny podzemní vody
- stavba přehrad, jejichž důsledkem bylo i zatopení rozsáhlých území lužních lesů
- fragmentace ekosystémů lužních lesů
- zvyšování odběru podzemních vod pro komunální účely
- těžba písku a štěrku zejména na území mrtvých ramen řeky

- interakce mezi lužními lesy a intenzivním zemědělstvím v blízkém okolí
- vznik monokulturních porostů a plantáží lesních dřevin
- zvyšování intenzity rekreace a lovectví

Lužní lesy se vyznačují i v podmínkách antropogenních vlivů vysokou odolností, i když některé procesy vyvolané změnami vodního režimu, koloběhu dusíku a dalších mohou vyvolávat i změny v základních funkcích a charakteru lužních lesů.

V tomto směru byla v posledních 20 letech ekosystému lužních lesů věnována vysoká pozornost, o čemž svědčí i dvoudílná monografie shrnující analýzu lužních lesů na jižní Moravě (Penka, Vyskot, Klimo, Vašíček 1985, 1991) a mnoho dalších původních vědeckých prací.

Stabilita a vysoká produkční úroveň lužních lesů je do značné míry závislá na intenzivním koloběhu dusíku a vodním režimu. Z uvedené tabulky můžeme vidět jednak vysokou zásobu N v biomase rostlin a zejména v půdě a minimální zásobu v povrchovém humusu, který je charakteristický rychlým rozkladem odumřelých zbytků organické hmoty (Klimo 1985).

Tab. 1 Struktura zásoby živin podle vertikální osy ekosystému lužního lesa ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)

	N	P	K	Ca	Mg
koruna stromů					
větve + listí	473	41	219	619	45
kmeny stromů	1 044	42	358	1 326	81
keře, nadzemní část	55	8	26	31	9
byliny, nadzemní část	22	4	47	21	5
Σ nadz. částí všech rostlin	1 594	95	650	1 997	140
povrchový humus	99	6	18	75	15
$\emptyset$ za rok					
stromy					
Kořeny keře	210	34	84	240	52
byliny					
Celková zásoba v půdě	14 846	4 953	121 364	44 864	-
rhizosféra					
Zásoba mimo rhizosféru	9 093	5 085	176 532	76 321	-
Σ rostliny	1 804	129	734	2 233	192
Σ půda	24 038	10 044	297 914	121 260	-
Σ rostliny + půda	25 842	10 173	298 648	123 493	-

Jak bylo uvedeno výše, u ekosystému lužního lesa je významnou složkou povrchový humus, který má mulovou formu a je u něho charakteristická výrazná proměna v celkové hmotnosti i v akumulaci živin během roku.

Tab. 2 Změna zásoby živin v horizontu během roku ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$)

Element	1. 12. 1972	1. 4. 1973	1. 7. 1973	1. 10. 1973
N	143	59	56	36
P	9	4	5	2
K	24	10	9	7
Ca	99	62	38	17
Mg	21	10	7	4
Popeloviny	984	421	339	231

Na druhé straně se zde výrazně projevuje i nestejnoměrné druhové složení porostu, které vytváří mozaiku povrchového humusu odlišných vlastností, což má rovněž za následek i vznik relativně vysoké heterogenity půdní povrchové vrstvy. Jako příklad takového nestejnoměrného rozkládání listů pod různým druhovým složením porostů uvádíme data z jižní Moravy (Klimo 1985).

Plocha č. 1 (převaha dubu)

Zásoba listů k	1.12.1972	2500 kg.ha ⁻¹	100 %
	1. 4.1973	1600 kg.ha ⁻¹	36% snížení
	1. 7.1973	1400 kg.ha ⁻¹	44% snížení
	1.10.1973	1100 kg.ha ⁻¹	56%snížení

Plocha č. 2 (převaha dubu s podrostem svídy)

Zásoba listů k	1.12.1972	4200 kg.ha ⁻¹	100 %
	1. 4.1973	2000 kg.ha ⁻¹	52% snížení
	1. 7.1973	1700 kg.ha ⁻¹	59% snížení
	1.10.1973	1200 kg.ha ⁻¹	71%snížení

Plocha č. 3 (s převahou jasanu)

Zásoba listů k	1.12.1972	4700 kg.ha ⁻¹	100 %
	1. 4.1973	2000 kg.ha ⁻¹	57% snížení
	1. 7.1973	0	100% snížení
	1.10.1973	0	100%snížení

Podle výše uvedených údajů můžeme pozorovat dosti významnou nerovnoměrnost v rychlosti rozkladu opadu na půdním povrchu mezi tou částí porostu, kde převládá jasan a tam, kde převládá dub.

Dnešním cílem obhospodařování lužních lesů je dosáhnout stavu k plnění všech funkcí z pohledu setrvalého lesního hospodářství. K tomu se vyjadřuje Hager (2000): „Trvale udržitelné obhospodařování lužních lesů bude záviset na celkovém účelu těchto lesů, zdali slouží ochraně přírody nebo jsou určeny jako hospodářské lesy pro produkci dřeva nebo volně žijící zvěře.“ Optimálním stavem pro setrvalé obhospodařování lužních lesů by ovšem bylo skloubit funkci produkční i z hlediska zachování biodiverzity a dalších funkcí.

Literatúra

1. Hager, H., 2000: Antropogenic Change and Management of Floodplain Forests in Austria. In: Kulhavý, J., Hrib, M., Klimo, E. (eds.): Management of floodplain forests in Southern Moravia. Proc. of the Intern. Conference, May 13-16, 2000, Židlochovice, Czech Republic, s. 65-78, ISBN 80-7157-491-0
2. Klimo, E., 1985: Cycling of Mineral nutrients. In: Penka, M., Vyskot, M., Klimo, E., Vašíček, F. (eds.): Floodplain Forest Ecosystem. I. Before Water Management Measures. Academia Praha, 425-458
3. Mezera, A., 1956: Středoevropské nížinné luhy I., SZN Praha, 301 s.
4. Poláček, L., 1999: Prehistorie a historie údolní nivy. In: Šeffler, J., Stanová, V. (eds.): Aluviální lúky rieky Moravy, 25-36

ZEMĚDĚLSKÉ VYUŽITÍ PŮD NIVNÍCH OBLASTÍ Z POHLEDU HYGIENY PŮDY

Radim Vácha, Ondřej Poláček, Viera Horváthová

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250, Praha 5, Zbraslav; E-mail: vacha@vumop.cz, polacek@vumop.cz, horvathova@vumop.cz

Fluvizemě, vyvinuté na aluviálních sedimentech, vymezují zpravidla inundační oblasti vodních toků. Pásmo jejich výskytu podél vodních toků může dosahovat v našich podmínkách šířky od několika metrů až po stovky metrů, případně i několika kilometrů. Fluvizemě jsou půdy s vysokým produkčním potenciálem a jsou od pradávna intenzivně zemědělsky využívány. Z pohledu hygieny půd je významná produkce plodin pro potravinářskou výrobu a zejména pak zelenin, určených pro přímý konzum. Intenzivní průmyslová výroba v některých oblastech, nedostatečné čištění odpadních vod z průmyslové výroby i z komunálních kanalizací, zhoršily hygienický stav fluvizemí podél některých významných vodních toků. Existence údajů o stavu zátěže zemědělských půd v inundačních pásmech vodních toků může významně omezit vstup rizikových látek z lokálně znečištěných půd do rostlinné produkce.

Materiál a metody

V příspěvku jsou použity výsledky šetření zátěže vybraných fluvizemí, provedených v průběhu posledních 12 roků v oddělení hygieny půdy ve VÚMOP Praha. Podrobněji byl zahájen průzkum fluvizemních oblastí v rámci projektu „Labe“, realizovaného v první polovině 90 roků. Od této doby byla pozornost soustředěna i na inundační pásma dalších českých a moravských řek, Jizery, Moravy, Dyje, Odry, Olše, kde šetření navazovalo zpravidla na případy rozsáhlých povodní. Při poslední katastrofální povodni v srpnu 2002 následovalo monitorování zátěže půd rizikovými látkami, při hodnocení byly využity více než desetileté údaje, získané v rámci projektu „Labe“.

Problematika

Ohrožení hygienického stavu fluvizemí může být dáno zvýšenými obsahy:

- Rizikových prvků (As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Zn)
- Perzistentních organických polutantů, které zahrnují celou řadu zdraví škodlivých sloučenin, nejčastěji ze skupiny monoaromatických, polyaromatických, chlorovaných uhlovodíků, nepolárních extrahovatelných látek a perzistentních dibenzodioxinů a dibenzofuranů.

Z řešení projektu Labe, který sledoval výskyt rizikových látek v inundačním pásmu řeky Labe a jeho přítoků, vyplynula zvýšená zátěž labských fluvizemí rizikovými prvky v pořadí Cd>Hg, Zn> Cu> Pb, Cr (Podlešáková a kol. 1994).

U perzistentních organických polutantů je obecné stanovení zátěže fluvizemí jednotlivými sloučeninami již složitější, spektrum jejich výskytu je proměnlivé lokálně i časově a výrazně závisí na momentálním stavu znečištění vodou říčních toků.

Hodnoty rizikových látek, zjištěné ve sledovaných fluvizemích, nepředstavují akutní riziko ohrožení lidského zdraví, a to žádnou formou jejich možného příjmu. Při dlouhodobé zátěži organismu, například konzumací zeleniny s vysokým obsahem rizikových látek, nelze zcela vyloučit výskyt zdravotních problémů, popisovaných jako chronické příznaky zvýšené expozice organismu příslušnými kontaminanty. O tom, že se nejedná o riziko čistě teoretické, vypovídají případy zdravotních problémů u zvířat i lidí, které byly ve světě nezdědky monitorovány. Z rizikových prvků jsou právě Cd a Hg zdravotně významné a

jejich chronická toxicita v organismu vede ke vzniku závažných zdravotních problémů, např. zvýšené karcinogenity, poškození ledvin (Cd) nebo nervových poruch (Hg).

V posledních letech je kladen stále větší důraz na perzistentní organické polutanty, neboť příznaky jejich chronické toxicity zahrnují celou řadu velmi závažných forem poškození zdraví. Popsány byly také jejich estrogenní účinky, které byly v extrémním měřítku pozorovány ve známém případě populace floridských krokodýlů. Právě perzistentním organickým polutantům, které se do prostředí dostávají významnou měrou i s odpadními vodami, je přisuzován hlavní podíl na klesající plodnosti mužů, v celé řadě států vyspělého světa. Za hlavní příčinu těchto obtíží bývá označován polyaromatický uhlovodík benzo (a) pyren. Pro jeho prokazatelné účinky karcinogenní je také definován jako zdravotně nejzávažnější sloučenina ze skupiny polyaromatických uhlovodíků, které zahrnují i další významné sloučeniny, vstupujících do životního prostředí zvýšenou měrou.

Na základě humanotoxických výzkumů jsou vyvíjeny různé přístupy hodnocení zátěže jednotlivých složek prostředí perzistentními organickými polutanty. Také pro půdu jsou uplatňovány tyto modelové způsoby, založené na hodnocení toxicity a koncentrace jednotlivých sloučenin. U polyaromatických uhlovodíků tak můžeme hovořit o toxických ekvivalentových faktorech, v případě perzistentních dibenzodioxinů a dibenzofuranů se již dlouhodobě používá mezinárodní ekvivalent toxicity (I-TEQ).

Zátěž fluvizemí RP a POP je v rámci České republiky rozdílná u jednotlivých říčních toků. Je to určeno výskytem zdrojů znečištění v jejich povodí. Vedle silněji zatížených fluvizemí, v povodí Labe nebo řek severní Moravy, nacházíme v jiných fluvizemích (např. Dyje i Moravy) zátěž rizikovými látkami v rámci pozadových hodnot (grafy 1, 2). Bylo též zjištěno, že ani v rámci jednoho říčního toku není zátěž rovnoměrná a zpravidla vzrůstá za velkými a průmyslovými městy.

Negativní působení zvýšených obsahů rizikových prvků je u fluvizemí podmíněno především jejich značnou „rozpuštěností“, a tedy zvýšeným potenciálem jejich transferu do rostlin. Na grafech 3 a 4 můžeme porovnat procentickou výtěžnost obsahů Cd a Pb, počítanou jako poměr obsahů prvku ve výluhu 2M HNO₃ a jejich celkových obsahů v půdě. Nejvyšší rozpustnost je patrná na lokalitách s vyšší zátěží (Litavka, Hřensko, Mladá Boleslav), u lokalit s nízkou zátěží klesá i hodnota rozpustnosti (Dyje Uherčice). Antropogenní vstup rizikových prvků do půdy se odráží na jejich rozpustnosti i na lokalitách s vysokou zátěží imisní (Příbram kovohutě, Horní Lomná, Moldava), rozpustnost rizikových prvků je naopak několikanásobně nižší v půdách s jejich geogenně podmíněnými zvýšenými obsahy (Koněprusy, Ředice).

Také v případě POP se výrazně projevují rozdíly v rámci jednotlivých povodí, z grafů 5 a 6 je patrná zvýšená toxicita, plynoucí z vysokých obsahů zdravotně významných polyaromatických uhlovodíků (PAU) a perzistentních dibenzodioxinů a furanů na některých lokalitách.

Jak významně působí záplavy na obsahy rizikových látek ve fluvizemí, je patrné z grafů 7 a 8, na kterých jsou znázorněny obsahy sumy PCB a PAU v párových dvojicích, které představují dva odběry z jedné lokality, provedených na místě každoročních záplav (malá vzdálenost od vodního toku) a na místě záplav s delší časovou periodou (místa v oblasti výskytu cca 10-ti leté vody).

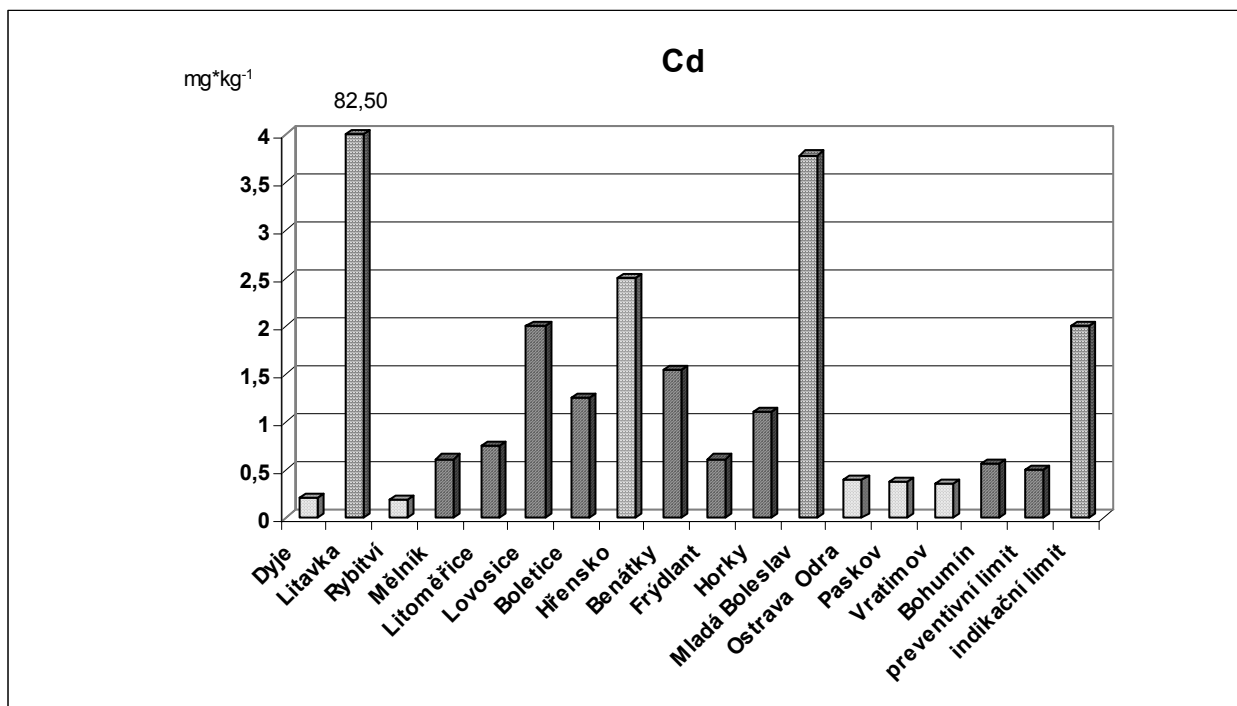
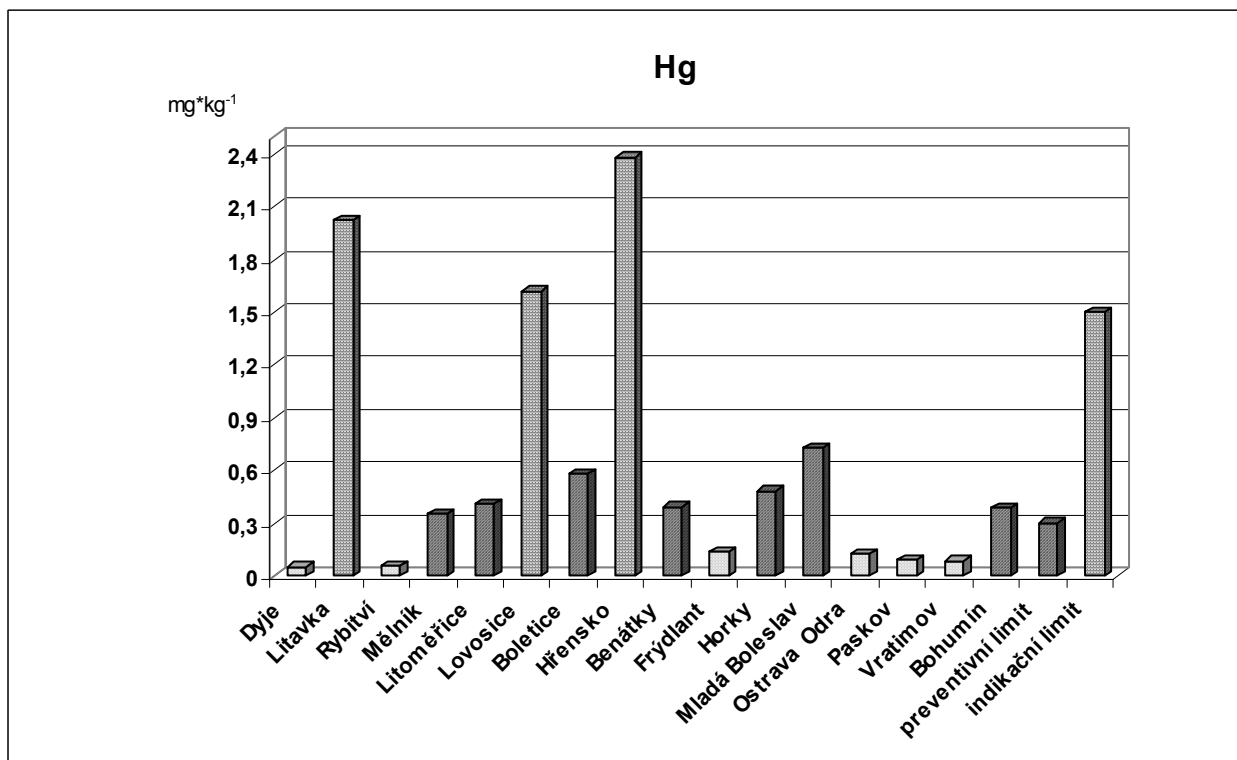
Závěr

Z uvedených výsledků je patrné, že hygienický stav fluvizemí, může být vážnou překážkou jejich zemědělského využívání. Nešetrný přístup k otázce kvality vody v říčních tocích se odrazil v nedávné minulosti i na stavu zátěže fluvizemí rizikovými látkami. Je zcela zřejmé, že existence vyspělých technologických postupů s dostatečným stupněm čištění odpadních

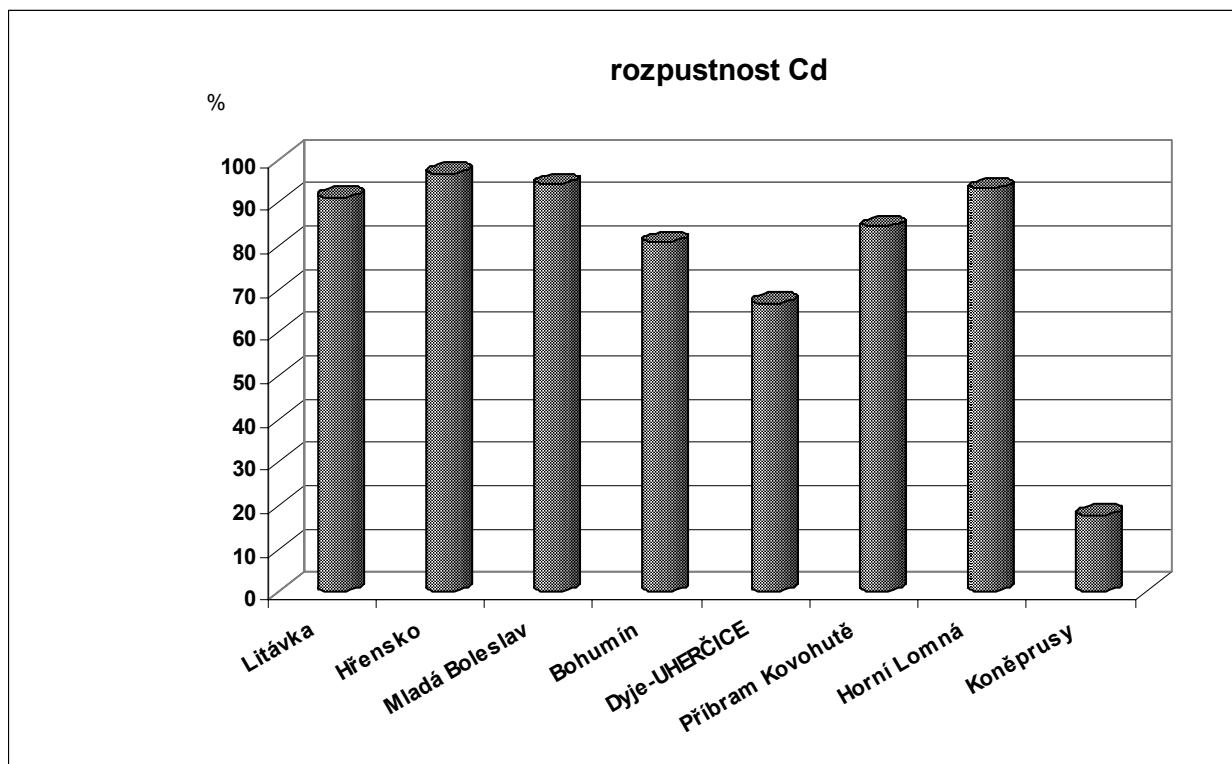
vod je jediným způsobem, kterým lze hygienicky postiženým fluvizemím vrátit jejich bývalou kvalitu.

Literatura

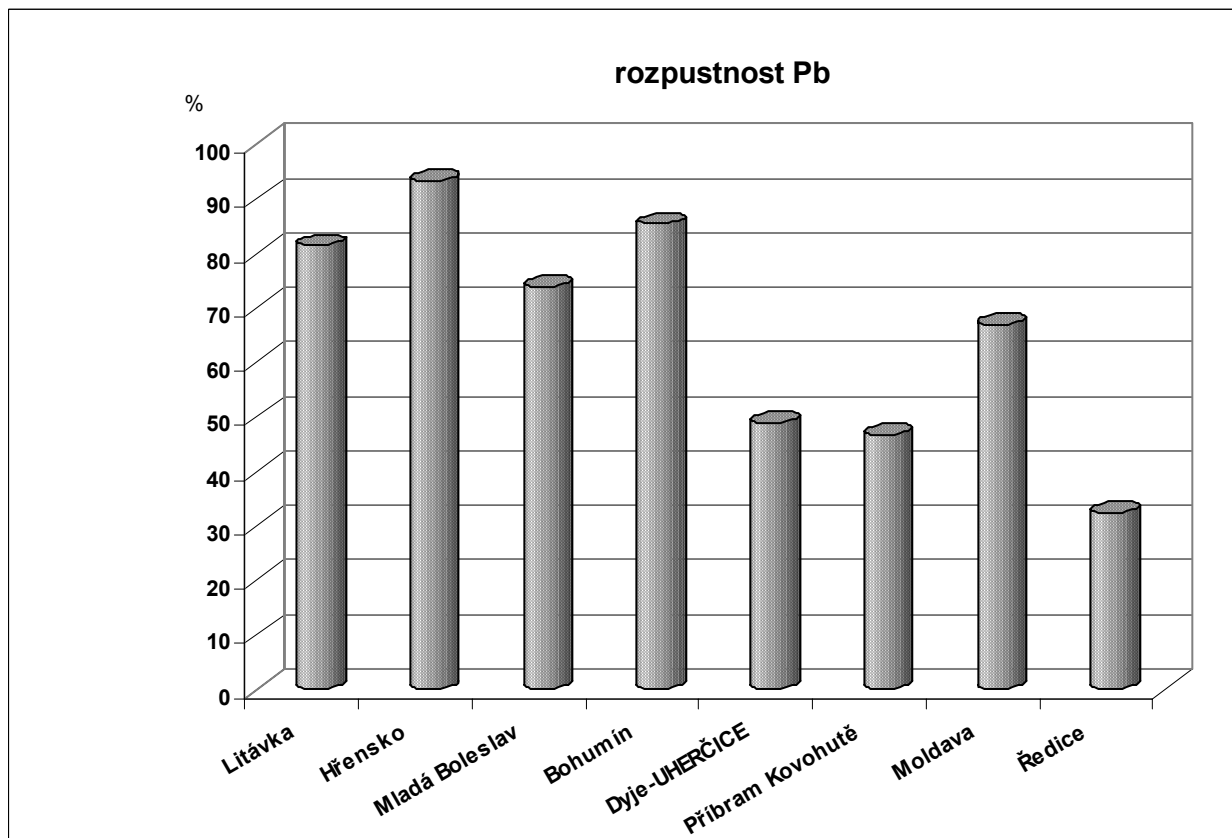
1. Podlešáková, E., Němeček, J., Hálová, G. Zatížení nivních půd Labe rizikovými látkami. Rostlinná výroba, 40, 1994 (1): 69 – 80.
2. Vácha, R., Poláček, O., Horváthová, V. State of contamination of agricultural soils after floods in August 2002. Plant Soil Environ., 49, 2003 (7): 307 - 313

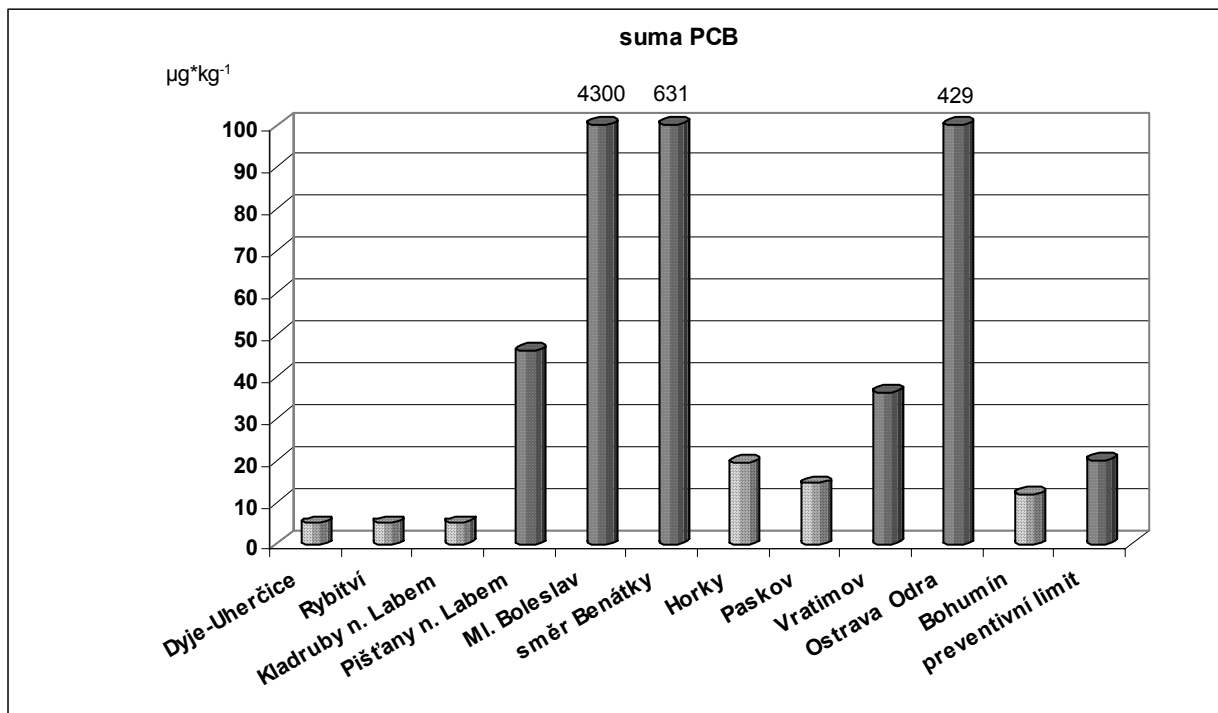
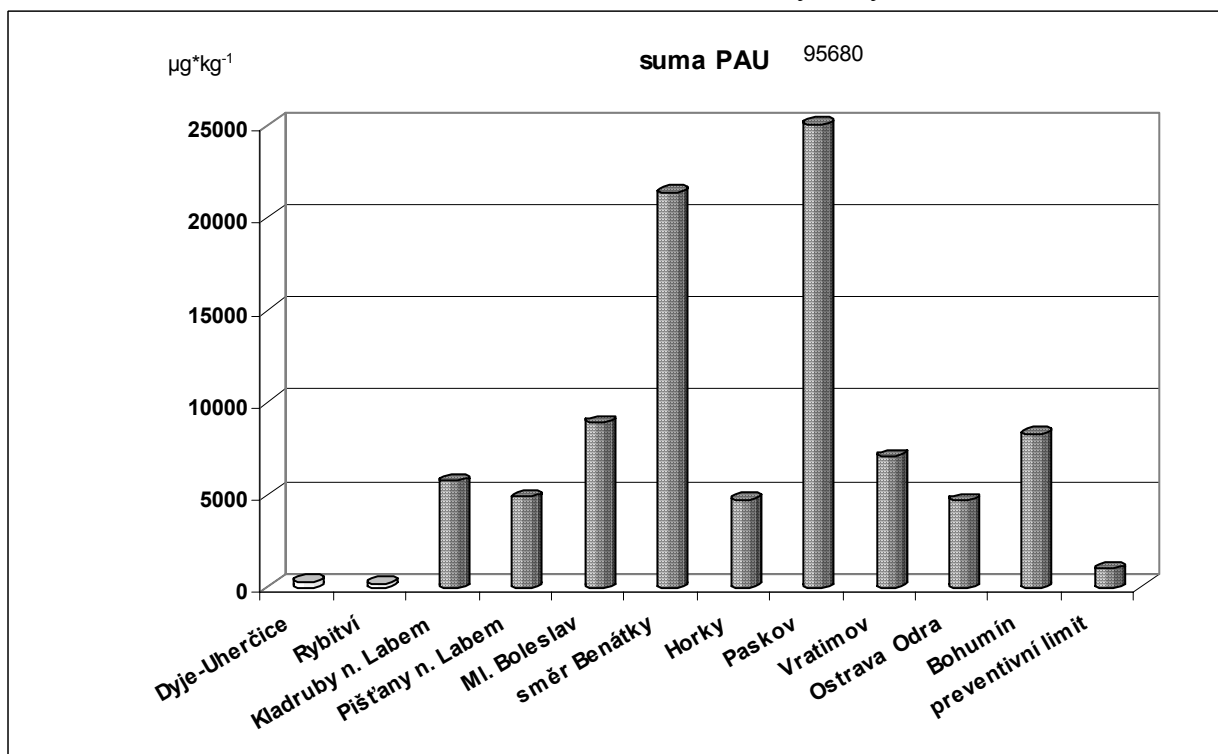
Graf 1 Obsah Cd ve vybraných fluvizemích**Graf 2** Obsah Hg ve vybraných fluvizemích

Graf 3 Rozpustnost Cd v 2M HNO₃

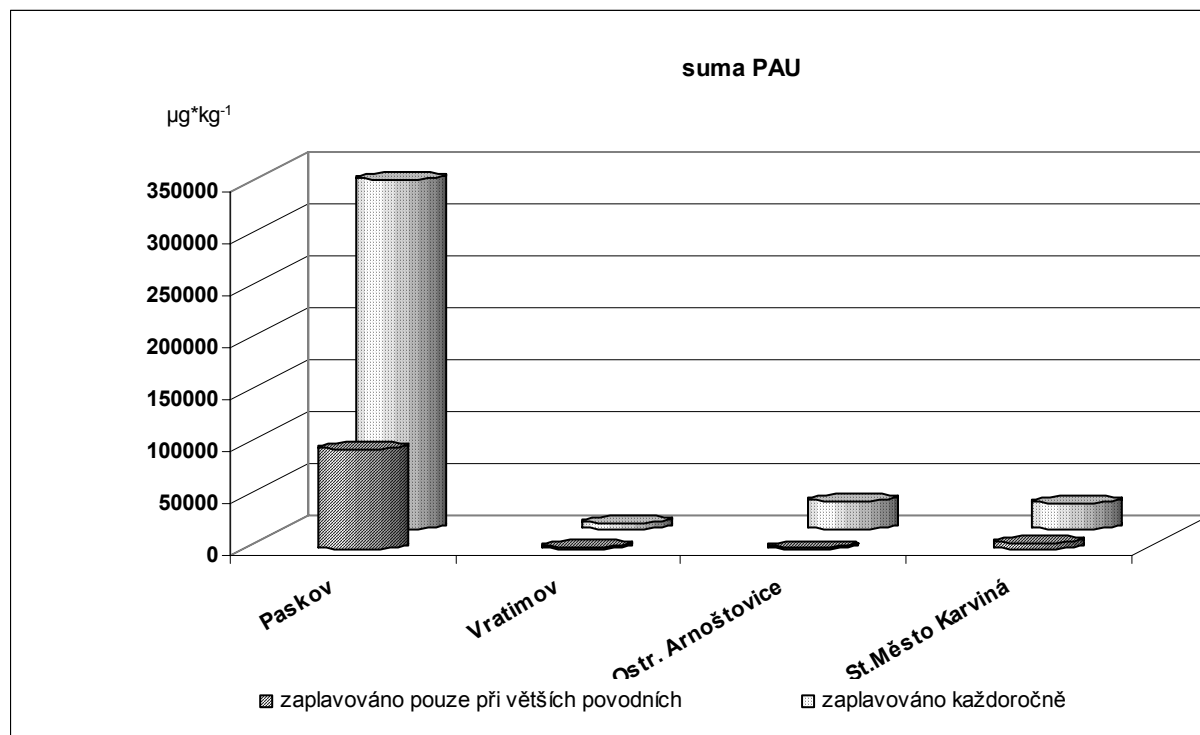


Graf 4 Rozpustnost Pb v 2M HNO₃

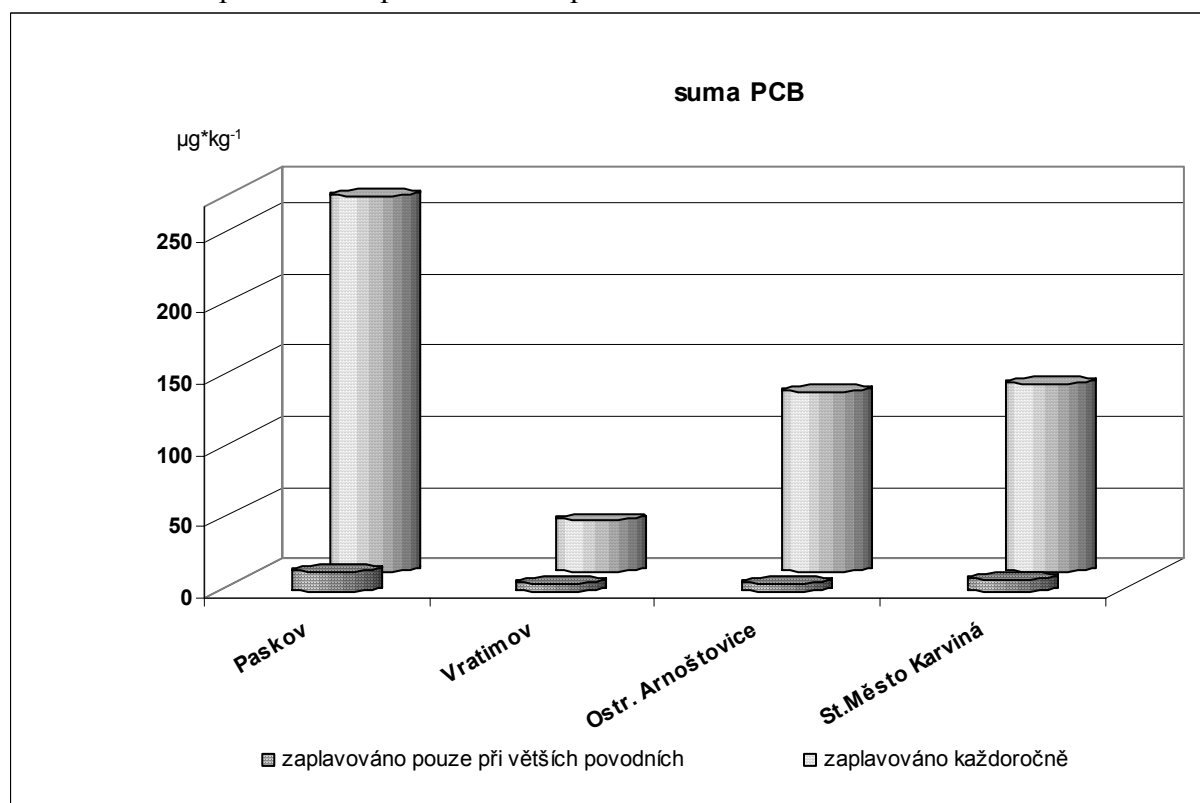


Graf 5 Suma PCB ve vybraných fluvizemích**Graf 6** Suma PAU ve vybraných fluvizemích

Graf 7 Oblasti s pravidelnou periodickou záplavou



Graf 8 Oblasti s pravidelnou periodickou záplavou



MIKROBIÁLNÍ ASPEKTY PŮD NIVNÍCH LUK

Marta Tesařová, Jaroslav Záhora, Eva Šroubková

*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Ústav půdoznalství a mikrobiologie,
Zemědělská 1, 613 00 Brno (e-mail tesarova@mendelu.cz)*

Úvod

O struktuře a funkcích lučních a lesních ekosystémů v nivních oblastech byl v posledních dvaceti letech nahromaděn značný objem poznatků (mj. Penka, 1985,1991, Rychnovská et al 1985, Rychnovská, 1993). Bylo prokázáno, že přirozené nivy udržují rovnovážný stav v krajině (Librová, 1990, Míchal, 1994) a jsou detoxikačním orgánem celého povodí, které svým filtračním a samočisticím efektem vyrovnává civilizační zátěže (Rychnovská,1998). Nivní louky reprezentují jeden ze stabilizačních prvků nivní krajiny; jde o ekosystémy se značnou homeostatickou schopností, jejíž základem je resilience půdního systému včetně edafonu.

Cílem příspěvku je v této souvislosti upozornit na řadu specifických vlastností mikroorganismů v nivních půdách. Jsou v něm synteticky zpracovány výsledky víceletého studia zaplavovaných a nezaplavovaných luk v nivě řek Moravy a Dyje a porovnány s obdobnými poznatky získanými v podhorských lučních porostech či v orných půdách.

Materiál a metody

Mikrobiologické analýzy byly prováděny v půdách

zaplavovaných lučních porostů v nivě řek Moravy a Dyje (jižní Morava). Jednalo se o hydrosérii lučních porostů s dominantní *Festuca rupicola*, *Alopecurus pratensis* a *Glyceria maxima*. Ta se nacházela v dnes již neexistujícím lučním komplexu v blízkosti obce Lanžhot, v současné době tvoří významnou část lučního komplexu „Košárské louky“ (v blízkosti soutoku řek Moravy a Dyje).

lučních porostů v téže oblasti, ale ležících mimo nivu – luční komplex Lednice, s dominantní *Serratula tinctoria*.

Pro srovnání jsou uváděny relevantní výsledky mikrobiologických analýz půd.

C. podhorského lučního komplexu „Kameničky“ (dominanta *Festuca rubra*)

D. orných půd (jižní Morava)

Použité metody jsou uvedeny mj. v pracích Tesařová (1993), Tesařová et al (1998). Základní fyzikálně-chemické charakteristiky studovaných půd jsou v Tab. 1.

Výsledky a diskuse

V Grafu 1 a Tabulkách 2 a 3 jsou prezentovány výsledky studia biomasy mikroorganismů a její druhové a fyziologické diverzity. Z údajů je zřejmé, že půdy lučních porostů obsahují vyšší biomasu mikroorganismů, než půdy orné a že mezi lučními půdami jsou mikrobiálně nejvíce osídleny půdy zaplavovaných nivních porostů (Graf 1). Mikroflóra půd nivních luk je současně druhově bohatší, než mikroflóra půd podhorských lučních porostů (Tab.2). Platí to především pro mikroskopické houby, u nichž bylo zjištěno, že polovina z druhů izolovaných z nivních půd nebyla izolována z půd mimo nivu (Marvanová in Tesařová et

Fiala 1997). V půdách nivních lučních porostů bylo sledováno i druhové složení půdní mezofauny. Byly zde nalezeny 4 druhy vzácně se vyskytujících pancířníků, z nichž jeden byl zjištěn v ČR vůbec poprvé (Smrž in Tesařová et Fiala 1997). V mikroflóře půd nivních luk jsou početněji zastoupeny některé funkčně významné skupiny, např. rozkladači hůře dostupných organických látek typu celulózy, či nesymbioticky žijící fixátoři vzdušného N₂. Vyšší počty sporulujících bakterií často indikují prostředí, ve kterém se rychle mění podmínky vnějšího prostředí (Tab.3).

Mikroflóra půd nivních luk se - ve srovnání s mikroflórou dalších sledovaných lučních nebo orných půd - vyznačuje lepší schopností rozkládat snadněji i hůře dostupné organické látky. Svědčí o tom jak hodnoty výdeje CO₂ půdou, tak údaje o rozkladu modelové celulózy v půdě (Grafy 2 a 3). Významným rysem metabolismu půdní mikroflóry nivních luk je i velmi efektivní využívání dodaných organických látek pro syntézu nové biomasy či humusu (Graf 4). Bylo to zjištěno v modelových laboratorních pokusech, v nichž byly sledovány přeměny rostlinného materiálu (rozemletá vojtěška) půdní mikroflórou

Z řady poznatků o mikroflóře nivních luk vyplývá, že se rychleji než mikroflóra jiných půd přizpůsobuje měnícím se podmínkám prostředí. Analyzujeme-li např. dynamiku výdeje CO₂ v průběhu vegetační sezóny (měřeno v polních podmínkách) zjistíme výraznější časové změny u půd podhorských lučních porostů než u nivních luk (Graf 5), u nichž ale řada fyzikálně-chemických charakteristik podléhá výrazným změnám (viz hodnoty variačních koeficientů v Tab.1). Podobné závěry lze učinit z výsledků modelových laboratorních pokusů, v nichž byly půdy ovlivněny vysokými dávkami arsenu. Reakce mikroflóry, posuzovaná podle výdeje CO₂ byla zpočátku u všech půd podobná – výrazný pokles metabolické aktivity v prvních deseti dnech pokusu (Graf 7). Po 30 dnech však mikroflóra půd nivních luk dosáhla své původní metabolické aktivity (poté co byly rozloženy mikrobiální buňky zasažené arsenem). Mikroflóra ostatních sledovaných půd obnoví svou činnost zřejmě později (louky mimo nivu či podhorské louky), či zůstane dlouhodobě poškozená (orná půda).

Závěr

Půdy lučních porostů nacházejících se v nivách řek Moravy a Dyje jsou (příp. byly) rezervoárem početné a druhově i fyziologicky pestré mikroflóry, která vyniká plasticitou a efektivním metabolismem.

Literatura

1. Librová, H.(1990): Sociální podmínky pro ekologizaci zemědělské krajiny. In : Strategie trvale udržitelného rozvoje, 2 : 34-40 (MŽP ČR)
2. Michal, I. (1994) : Ekologická stabilita. Veronica (Brno), MŽP ČR, 275pp.
3. Penka, M., Vyskot, M., Klimo, E., Vašíček, F. (1985) : Floodplain forest ecosystem. I. Before water management measures. Academia, Praha, 466 pp.
4. Penka, M., Vyskot, M., Klimo, E., Vašíček, F. (1991) : Floodplain forest ecosystem. II. After water management Academia, Praha, 629 pp.
5. Rychnovská, M. (1993) : Temperate seminatural grasslands of Europe and Asia. In: Coupland R.T. (ed.), Natural grasslands. Ecosystems of the World, Vol. 8B, Elsevier, Amsterdam, pp. 126- 166
6. Rychnovská, M. (1998) : Ekosystémové funkce nivních luk. Příroda, Praha, 4 : 25-33
7. Rychnovská, M., Balátová, E., Úlehlová, B., Pelikán, J. (1985): Ekologie lučních porostů. Academia, Praha, 291 pp
8. Tesařová, M. (1993): Microorganisms in grassland ecosystems. In: Rychnovská, M. (ed.) Structure and Functioning of Seminatural Meadows. Academia, Praha, p. 245-246

9. Tesařová,M.,Šroubková,E., Záhora,J., Dušek,L., Vakula,J., Kordiovský,R., Filip,Z.(1998): An international approach to assess soil quality by biological methods: experience from anthropogenically affected grassland soils in Czech Republic. In. Proc.16 th World Congr. Soil Sci. Montpellier Symp.No 37, 2364,7pp (CD-ROM).
10. Tesařová,M., Fiala,K.(1997): Vliv vodohospodářských úprav na stav a diverzitu rostlinných, živočišných a mikrobiálních společenstev lučních ekosystémů. Závěrečná zpráva řešení projektu Program u GEF „Ochrana biodiverzity v České republice“, 48pp.

Tab.1. Základní charakteristiky půd. Průměr a hodnoty VK (v %)

Lokalita	Půdní vlhkost %	%C _{OX}	C _{HA} / C _{FA}	%N
A-nivní louky	43,1 (55)	4,11 (22)	1,4	0,42 (31)
B-louky mimo nivu	32,4 (31)	3,82 (11)	1,2	0,40 (16)
C-podhorské louky	31,1 (29)	3,10 (7,0)	1,0	0,35 (12)
D-orné půdy	29,6 (24)	1,6 (12)	?	0,28 (14)

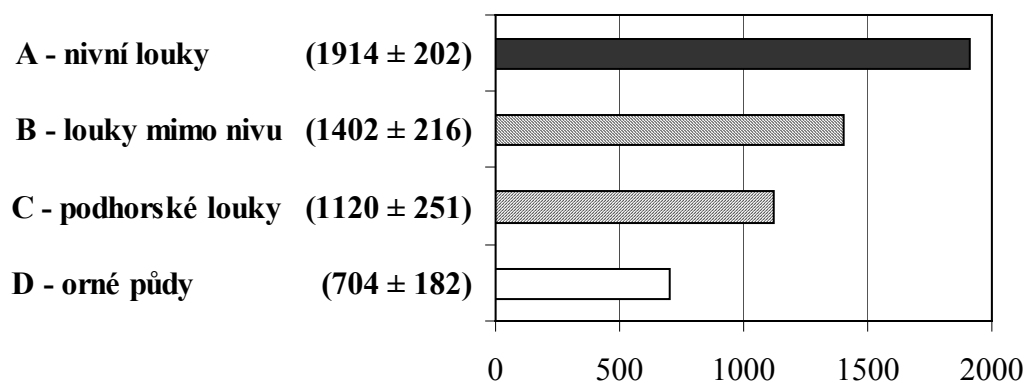
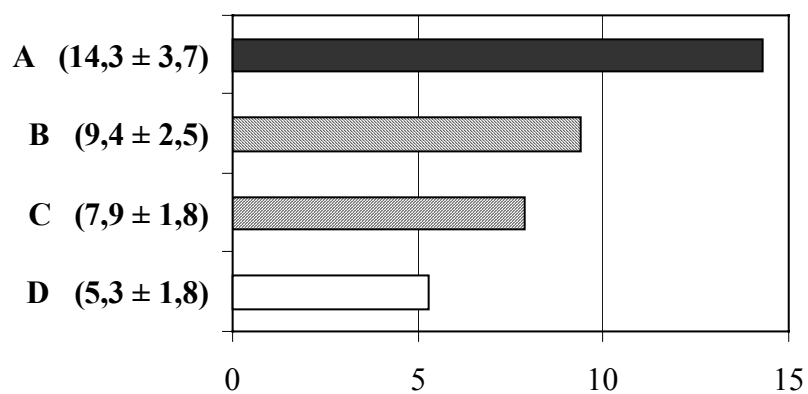
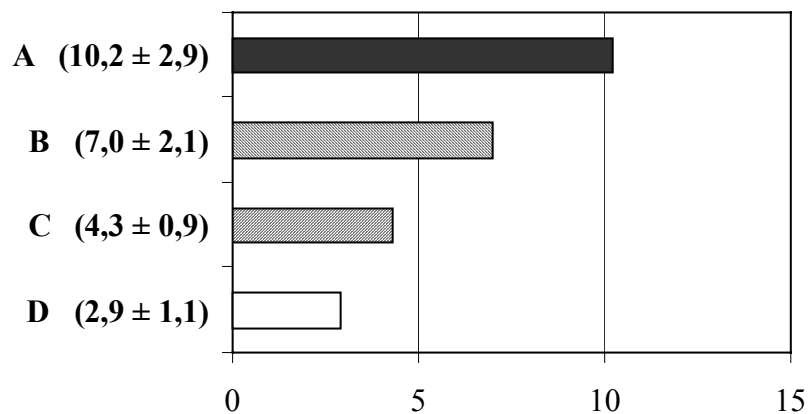
Tab.2. Druhová diverzita půdních organismů

Lokalita	Počet geneticky odlišných bakterií	Počet taxonů mikroskopických hub (z toho striktně vázaných na lokalitu)
	*	**
A-nivní louky	184 - 318	66 (38)
B-louky mimo nivu	220 - 384	35 (7)
C-podhorské louky	160 - 241	19 (?)

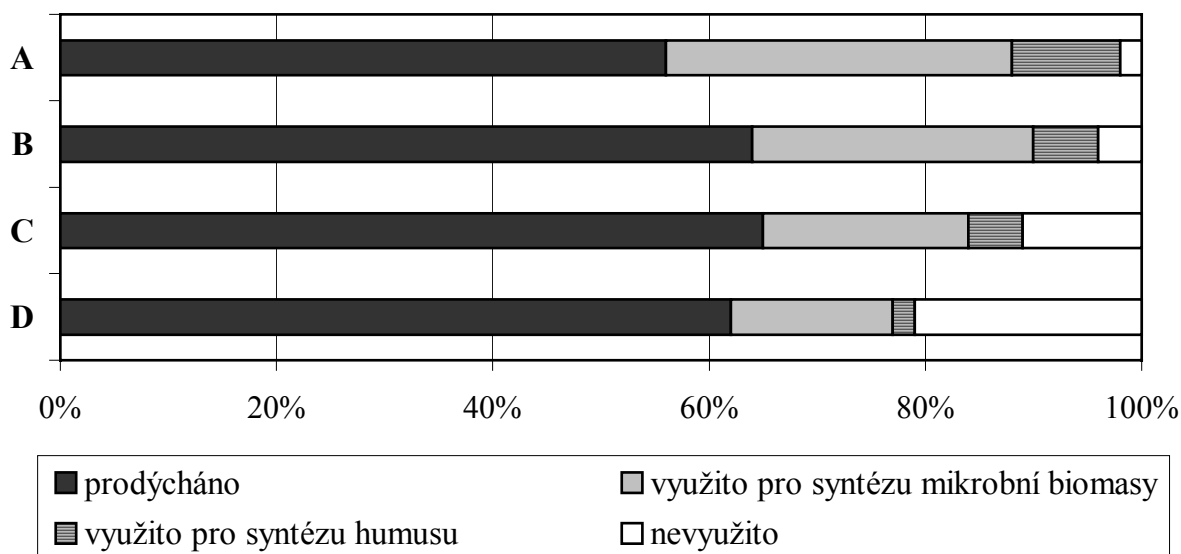
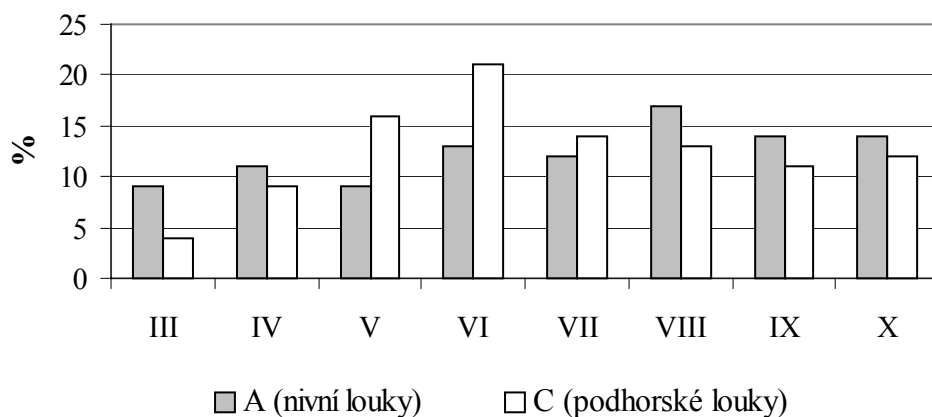
*Kordiovský, ** Marvanová, (in Tesařová,Fiala a kol.,1997)

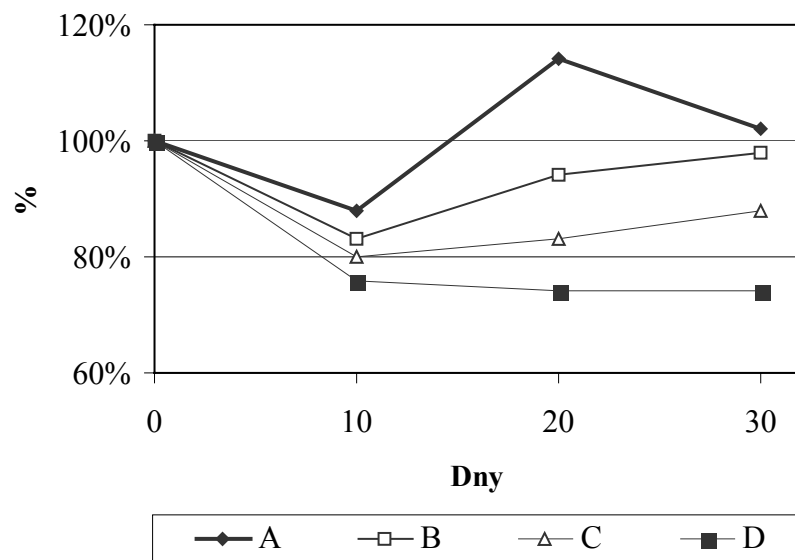
Tab.3. Struktura půdně mikrobiálních společenstev. Počty v 1 g suché půdy

Lokalita	Celulolytické mikroorganismy	Fixátoři N ₂	Sporulující bakterie
	x10 ⁵	x10 ³	x10 ⁶
A-nivní louky	69,2 ± 15,9	50,2 ± 13,7	102,6 ± 16,1
B-louky mimo nivu	51,7 ± 16,2	39,6 ± 11,6	89,7 ± 18,4
C-podhorské louky	12,3 ± 7,1	11,2 ± 5,9	50,7 ± 15,2
D-orné půdy	0,9 ± 0,7	4,9 ± 3,2	28,4 ± 8,6

Graf 1 Biomasa půdních mikroorganismů ($\mu\text{g C}_{\text{bio}}\cdot\text{g}^{-1}$ půdy)Graf 2 Výdej CO_2 půdou ($\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}$)Graf 3 Rychlost rozkladu modelové celulózy v půdě ($\text{mg}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$)

Graf 4 Efektivita využití uhlíku rostlinných zbytků půdními mikroorganismy

Graf 5 Měsíční výdej CO₂ půdou během vegetační sezóny
(výdej CO₂ za celou vegetační sezónu = 100 %)

Graf 6 Vliv přidavku As (60 mg As.kg^{-1} sušiny půdy) na výdej CO_2 půdou

MODELING OF WATER REGIME IN SOIL PROFILE MODELOVÁNÍ VODNÍHO REŽIMU V PŮDNÍM PROFILU

Svatopluk Matula, Radka Kodešová, Pavel Křivohlavý, Helena Kozáková

*Department of Soil Science and Geology, Czech University of Agriculture, Prague,
Kamýcká 129, 16521 Prague 6, e-mail: matula@af.czu.cz*

Abstrakt

V terénu byl odebrán neporušený půdní sloupec černozemě na spraši o průměru 0,3 m a výšce 0,85 m do plastového kontejneru válcového tvaru a přemístěn do laboratoře. Pro vytvoření prostorově relativně homogenního zavlažení půdního povrchu byla zkonstruována skrápěcí hlava na tvorbu závlahových kapek. Transport vody byl sledován v pěti jednotlivých vrstvách s pomocí sad tenzometrů pro měření tlakových výšek a dvojčehlových senzorů TDR pro měření vlhkostí půdy (Matula et al., 1998). Data o vlhkostech a odpovídajících tlakových výškách, měřená během experimentu poskytují informace o průběhu retenčních čar. Měřený vtok na horním okraji a měřené průběhy vlhkostí a tlakových výšek byly použity ke stanovení hydrofyzikálních vlastností půdních vrstev profilu pomocí numerického modelování inverzní úlohou simulačním modelem HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998). Neporušené a porušené půdní vzorky byly odebrány z téhož místa, jako půdní sloupec a použity pro nezávislé stanovení retenčních čar, nasycených hydraulických vodivostí a dalších fyzikálních charakteristik půdního profilu. Nasycená hydraulická vodivost byla také stanovena terénními experimenty s infiltrometrem. Hodnoty, získané experimentem na půdním sloupci jsou v rozsahu nezávisle měřených dat.

Klíčová slova: neporušený půdní sloupec, tenzometr, TDR, půdní hydrofyzikální vlastnosti, inverzní numerické modelování, optimalizační procedura

Introduction

Knowledge of soil hydraulic properties is essential for prediction of solute transport behavior, design of drainage and irrigation systems and environmental risk assessment. Such problems are often analyzed using numerical models that require reliable input data. The soil water retention, $\theta(h)$, and hydraulic conductivity, $k(\theta)$ or $k(h)$, curves (where θ is the volumetric soil water content [$L^3 L^{-3}$], h is the pressure head [L] and k is the hydraulic conductivity [$L T^{-1}$]) can be determined directly on small soil samples using the standard laboratory tests or from the field experiments. Parameter optimization is an indirect approach that makes it possible to obtain parameters describing soil water properties from transient flow data (Kool and Parker, 1987).

In this study we show results of some standard laboratory and field tests and results of the physical and numerical modeling for a large undisturbed soil column experiment. Experimental setup and measurements results are presented. Observed data are applied to determine the soil water retention curves directly and to obtain indirectly the unsaturated hydraulic properties of the soil layers by inverse numerical modeling. Resulting parameters are compared with those determined independently using the laboratory and field tests.

Material and Methods

The soil water retention and hydraulic conductivity curves were obtained from the standard laboratory and field tests, directly from the observed flow data of the soil column experiments and via inverse numerical modeling of the observed flow data. Experiments were carried out on Typic Hapludoll (US Classification).

Soil Hydraulic Properties Functions

The van Genuchten (1980) expressions for $\theta(h)$ and $k(\theta)$ curves are used in this work:

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

$$\theta_e = 1, \quad h \geq 0$$

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

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

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

Soil Characteristics from the Soil Sampling, Laboratory and Field Tests

The disturbed soil samples and small soil cores (100 cm^3) were taken from the different depths of the soil profile. The particle size distribution analysis, organic carbon, porosity, bulk and particle density were determined using standard procedures of soil physics. The saturated hydraulic conductivities, K_s , and retention curves, $\theta(h)$, were estimated from small cores using constant head permeability test and pressure plate test, respectively. K_s were also determined from in situ measurements using the pressure infiltrometer (Matula and Kozáková, 1997). The laboratory measured drying retention curves on the soil cores using pressure plate method were fitted with equation (1).

Physical Modeling on the Soil Column

A soil column (0.85-m-high by 0.3-m-diameter) was taken in a hard plastic cylinder (thickness of wall 0.08 m, length 1.0 m) at the same site as the small soil samples. The bottom of the soil column was cut flush with the plastic cylinder and placed on a sand tank with very fine silica sand. The air entry value of sand is about $h_v = -1.00$ m of water. Water has been applied directly to the soil surface from dripping head with hypodermic needles (79 needles). The water application rate was controlled by pulse pump, by the electronic pulse magnitude and frequency unit and by the needle size. (An average flux density of ≈ 0.51 to $0.0086 \text{ m day}^{-1}$ has been attained with needles Microlance 0.6-mm-diam. $\times 25 \text{ mm}$, 1 to 60-s pulse intervals).

The soil column was instrumented with two independent sets of tensiometers - 5 microtensiometers and 5 tensiometers (Soil Moisture Probe 2100F). These were installed

horizontally at several depth intervals below soil surface (-0.05, - 0.15, - 0.25, - 0.45, - 0.65 m). Hydraulic heads were measured with a pressure transducer allowing rather accurate hydraulic head gradient determinations (microtensiometers) and with a vacuum dial gauges (Soil Moisture tensiometers).

Water contents were determined with a TDR cable tester (Tektronix Model 1502B). The two-rod TDR sensors with balancing transformer (balun), 10-cm long rods were installed horizontally at the same depth intervals as the microtensiometers and tensiometers. The TDR trace was recorded and analyzed manually and automatically by a computer controlled TDR system. The second TDR Trime FM equipped with Tube Access Probe (22mm-diam.) was tested to measure water content during the redistribution only using glass-fiber access tube (23 x 21 mm, 1m length) installed vertically inside soil column. The soil column set is presented at Fig. 1. More detailed description of the soil column set was published by Matula et al. (1998).

Experiment no.: I - on the soil column was performed since February 25 till March 24, 1998. The fixed ground water level was set into the depth -165cm below soil column surface. Simulated rain with the rain intensity $0.0014867 \text{ mm s}^{-1}$ was applied on the column surface. The time of application was 17 hours and total amount of rain was equal to 90.99 mm and outflow from the column started after 6 hours from the rainfall start. The pressure heads, h , and volumetric water content, θ , were measured every hour till February 27, 1998 and then once a day, till the end of experiment in March 24, 1998. For the last 360 hours of the experiment the cover of the top of column was taken off and evaporation took a place. Balanced total amount of evaporation was 8.63 mm. Data points of the wetting and drying soil water retention curves, $\theta(h)$, were obtain by coupling the soil water content and pressure heads readings during the wetting part and during the redistribution and drying part of the experiment, respectively. In this case soil water retention curve data were not fitted with the function (1) because of insufficient information about courses of the curves for some data sets.

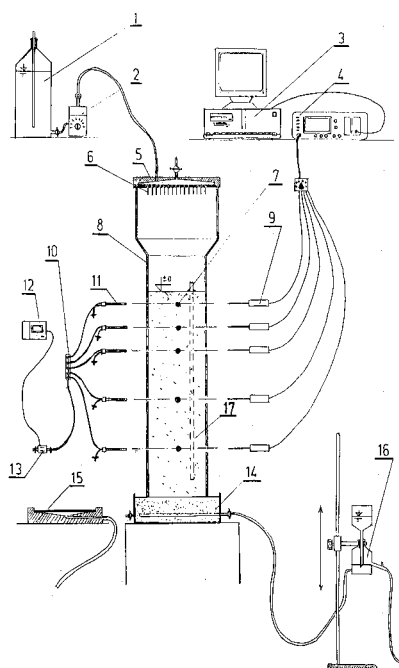


Figure 1. Experimental setup of the soil column in the laboratory and diagrammatic drawing
 1 - Water supply (Mariotte bottle), 2 - Pulse pump, 3 - Computer to control TDR, 4 - Tektronix 1502 B, 5 - Dripping head, 6 - Hypodermic needles of the dripping head, 7 - Rhizons, 8 - Hard plastic cylinder 1.28-m-high by 0.3-m-diam, 9 - Two rod TDR sensors with balancing transformer, 10 - Set of tensiometry stopcocks, 11 - Microtensiometers 6-mm-diam, 12 - Reading unit for the microtensiometers, 13 - Pressure transducer of the microtensiometers, 14 - Sand tank (silica sand), 15 - An alternative of sand tank - ceramic membrane, (not used in this case), 16 - Hanging water column with overflow, 17 - Access tube for TDR TRIME FM

Numerical Modeling of the Soil Column Experiment

Measured inflow on the top of the soil column, soil water contents at 5 depths and pressure heads at 4 depths were used to obtain the hydraulic properties, $\theta(h)$ and $k(\theta)$, of the soil layers via inverse numerical modeling. The inverse modeling technique has proved many times to be an efficient tool for determination of the soil hydraulic properties. For more details about this method see for instance Hopmans et al. (2002), Šimůnek et al. (2002a, 2002b). Flow process observed during the laboratory test can be described as a flow in a one-dimensional flow domain. Therefore the numerical code HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 1998) was applied in this study. The unknown parameters K_s , θ_r , θ_s , n , and α of (1) and (2) were obtained by numerically simulating the experiment with appropriate boundary and initial conditions and minimizing the differences between the simulated and measured flow data. The soil column (85 cm thick) with the sand layer in the sand tank (7 cm) was described as a one flow region (92 cm) divided into 6 layers: 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-50 cm, 50-85 cm and 85-92 cm. Definition of the layers is based on the profile description and by position of the tensiometers and TDR sensors. Initial conditions were given by initial measurements of the pressure heads and by position of the water level (73 cm below the bottom of the simulated soil profile). On the top of the soil profile the constant flux of 0.535 cm/hour was modeled. Only the flow data obtained during the irrigation were used for the numerical inversion to obtain parameters for the wetting soil water retention and the hydraulic conductivity curves for the first five layers (e.g. layers of the soil column). The soil water retention curve parameters of the sand tank were set at values that ensure full saturation of the layer during simulation and saturated hydraulic conductivity was set at reliable value. Those parameters are not further discussed in this study. The θ_r values for layers of the soil column were set at values obtained from the pressure plate tests that present the θ_r parameters for the drying soil hydraulic curves. Those values were used because of a lack of particular information for θ_r of the wetting curves. The θ_s values for the layers of the soil column were set at values estimated based on the observed conditions at the end of the wetting part of the experiment.

Results and Discussion

Basic data of the soil properties resulted from the soil sampling and the laboratory tests are presented in Table 1. The hydraulic parameters of the van Genuchten function (1) for the laboratory measured drying retention curves on the soil cores using the pressure plate method are listed in Table 2. The hydraulic Parameters of the van Genuchten function (1) and (2) obtained from the numerical inversion of the measured transient flow data are presented in Table 3.

Table 1. Measured saturated hydraulic conductivities and some properties of the column soil layers.

Depth	Saturated hydr. conductivity measured		Clay	Silt	Organic carbon	Porosity	Particle density	Bulk density
	in the field	in the laboratory						
cm	cm h ⁻¹		%	%	%	%	g cm ³	g cm ³
0 - 10	15.9	39.8	29	49	1.09	48.8	2.58	1.32
10 - 20	10.3	26.5	29	49	1.09	48.8	2.58	1.32
20 - 30	21.6	0.013	28	52	1.02	37.2	2.58	1.62
30 - 40	4.3	1.5	32	48	1.80	40.0	2.62	1.57
40 - 50	12.0	0.015	31	44	1.70	37.1	2.64	1.66
50 - 60	6.2	3.8	29	50	1.50	36.8	2.58	1.63
60 - 70	10.6	6.2	31	51	1.40	35.9	2.59	1.66
70 - 80	4.2	1.2	31	50	1.39	33.7	2.58	1.66

Table 2. Parameters of the van Genuchten functions obtained for the soil water retention curves from the pressure plate test.

Layers	<i>Hydraulic Parameters</i>			
	α	n	θ_r	θ_s
cm	cm ⁻¹	-	cm ³ cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³
0 – 10 (5 cm)	0.022	1.095	0	0.386
10 – 20 (15 cm)	0.030	1.262	0.171	0.455
20 – 30 (25 cm)	0.014	1.155	0.119	0.399
30 – 50 (45 cm)	0.023	1.095	0	0.387
50 – 85 (65 cm)	0.020	1.092	0	0.408

Table 3. Parameters of the van Genuchten functions obtained for the soil water retention and hydraulic conductivity curves from the numerical inversion of flow data.

Layers	<i>Hydraulic Parameters</i>				
	α	n	θ_r	θ_s	K_s
cm	cm ⁻¹	-	cm ³ cm ⁻³	cm ³ cm ⁻³	cm/hour
0 – 10	0.036	1.14	0	0.382	8.44
10 – 20	0.020	1.20	0.171	0.396	8.83
20 – 30	0.017	1.16	0.119	0.370	11.7
30 – 50	0.008	1.08	0	0.382	11.5
50 – 85	0.005	1.05	0	0.350	9.72

Measured data points of the soil water retention curves obtained using the pressure plate test and determined by coupling the soil water contents and pressure heads during the soil column experiment at depths 5, 15, 25 and 45 cm are shown in Fig. 2. The resulting shapes of the soil water retention curves from the numerical inversion are presented in Fig. 2 as well. Since the pressure heads at depth 65 cm were not measure during the analyzed

experiment, only the curves from the pressure plate test and numerical inversion were obtained for that level. Those curves are described here by parameters in Tables 2 and 3.

The wetting soil water retention curves obtained using the numerical inversions follow well data points of the wetting curve obtained from the soil column experiment. The drying soil water retention curves from the soil column experiment slightly differ from the wetting curves from the soil column experiment demonstrating hysteresis effect (depths 5 and 25 cm). There are obvious differences between the drying retention curves from the laboratory pressure plate tests and those obtained from the soil column experiment directly or via numerical inversion. Such variability may be due to the variability of the soil properties, specimen size and inherent differences in the test methods. In all cases the θ_s values estimated from the soil column test are lower than those obtained from the pressure plate tests. This may also be due to the hysteresis effect. Variability of the soil hydraulic properties obtained using different methods is discussed for instance by Gribb et al. (2003). Interestingly the optimized parameters n (wetting) are close to the n values from the pressure plate tests (drying). There is not obvious relationship between the α parameters. However this was not expected since the different values of θ_s were used. The optimized saturated hydraulic conductivities from the numerical inversion are in the range of data measured in the laboratory and in the field. The optimized values seem to be closer to the field K_s values. This corresponds to scales of the performed tests.

Conclusions

The rainfall infiltration in the soil profile was simulated on the undisturbed soil column. Water flow in the soil profile was observed during the infiltration period and during the following redistribution and evaporation period using the tensiometers and TDR sensors at five depths. The measured inflow on the top of the soil column, soil water contents and related pressure heads were used to obtain hydraulic properties of the soil layers. The parameters of the soil hydraulic properties were obtained via inverse numerical modeling of the transient flow data obtained during the experiment. The optimized and independently measured values are satisfactorily similar.

References

1. Gribb, M.M., R. Kodešová and S. E. Ordway (2003): Comparison of soil hydraulic property measurement methods, J. Geotech. Geoenviron. Eng., submitted.
2. Hopmans J.W., J. Šimůnek, N. Romano and W. Durner (2002): Inverse methods, in Methods of Soil Analysis, SSSA, Madison, Wisconsin, 963-1008.
3. Matula, S., H. Kozáková (1997): A Simple Pressure Infiltrometer for Determination of Soil Hydraulic Properties by in situ Infiltration Measurements. Rostlinná výroba/Plant Product. J. 43,(9), 405 – 413.
4. Matula S. C. Dirksen, H. Kozáková, P. Křivohlavý (1998): Observation and simulation of water transport in the undisturbed soil column under different flow conditions. In: proceeding of Intern. Conference Flow and Deformation in Biology, Prague, Sept. 1998, page 41 – 46.
5. Šimůnek, J., M. Šejna, and M. Th. van Genuchten (1998c): The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat and multiple solutes in variably-saturated media. Versiopl 2.0. IGWMC-TPS-53. International Ground Water Modeling Center, Colorado. School of Mines, Golden, CO.
6. Šimůnek J. and J.W Hopmans (2002a): Parameter optimization and nonlinear fitting, in Methods of Soil Analysis, SSSA, Madison, Wisconsin, 139-158.
7. Šimůnek J., M.T.van Genuchten, D. Jacques, J.W Hopmans, M. Inoue and M. Flury (2002b): Solute transport during variably saturated flow – inverse modeling, in Methods of Soil Analysis, SSSA, Madison, Wisconsin, 139-158.
8. van Genuchten, M. Th. (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. Soil Sci. Soc. Am. J., 892-898.

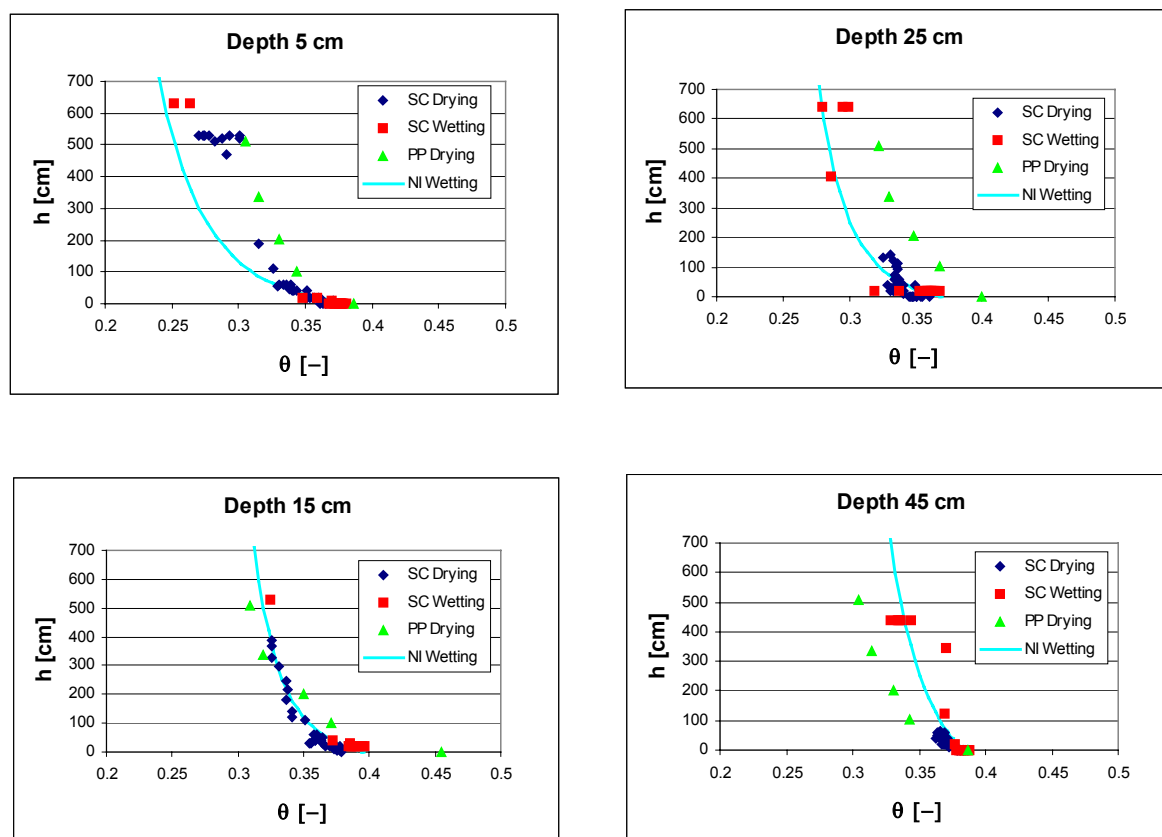


Figure 2. Soil water retention curves at depths 5, 15, 25 and 45 cm determined by coupling the corresponding soil water content and pressure head data from the soil column experiment (SC), from the pressure plate test (PP) and from the numerical inversion of observed flow data (NI).

SÚ PEDOGENETICKÉ KONCEPCIE PREŽITKOM?

Juraj Hraško

1. Pôda a jej miesto v krajine

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

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

Ak sa však pozrieme na vývoj svetového poľnohospodárstva zistíme, že je preň nie je typické obnovovanie, ale skôr oslabenie pozornosti o obnovovanie pôdnej úrodnosti v takom zmysle, v akom si ho predstavovali poľnohospodárski odborníci v minulosti. Intenzívne poľnohospodárstvo je všade na svete založené na špecializácii a koncentrácii výroby, na používaní vysokých dávok hnojív a pesticidov, a na vysokom nasadení mechanizácie pri nízkom podiele ručnej práce. Nárast kapitálu a teda aj zisk poľnohospodára sa stal viac závislý od rýchlosti amortizácie vložených investícií, ako od regeneračných cyklov prirodzenej produkčnej schopnosti pôdy. Preto aj v podmienkach súkromného vlastníctva pôdy a pri hospodárení na rodinných farmách existuje oslabenie pozornosti k zachovaniu biologicky vyváženého hospodárenia na pôde s akcentom na obnovovanie či zvyšovanie pôdnej úrodnosti. Propagovanie biologických foriem hospodárenia zo strany ekonomov Európskej únie neznamena snahu o návrat k sústavám zabezpečujúcim prirodzené obnovovanie pôdnej úrodnosti, ale snahu o zníženie poľnohospodárskej produkcie v štátoch Európskej únie.

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

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

Chcel by som aj na tomto príklade podčiarknuť, že v princípe nie je žiadny rozdiel v tom, aké rastlinné spoločenstvo púta slnečnú energiu, ktorá sa takto vo forme humusu v pôde akumuluje. Pre ľudí a zvieratá, ktorí sa živia produktami ktoré rastú na pôde, sú

však zaujímavé predovšetkým tie, ktoré slúžia ako potraviny pre ľudí, alebo krmoviny pre zvieratá.

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

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

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

2. Je pôda samostatný prírodný útvar?

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

Revolučné nazeranie na pôdu formuloval koncom 19. storočia ruský geológ V.V. Dokučajev, ktorý definoval pôdu ako **samostatný prírodno – historický útvar**, ktorý vznikol v dôsledku zložitého komplexného pôsobenia vonkajších (exogénnych) činiteľov, ako sú klimatické pomery, biota chápaná ako celý komplex rastlinných i živočíšnych organizmov, vrátane mikroorganizmov, na materskú horninu (endogénny činiteľ) v podmienkach určitého reliéfu a v priebehu určitého času, ktorý Dokučajev nazýval vekom pôdy. Pri neskorších výskumoch sa ukázal popri makroklimatických pomeroch ako významný lokálny činiteľ pre formovanie pôd aj vplyv vyšších hladín podzemných vôd a neskôr aj ľudský činiteľ, ktorý najskôr odnosom vyprodukovanej rastlinnej hmoty a neskôr vnášaním rôznych organických i minerálnych látok do pôdy, podstatne zasahoval do pôdnych procesov i vlastností, najmä na poľnohospodársky využívaných pôdach. Takto z pôvodných piatich faktorov, formulovaných Dokučajevom pre tvorbu „prírodných pôd“, sa všeobecne priznávalo celkove sedem, pričom reliéf a čas sa nepovažovali za faktory, ale za podmienky, v ktorých a počas ktorých prebieha pôdotvorný proces.

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

pedofyziky. Pseudovedecké zdôvodňovanie obsahového rozdielu termínov pedogeografia a geografia pôd som považoval a považujem za nenáležité.

3. Quo vadis pedológia?

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

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

horizontami pôd, ale boli premiestnené a premiešané či už vplyvom prírodných procesov, alebo aj technogénnym transportom.

4. Nové úlohy vo výskume pedogenetických procesov.

Pedogenetický (pôdotvorný) proces je výsledkom zložitej interakcie a pôsobenia vonkajších činiteľov na horninu, ktorá je takto pôdotvorným substrátom. Nový, biotou neoživený substrát tvorí iniciálne štádium pre vznik pôdy, a v časovej dimenzii sa nachádza v bode 0. Fyzikálne a iniciálne chemické vlastnosti sú dané mineralogickým a zrnitosťným zložením substrátu. Začiatok tvorby pôdy je daný momentom osídlenia takéhoto substrátu rastlinstvom, pričom opakovane zdôrazňujem, že z principiálneho hľadiska pre začiatok pôdotvorného procesu nie je rozhodujúce akým.

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

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

5. Záver

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

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

Štúdium pedogenézy sa musí orientovať najmenej na tieto dva smery

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

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

Literatúra:

1. ARNOLD R.W., SZABOLCS I., TARGULJAN V.O. (Editors), 1990: Global Soil Change, IIASA, Laxenburg 110 pp.
2. BEDRNA Z., 1955: Príspevok ku klasifikácii a mapovaniu pôd pozmenených antropogénnou činnosťou, Geogr. čas., 47/2, s. 119 - 129, Bratislava
3. BLUME H.P., 1988: Zur Klasifikation der Böden städtischen Verdichtungsräume. Mitt. der DBG 56: 323-326
4. BRINKMAN R., 1990: Resilience against climate change In: Soils on a Warmer Earth, Elsevier, Amsterdam
5. BURGHARDT W., 1995: Zur Gliederung von Stadtböden und ihrer Substrate. Mitt. der DBG 76, 997 - 1000
6. DOKUČAEV V.V., 1951: Selected works, Publ. House of the USSR Academy of Sciences, Moscow (in Russian)
7. ESWARAN H., 1994: Soil Resilience and Sustainable Land Management in the Context of AGENDA 21, In: Soil Resilience and Sustainable Land Use, CAB International, UK
8. FAO/UNESCO 1988 : Soil map of the World. Revised Legend. World Soil Resources Report, 60 Rome
9. HRAŠKO J., 1983 : Princípy hodnotenia pôd, Zb. PÔDA, VUPVR Bratislava
10. HRAŠKO J., 1986: The theoretical Problems of Classification and Evalution of Soils. Pochvovedenie 12, pp. 37-43 (in russian, resumé english)
11. HRAŠKO J., BEDRNA Z., 1988: Aplikované pôdoznanectvo, str. 468, Vyd. Príroda, Bratislava
12. HRAŠKO J. et al., 1991: Morfogenetický klasifikačný systém pôd ČSFR, 2 vydanie, VÚPU Bratislava
13. HRAŠKO J., 1990: Pedosphere Anthropisation and its typological Consequences. Sci. Revue Pôda 2, pp. 100-106, VÚPÚ Bratislava
14. HRAŠKO J., 1995: New Tasks and Perspectives in Soil Survey, Soil Fertility Research Institute Proceedings 19/I, pp. 17 - 24
15. ROSANOV B.G., 1977: Soil Cover of the Earth. Publ. House of the Moscow University, Moscow
16. SPAARGAREN O.C.(editor), 1994: World Reference Base for Soil Resources, Draft, Wageningen/Rome
17. SOBOCKÁ J., 1997 : Návrh klasifikácie antropických pôd pre MKSP, Rukopis (Seminár "Pôda v súčasných environmentálnych podmienkach", Zvolen)
18. SZABOLCS I., 1986: Agronomical and Ecological Impact of Irrigation on Soil and Water Salinity. Adv. Soil Sci., Vol. 4., Springer, New York
19. SZABOLCS I., 1994: The Concept of Soil Resilience In: Soil Resilience and Sustainable Land Use, CAB International, UK
20. TARGULJAN V.O. et al., 1979: Soil as a Component of Natural Ecosystems and the Study of its History. Biosphere Reserves Symp. Proc., Moscow
21. VERNADSKIJ V.I., 1965: Chemical composition of biosphere. Nauka, Moscow, (in Russian).

ČÁST II.
PLAKÁTOVÁ SDĚLENÍ

PROBLÉM PŮD NIVNÍCH OBLASTÍ PŘI POUŽITÍ MODERNÍCH PEDOMETRICKÝCH METOD

Vít Penížek, Luboš Borůvka

*Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita, 165 21 Praha 6 – Suchbátka;
E-mail: Penizek@af.czu.cz, Boruvka@af.czu.cz*

Vlastnosti půd nivních oblastí, představovaných především půdními typy fluvizem a glej, se vzhledem ke svému vývoji obvykle liší od okolních – zonálních – půd. Navíc vykazují i samy značnou proměnlivost v závislosti na poloze na vodním toku, na vzdálenosti od něho, na typu uloženin, na výšce hladiny podzemní vody apod. Při pedologických průzkumech jim proto bývá věnována zvýšená pozornost. Hustota sond na těchto půdách je také obvykle vyšší. Tyto skutečnosti ale představují problém při aplikaci geostatistických a dalších pedometrických metod, které jsou většinou založeny na předpokladu náhodného umístění sond a na prostorové podobnosti půdních vlastností z blízkých lokalit. Ani jeden z těchto předpokladů není u fluvizemí a hydromorfních půd například v údajích Komplexního průzkumu zemědělských půd (KPP) zcela splněn (Němeček et al., 1967). Podíl sond na těchto půdách je zpravidla vyšší, než jaký je podíl těchto půd z celého půdního fondu, jak vyplývá ze zařazení území širokých niv a říčních teras s velmi složitými půdně litologickými poměry do III. kategorie složitosti s nejvyšší hustotou sondážní sítě. Jedním z požadavků na výběr lokalit byla navíc potřeba řešení zařazení sporných případů. Cílem tohoto příspěvku je ukázat na příkladu okresu Tábor problémy související s půdami nivních oblastí při aplikaci pedometrických metod na údaje KPP a nastínit některé možné cesty jejich řešení.

Materiál a metody

Bylo analyzováno prostorové rozložení vybraných základních půdních charakteristik lokalizovaných výběrových sond KPP okresu Tábor (Němeček et al., 1964). Označení půdních jednotek bylo převedeno do taxonomické klasifikace (Němeček et al., 2001).

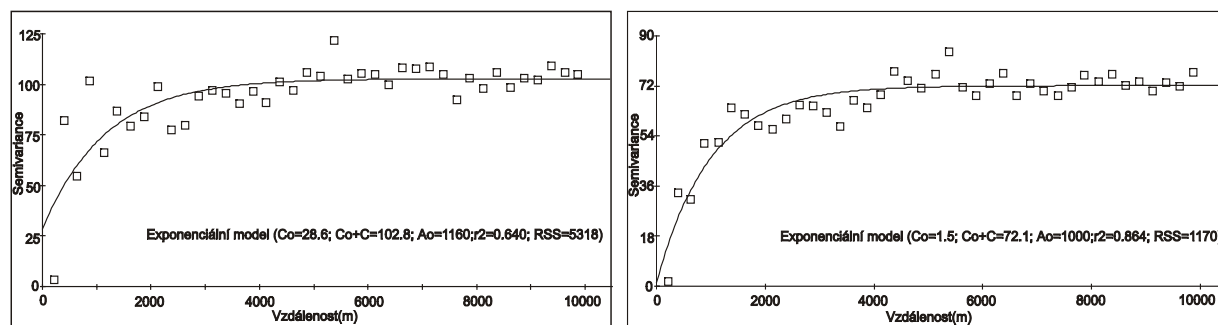
Prostorová závislost základních půdních charakteristik byla posuzována pomocí variogramů.

Dále byla použita spojitá prostorová klasifikace metodou *fuzzy k-means with extragrades* (McBratney, de Grujter, 1992) provedená pomocí programu FuzME (Minasny, McBratney, 2002). Protože použití základních půdních charakteristik pro klasifikaci neposkytló žádoucí přiblížení k tradiční klasifikaci, bylo použito semikvantitativních hodnot přiřazených každému půdnímu profilu na základě projevů půdotvorných procesů a diagnostických znaků (Borůvka et al., 2002). Byly hodnoceny procesy illimerizace, oglejení, kambický proces a glejový proces, a dále fluvické znaky. Jednotlivým profilům byla přiřazena hodnota 0 (žádný projev), 1 (slabý projev), 2 (projev na úrovni subtypu, u illimerizace půdní typ hnědozem), 3 (projev na úrovni půdního typu, u illimerizace HNI) nebo 4 (extrémní projev, např. KAd, v případě illimerizace půdní typ luvizem).

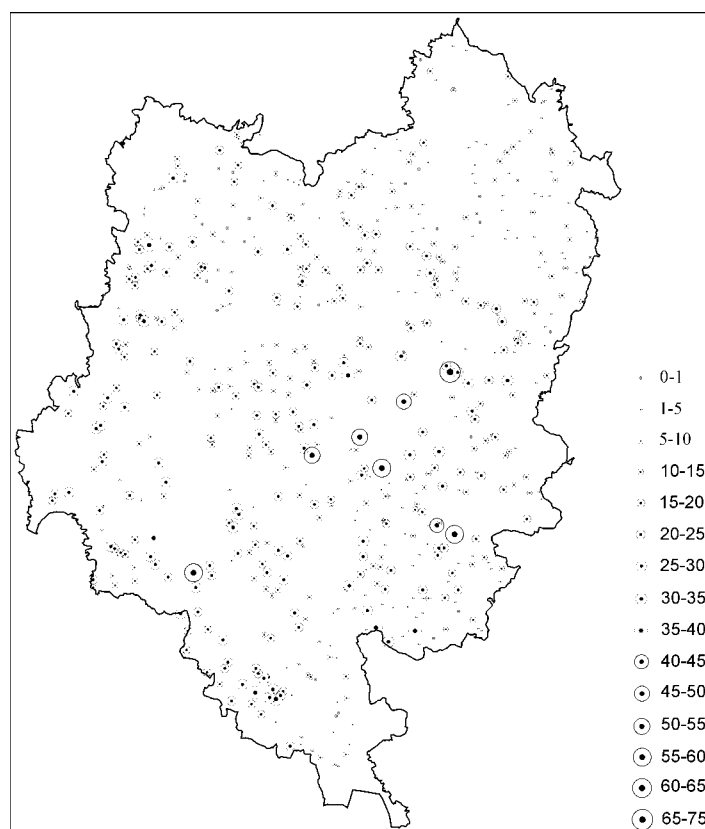
Výsledky a diskuse

Variogramy půdních charakteristik vytvořené z údajů všech digitalizovaných výběrových sond okresu Tábor (více než 600) ukázaly vysoký podíl zbytkového, tzn. alespoň zdánlivě prostorově nezávislého rozptylu (Penížek, 2002; Obr. 1a). To by naznačovalo malou

prostorovou závislost půdních charakteristik. Při podrobnějším zkoumání je ale patrný vliv skutečnosti, že vymezení odběrových lokalit nebylo náhodné. V řadě případů tak právě dvě nejbližší sondy vykázaly velice odlišné vlastnosti (Obr. 2), což se muselo projevit na velikosti zbytkového rozptylu. Proto byly v těchto případech ze souboru vyjmuty sondy, jejichž vlastnosti výrazně liší od vlastností okolních sond. Ve většině případů se jednalo o fluvizemě a hydromorfně ovlivněné půdy, tedy do značné míry právě půdy niv. Variogramy vytvořené z takto vytvořených souborů vykázaly mnohem lepší parametry s nižším podílem zbytkového rozptylu (Obr. 1b).

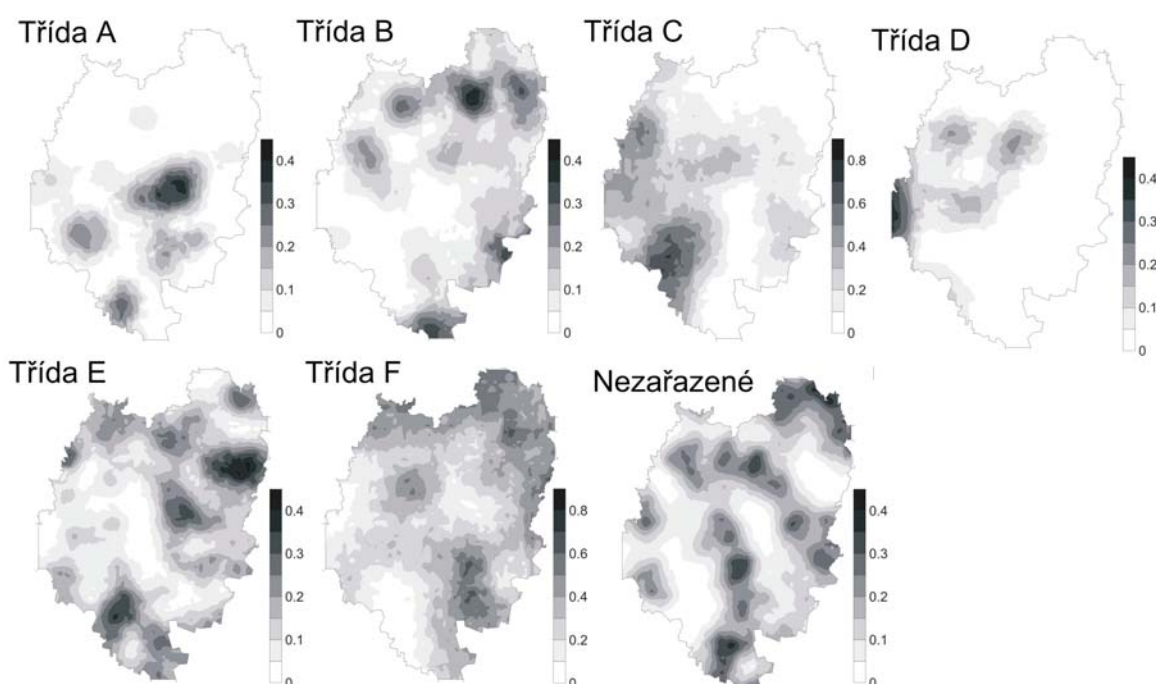


Obr. 1. Variogram obsahu jílu v hloubce 60 cm vypočtený z údajů všech digitalizovaných výběrových sond okresu Tábor (a) a po vyloučení lokálních extrémů (b); je patrné snížení podílu zbytkového rozptylu (C_0) z celkového prahu (C_0+C).



Obr. 2. Mapa rozložení hodnot obsahu jílu v hloubce 60 cm (%) u jednotlivých sond; jsou zde jasně patrné lokální extrémů lišící se od okolních sond.

Spojitou prostorovou klasifikací 605 sond okresu Tábor bylo vytvořeno 6 tříd, 90 sond zůstalo nezařazeno (Borůvka et al., 2002). Většina pseudoglejí byla zařazena do třídy A (32 ze 36), kambizemě byly zařazeny nejvíce do třídy B (100 z 308, nejvíce KAl) a F (179, všechny KAm). Luvizemě oglejené se zařadily do třídy C (103), třída D zahrnuje většinu hnědozemí (16 z 24) a 3 LUg'. Gleje s výjimkou glejí histických se zařadily do třídy E. Mezi nezařazené se dostaly gleje histické (5), luvizemě modální (27), zbytek hnědozemí (8), kambizemí (29) a pseudoglejí (4), a dále všechny regozemě (3) a fluvizemě (14). Jak je patrné z krigingové mapy hodnot příslušnosti do jednotlivých tříd (Obr. 3), rozmístění nezařazených lokalit do značné míry kopíruje rozložení níže položených nivních oblastí. Tato skutečnost spolu s tím, že mezi nezařazené patří všechny fluvizemě, potvrzuje problematičnost půd nivních oblastí při zpracování pedologických dat pedometrickými metodami.



Obr. 3. Krigingové mapy příslušnosti jednotlivých lokalit okresu Tábor do 6 tříd vypočtených metodou *fuzzy k-means with extragrades* na základě intenzity projevů hlavních půdotvorných procesů a diagnostických znaků.

Shrnutí a závěry

Výsledky potvrdily, že fluvizemě a další azonální půdy vyskytující se podél vodních toků (zejména gleje) představují problematickou skupinu půd z hlediska zpracování výsledků pedologického průzkumu pedometrickými metodami. Tyto půdy se obvykle liší od okolních půd a omezují možnosti geostatistické interpolace. Při vyloučení údajů těchto půd ze souborů dat byla zjištěna výraznější prostorová závislost půdních charakteristik, což zlepšuje možnosti interpolace i prostorové klasifikace. Půdy nivních oblastí by proto měly být zpracovávány odděleně. Jednou z možností pro vymezení těchto oblastí může být digitální model terénu (Přidal, 2002).

Poděkování

Tento příspěvek byl podpořen grantem GAČR číslo 526/02/1516. Údaje KPP byly poskytnuty VÚMOP Praha.

Citace

1. Borůvka, L., Kozák, J., Němeček, J., Penížek, V. (2002): New approaches to the exploitation of former soil survey data. Paper No. 1692. 17th Congress of Soil Science, Bangkok: 9 s.
2. Dobos, E., Micheli, E., Baumgardner, M.F., Biehl, L., Helt, T. (2000): Use of combined digital elevation model and satellite radiometric data for regional soil mapping. *Geoderma* 97: 367-391.
3. McBratney, A.B., de Gruijter, J.J.A. (1992): A continuum approach to soil classification by modified fuzzy k-means with extragrades. *J. Soil Sci.* 43: 159-175.
4. Minasny, B., McBratney, A.B. (2002). FuzME version 3.0, Australian Centre for Precision Agriculture, The University of Sydney, Australia. (<http://www.usyd.edu.au/su/agric/acpa>). Němeček, J. et al. (1964): Komplexní průzkum půd ČSSR. Průvodní zpráva KPP okresu Tábor. Expediční skupina pro průzkum půd Praha: 105 s.
5. Němeček, J. et al. (1967): Průzkum zemědělských půd ČSSR. 1. díl. MZVŽ Praha: 246 s.
6. Němeček, J. et al. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha: 78 s.
7. Penížek, V. (2002): Aplikace vybraných metod GIS a geostatistiky na půdní poměry okresu Tábor. Diplomová práce. ČZU Praha.
8. Přidal, M. (2002): Posouzení půdních poměrů okresu Sokolov s využitím GIS. Diplomová práce. ČZU Praha.
9. Robertson, G.P. (2000): GS+: Geostatistics for the Environmental Sciences. Gamma Design Software, Plainwell, Michigan, USA.

ATTEMPTING CHARACTERIZATION OF DYJE-MORAVA FLOODPLAIN SOILS USING IMAGING SPECTROSCOPY

Sanjay Tewari, Jiří Kulhavý

MZLU Brno; Ústav ekologie lesa

Introduction

River floodplains have attracted increasing attention by geomorphologists, hydrologists and sedimentologists in recent years. This interest reflects at least in part, the ecological significance of floodplains with in the landscape their role as a buffer between the river and the surrounding land and also a growing awareness of their potential significance as sinks for river-borne sediments and associated nutrients and contaminants. Because of their dynamic nature, sediments deposited in the river floodplains may be reworked in the future and may thus constitute a problem for future river management (Leenaers and Schouten, 1989). In considering the geomorphologic evolution of the floodplains and their role as sediment source and sinks, attention is commonly directed either to the coarse channel deposits and the interaction between channel migration and floodplain construction and destruction (Wolman and Leopold, 1957) or to the fine overbank deposits which mantle large areas of most floodplains and result in the vertical accretion of the floodplain surface. For many lowland river floodplains, particularly those where channelization and river training works limits or prevent channel migration, the overbank deposition of fine sediment will represent the dominant component of floodplain evolution.

Upland and riparian soils are derived from different parent material due chiefly to the influence of water on riparian soils. While the parent material of upland soils is generally the rock that underlies the site, the mineral component of riparian soils originates as stream-deposited sediment. Thus, riparian soils are potentially more heterogeneous in mineral character than their upland counterparts. Periodic sediment deposition to riparian areas by streams during floods is accompanied by the flushing of organic litter from riparian sites by water. This increases the heterogeneity of riparian soils by producing a bare soil surface in some areas. This phenomenon also increases plant diversity in riparian zones by creating hospitable microenvironments for the seeds of species that require a bare soil surface for germination (Bilby, 1988). In addition to the redistribution of organic matter in riparian zones, the aquatic system further influences soil organic matter by increasing soil moisture. Riparian zones possess high levels of soil moisture due to both the presence of water in the stream and to the movement of groundwater into the rooting zone of riparian vegetation (Bilby, 1988). Fluctuations in groundwater levels that influence the nature and extent of plant production and microbial activity are responsible for much of the variation in riparian zone soil, plant, and microbial properties. For example, as the water table approaches the surface and soils become more anaerobic, soil organic matter and denitrifier populations increase (Groffman et al., 1992). Wetter soil conditions also promote higher rates of decomposition where organic matter is present (Bilby, 1988). On the other hand, high standing water tables may retard decomposition in some regions of the riparian zone if anaerobic conditions are present. (Mikkelsen and Veshtoh, 2000)

Against this background, there is a need for information concerning the spatial mineralogical, moisture and organic matter variability of overbank floodplain deposits.

Imaging Spectroscopy is the study of light as a function of wavelength that has been emitted, reflected or scattered from a solid, liquid, or gas. Today, spectrometers are in use in the laboratory, in the field, in aircraft (looking both down at the Earth, and up into space), and on satellites. Reflectance and emittance spectroscopy of natural surfaces are sensitive to specific chemical bonds in materials, whether solid, liquid or gas. Spectroscopy has the advantage of being sensitive to both crystalline and amorphous materials, unlike some diagnostic methods, like X-ray diffraction. Spectroscopy's other main advantage is that it can be used for close (e.g. in the laboratory) to far away (e.g. to look down on the Earth, or up at other planets). Spectroscopy's historical disadvantage is that it is too sensitive to small changes in the chemistry and/or structure of a material. The variations in material composition often cause shifts in the position and shape of absorption bands in the spectrum. Thus, with the vast variety of chemistry typically encountered in the real world, spectral signatures can be quite complex and sometimes unintelligible. However, that is now changing with increased knowledge of the natural variation in spectral features and the causes of the shifts. As a result, the previous disadvantage is turning into a huge advantage, allowing us to probe ever more detail about the chemistry of our natural environment.

Methodology

Sample Collection

To detect the changes in Soil top layer due to flood cessation, we selected two areas. The first one was the area of Lednice (Sample no. 1) which, before 1970, was yearly inundated during the spring and often also summer periods by overflows of the Dyje River and its tributaries. After the most extensive water-management measures in 1960-1980, when river damming and reservoir construction was carried out, floods were eliminated from this region. The other area was of Pohansko (Sample no. 2) This area has no effect of water management and is still being flooded in a natural way. Soils in both localities are of the Fluvisol character. Soil samples for analysis were collected on May 23rd 2002, in plastic bags in each of the localities, from a depth of 0–2 cm. Marked terrain depressions were eliminated from the sampling.

Visible and Near Infrared (VIS-NIR) Spectroscopy

All the four soil samples were studied by visible and near infrared (VIS-NIR) spectroscopy using an Analytical Spectral Devices (ASD) FieldSpec FR spectroradiometer with a 350-2500 nm (28571-4000 cm⁻¹) spectral range and a 1.4 nm (350-1050 nm) to 2 nm (1050-2500 nm) sampling interval. Spectral resolution is 3 nm at 700 nm and 10 nm at 1400 nm and 2500 nm. A Spectralon® white reference was used for all measurements and spectra were collected in reflectance relative to this standard. Individual spectra were collected from unaltered soil samples by loading the material into sample holders that are fitted with sapphire windows transparent to electromagnetic radiation in the wavelength range of interest. The samples were illuminated by an ASD high intensity contact probe with an approximate field of view of 0.5 cm.

Measurements were collected first on unaltered samples. It was noted that all samples were moist; therefore all samples were heated in an oven at 60 degrees celsius for 24 hours. The samples were removed from the oven, gently disaggregated using a mortar and pestle, and additional spectra were collected using the same procedure as above.

On spectral analysis of the above four samples it was found that the absorption features of many identified minerals were overlapped by the features of organic matter. This was because of the high presence of organic matter in the samples. Hence to get a better and

clearer understanding of the soil mineralogy, effect of organic matter on the soil spectra, and over all effect of flood elimination on the top soil layer the first two samples, i.e., Lednice and Pohansko were further treated to remove the organic matter. The samples were wet sieved in deionized water using the following sieve sizes: 35 mesh (500 microns), 48 mesh (300 microns), 100 mesh (150 microns), 200 mesh (75 microns), and 400 mesh (38 microns). All material below 400 mesh was captured in a glass beaker and allowed to settle by gravitation. The beaker was placed in an oven at 60 degrees C and the remaining water was allowed to evaporate.

VIS-NIR spectra of the treated samples were again collected using the above mentioned method.

Data Analysis

A software program known as Integrated Data Management Module (IDMM) was developed at the University of New Hampshire and used for the analysis of the ASD FR Radiometer data. This program divides each spectral curve into a series of, smaller more workable spectral regions. From each spectral curve different reflectance, derivative and wavelength parameters were extracted. These include features such as simulated Landsat Thematic Mapper (TM) band reflectances and various based index values.

VIS-NIR Spectra Analysis

The acquired spectrums of the samples were analysed to get information on soil mineralogy, grain size, moisture content and organic matter in accordance with established laws of imaging spectroscopy, that are the result of extensive research by several spectroscopist. The various online spectral libraries, specially USGS Digital Spectral Library, and spectral library of NASA ASTER, Jet Propulsion Laboratory, USA, were consulted in order to make a conclusion about the soil constituents and particle size.

XRD Analysis

As imaging spectroscopy is still a developing technique, the silt fraction ($<38\text{ }\mu\text{m}$) of these two samples (Lednice and Pohansko) were further probed using a Scintag X-ray diffractometer, to confirm results obtained by imaging spectroscopy. XRD data were collected using a Scintag X-ray diffractometer with $\text{CuK}\alpha$ radiation, analyzing from 5 to 65 degrees two-theta in 0.02 degree increments.

Results and Discussion

Soil spectroscopy

Initial analysis of the unaltered samples revealed the high moisture contents in all the four samples (Figure 2.1), therefore, all samples were heated in an oven at 60 degrees Celsius for 24 hours. The samples were removed from the oven, gently disaggregated using a mortar and pestle, and additional spectra were collected using the same procedure as above. The spectra of the samples treated in this way are given in Figure 2.

All untreated soil samples

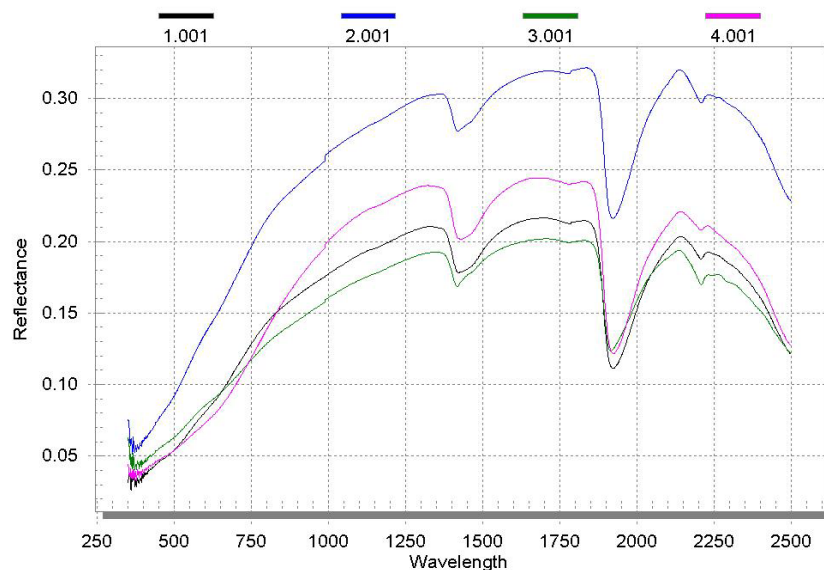


Figure 1 Spectra of all four untreated samples.

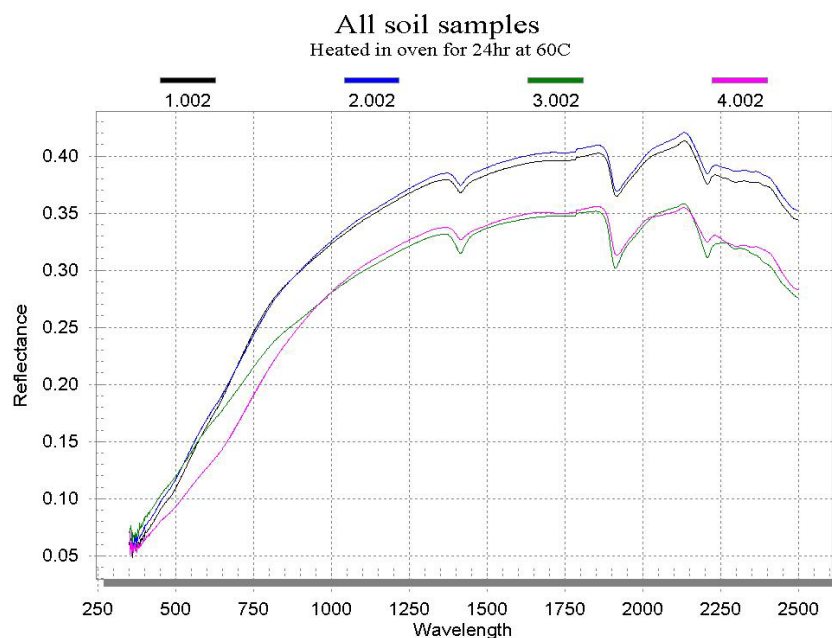


Figure 2 Spectra of all the four samples after heating at 60 degree Celsius in oven for 24 hours

Soil sample 1 (Lednice uninundated area, Top layer 0-2 cm)

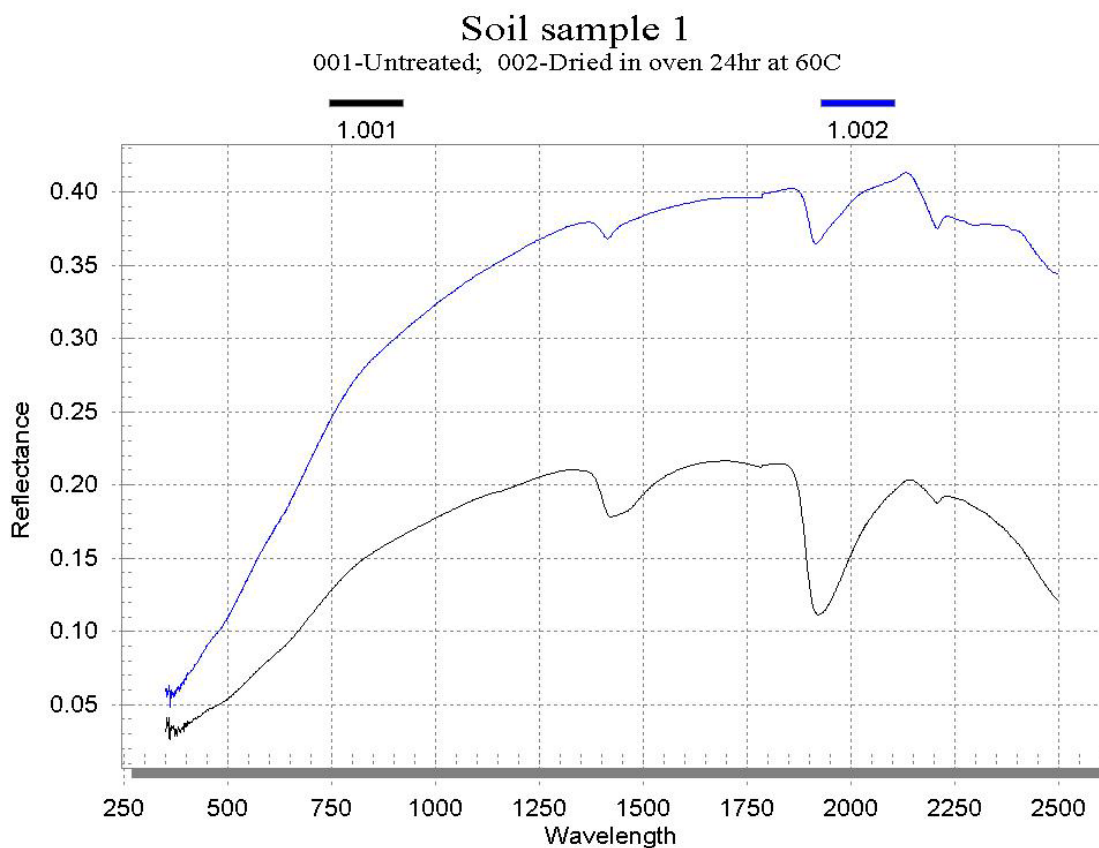


Figure 3

The absorption features and their corresponding integrated areas for this sample are listed in Table 1. The features at 1413, 1915, and especially 2207nm indicate that a clay mineral is present in the sample. This is interpreted as smectite, given the generally simple form of the absorption feature at 2207nm and the water content that remains even after heating at 60°C for 24 hours. Typically the feature at 2299nm would be interpreted as the Fe-smectite nontronite in mineral samples, but the overlapping features of organic matter near 2288 nm may overlap here. The areas of the peaks at longer wavelengths are extremely small.

Centre X	Left X	Right X	Area	ID
1413	1367	1550	0.9631	OH, H ₂ O
1683	1678	1704	0.0015	organic
1733	1713	1741	0.0026	organic
1749	1741	1759	0.0009	organic
1915	1857	2133	4.4702	H ₂ O
2207	2133	2232	0.6536	Al-OH
2299	2268	2324	0.0725	Fe-OH, organic
2348	2324	2362	0.0135	organic
2386	2373	2403	0.0102	Fe, Mg-OH

Table 1 Absorption features and their corresponding integrated areas of non-inundated soil (Lednice site)

Soil Sample 2 (Pohansko Regularly Flooded Area, Top Layer 0-2cm)

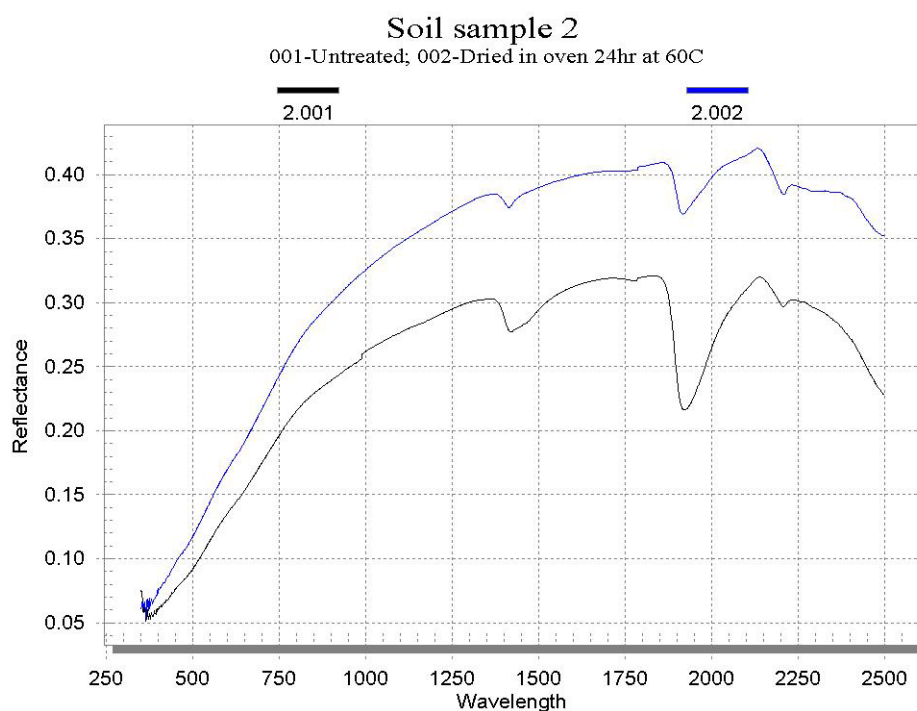


Figure 4

The absorption features and their corresponding integrated areas are listed in Table 2. Again, the features at 1413, 1915, and especially 2207nm indicate that a clay mineral is present in the sample. This is interpreted as smectite, given the simple form of the absorption feature at 2207nm and the water content that remains even after heating at 60°C for 24 hours. Typically the feature at 2299nm would be interpreted as the Fe-smectite

nontronite in mineral samples, but the overlapping features of organic matter near 2288 nm may overlap here. This sample is almost identical to sample 1, with the exception that a greater number of weak absorption features due to organic matter are present.

Centre X	Left X	Right X	Area	ID
1413	1371	1550	0.8654	OH, H ₂ O
1722	1718	1725	0.0001	organic
1739	1734	1741	0.0002	organic
1743	1741	1745	0.0001	organic
1747	1745	1749	0.0001	organic
1753	1749	1757	0.0003	organic
1916	1860	2050	3.6630	H ₂ O
2207	2144	2232	0.6869	OH
2255	2235	2273	0.0042	Fe-OH
2295	2273	2320	0.0433	Fe-OH, organic
2325	2320	2328	0.0002	organic
2350	2331	2361	0.0117	organic
2385	2371	2399	0.0077	Fe, Mg-OH

Table 2 Absorption features and their corresponding integrated areas of flooded soil (Pohansko site)

The absorption feature located at approximately 2210 nm is due to the combination of OH stretch and bend vibrations and is typical of most aluminous phyllosilicates. The feature near 2290nm in these samples is interpreted as nontronite (Fe-smectite). It is interpreted that the majority of the other subtle absorption features in this wavelength range are due to the presence of organic matter.

Sample 1.1 has higher absorption band at 870 nm suggesting higher amount of iron oxide in the sample. Higher amount of the iron oxide in sample 1.2 compared to sample 2.2 is also evident from the decreasing reflectance of sample 1.2 in the 500 to 640 nm region, compared to that of sample 2.2.

Effect of Grain Size on the spectra

Soil Sample 1 (Wet Sieved and Dried):

On spectral analysis of the above four samples it was found that the absorption features of many identified minerals were overlapped by the features of organic matter. As the organic matter content becomes higher than 2.0 %, it becomes very effective in masking the presence of other soil constituents in spectra. Kulhavy et al, 2001, estimated the total organic matter much higher than 2% in both the sites. However, they found it higher at Lednice site. Spectral signature analyses also confirm this view. Hence to get a better and

clearer understanding of the soil mineralogy, effect of organic matter on the soil spectra, and over all effect of flood elimination on the top soil layer the first two samples, i.e., Lednice and Pohansko were further treated to remove the organic matter.

The results of all fractions of sample1, wet sieved and dried, shown in figure 5 below, indicate that the composition of the size fractions is virtually identical, but the change in grain size results in higher reflectance as grain size diminishes. The absorption features indicate the presence of smectite (probable nontronite), muscovite, and possible traces of chlorite or biotite. (Table 3)

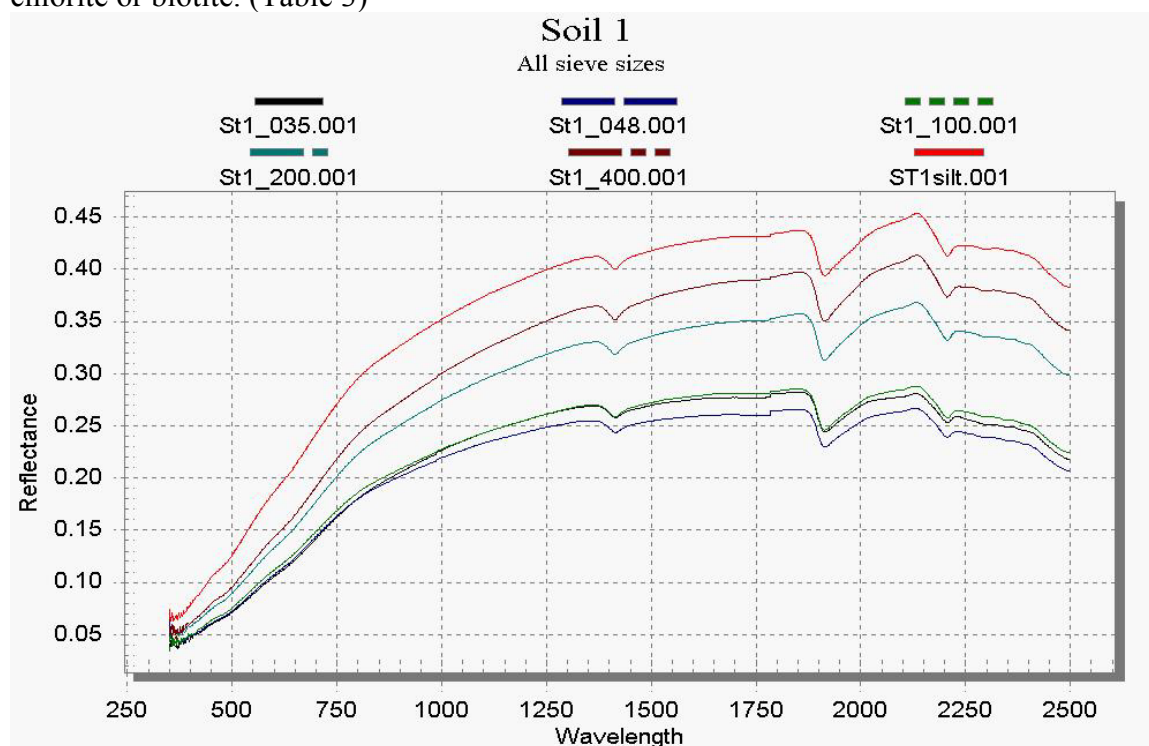


Figure 5 VIS-NIR spectra of the following grain sizes: 35 mesh (500 microns); 48 mesh (300 microns); 100 mesh (150 microns); 200 mesh (75 microns); 400 mesh (38 microns); below 400 mesh (silt and clay).

Absorption features of the silt and clay fraction are listed below.

Centre X	Left X	Right X	Area	% Area	ID	mineral
1413	1370	1500	0.71	11.224	OH, H ₂ O	smectite, muscovite
1914	1857	2133	4.875	77.065	H ₂ O	smectite
2207	2133	2234	0.675	10.672	Al-OH	smectite, muscovite
2296	2266	2319	0.045	0.712	Fe-OH	smectite (nontronite)
2354	2331	2366	0.009	0.15	Al-OH, organic	muscovite
2386	2366	2401	0.011	0.177	Fe, Mg-OH	chlorite, biotite

Table 3

Soil Sample 2: VIS-NIR Results

The results, shown in Figure 6 below, indicate that the composition of the size fractions is virtually identical, but the change in grain size results in higher reflectance as grain size diminishes. These spectra indicate the presence of smectite (probable nontronite), muscovite, as well as possible trace amounts of chlorite.

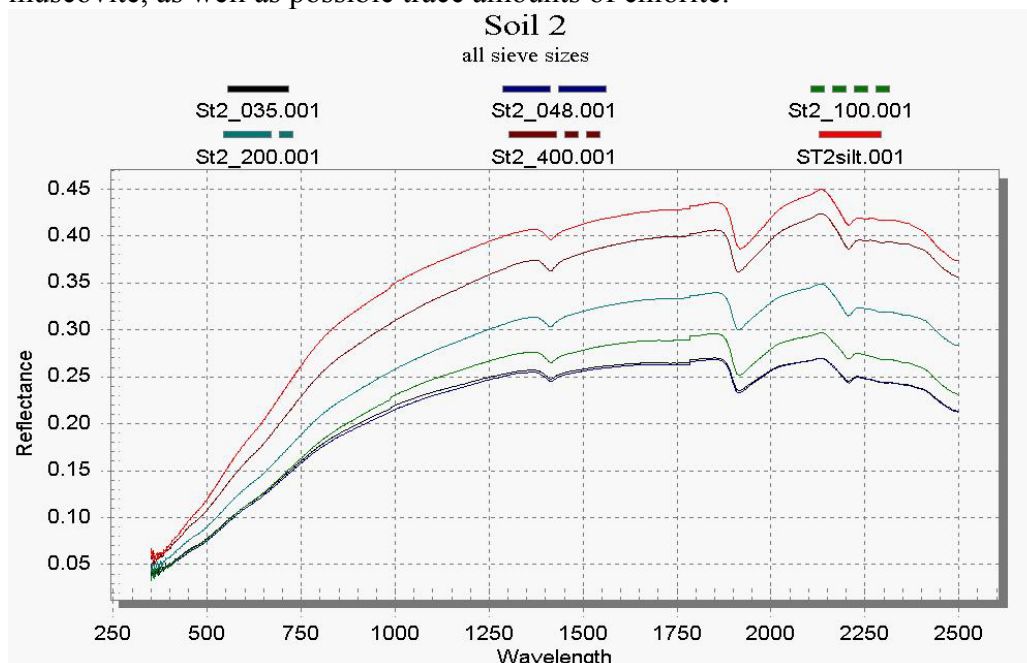


Figure 6 VIS-NIR spectra of the following grain sizes: 35 mesh (500 microns); 48 mesh (300 microns); 100 mesh (150 microns); 200 mesh (75 microns); 400 mesh (38 microns); below 400 mesh (silt and clay).

Absorption features of the silt and clay fraction are listed below.

Centre X	Left X	Right X	Area	% Area	ID	Mineral
1414	1371	1500	0.681	9.447	OH, H ₂ O	smectite, muscovite
1919	1853	2133	5.874	81.537	H ₂ O	smectite
2207	2133	2233	0.594	8.251	Al-OH	smectite, muscovite
2253	2233	2268	0.014	0.193	Fe-OH	chlorite?
2293	2268	2320	0.039	0.544	Fe-OH	smectite (nontronite)
2350	2329	2368	0.002	0.028	Al-OH	muscovite

Table 4

The only difference between these spectra and those of soil sample 1 is that the absorption feature at 2253nm (chlorite?) is more intense in this sample. Otherwise, the sample is virtually indistinguishable from sample 1. See figure 7, where the size fractions from both samples are very similar and found in pairs of similar reflectance.

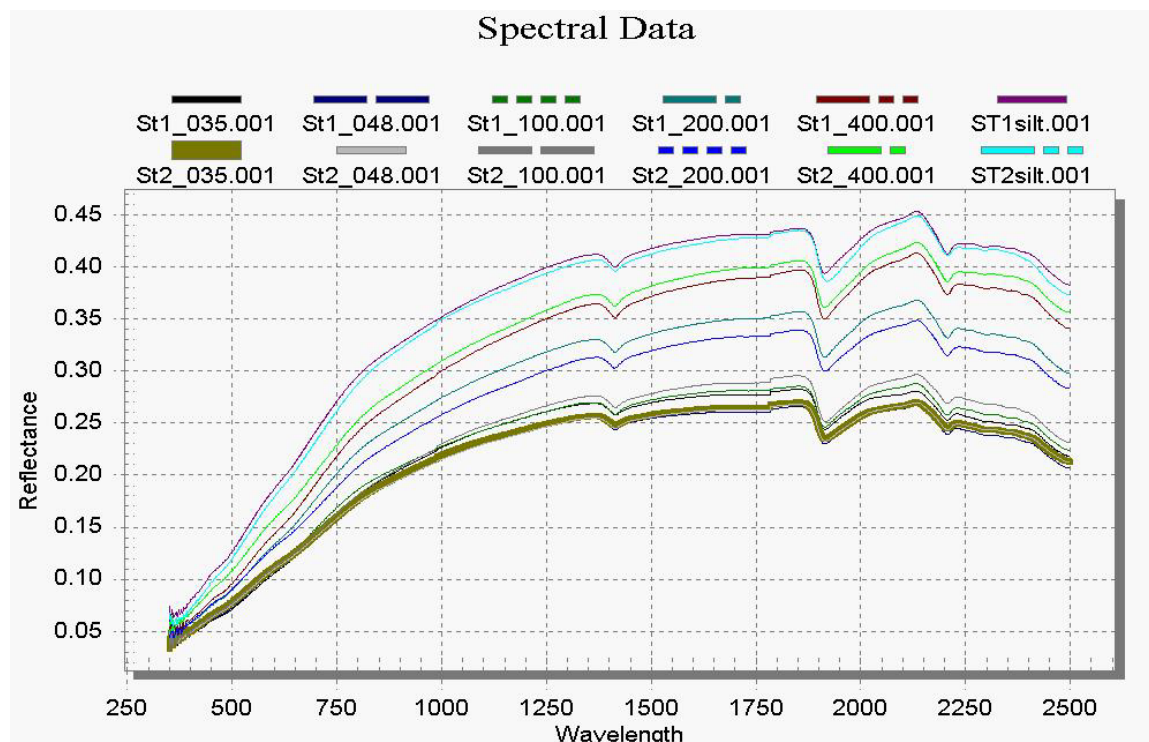


Figure 7 VIS-NIR spectra of all size fractions from the two soil samples.

As imaging spectroscopy is still a developing technique, the silt fraction ($<38 \mu\text{m}$) of these two samples (Lednice and Pohansko) were further probed using a Scintag X-ray diffractometer, to confirm results obtained by imaging spectroscopy.

X-Ray Diffraction Results

Soil Sample 1(Lednice Site, Only Silt-Clay Fraction)

The X-ray diffraction tracing shown in Figure 10 indicates that the soil sample contains the following minerals in order of relative abundance: quartz, albite, muscovite, and smectite.

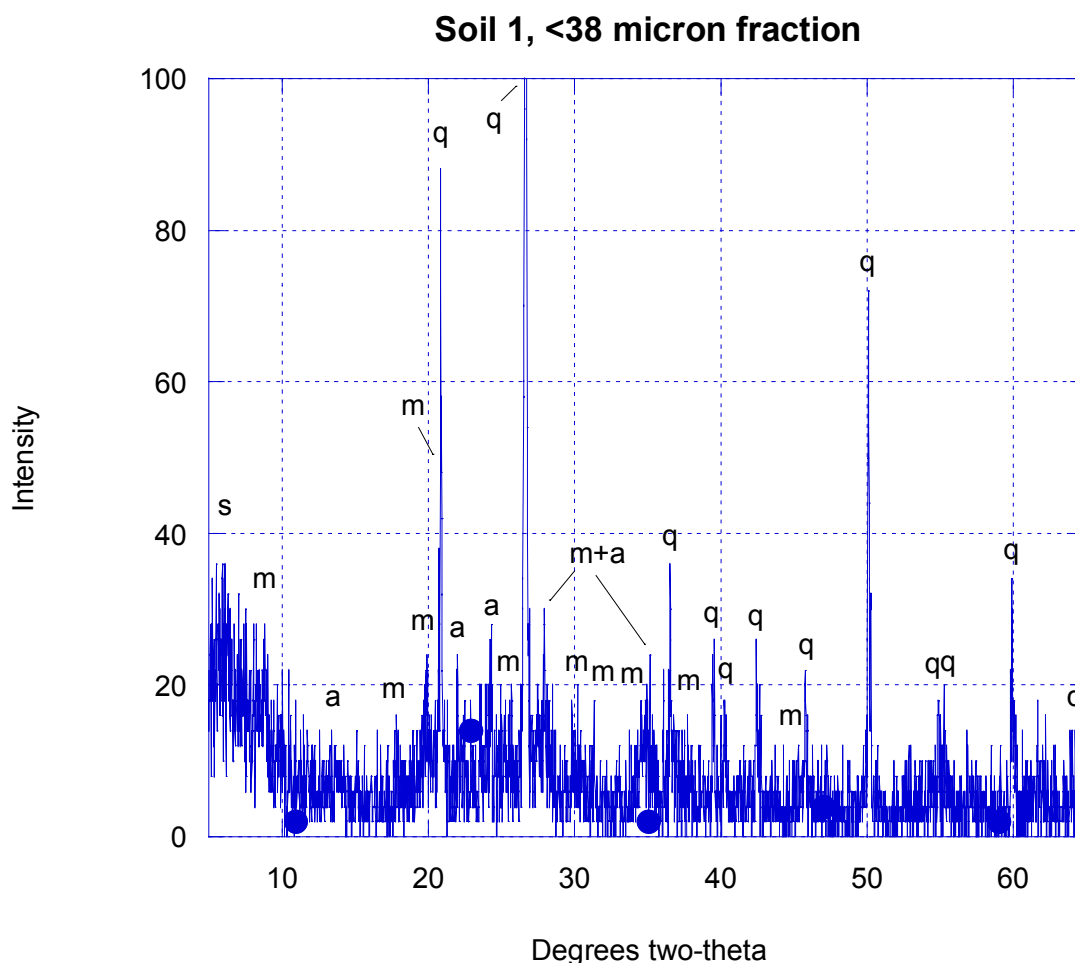


Figure 8 X-ray diffraction tracing for <400 mesh (38 micron) fraction of Lednice soil (Sample 1). Abbreviations: s-smectite, m-muscovite, a-albite, q-quartz.

Soil Sample 2: X-Ray Diffraction Results From Silt-Clay Fraction

The X-ray diffraction analysis of this soil fraction from Pohansko (figure 9) indicates the presence of quartz, albite, muscovite, and smectite.

From these data it appears that the soils have very similar mineralogy as determined by VIS-NIR spectroscopy. The source lithologic material for these soils appears to be granitic, due to the presence of quartz, albite, and muscovite. The smectite present may be an alteration product of Ca-bearing plagioclase feldspar, or possibly the mica minerals muscovite or biotite. The X-ray diffraction results appear to be in good agreement with VIS-NIR spectroscopy.

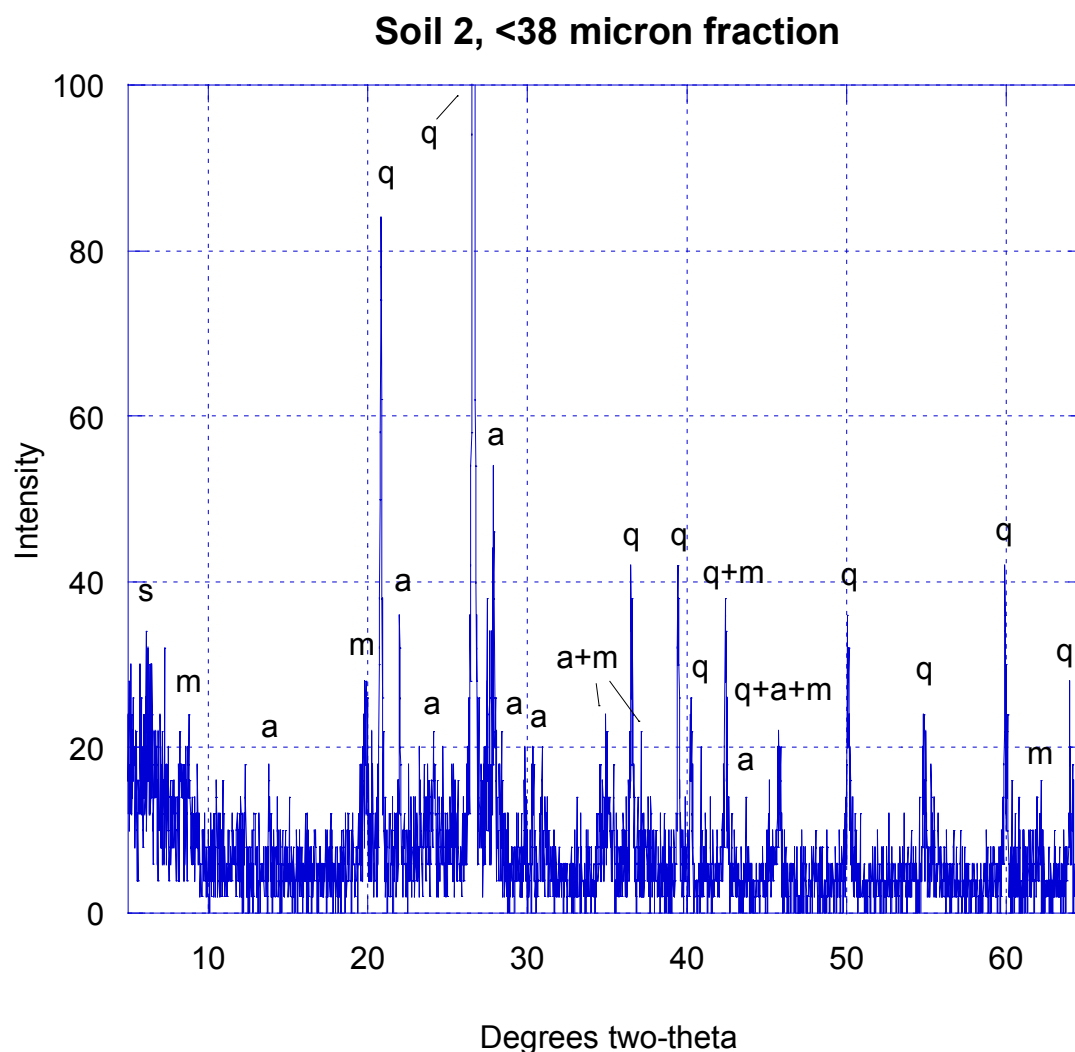


Figure 9 X-ray diffraction tracing of random mount of the <38 micron soil fraction from Pohansko Abbreviations: s-smectite, m-muscovite, a-albite, q-quartz.

Conclusions

There were no significant differences in the mineralogical make up of the soils of the inundated site and non-inundated site. The only difference that was found was the higher abundance of the chlorite minerals in the Pohansko site. In the untreated samples the moisture content was higher in Pohansko soils. Even after heating the sample in oven at 60 degree Celsius for 24 hours there were left some moisture in the Pohansko soil, which was not the case with the Lednice soil. As the organic matter content becomes higher than 2.0 %, it becomes very effective in masking the presence of other soil constituents in spectra. Kulhavy et al, 2001, estimated the total organic matter much higher than 2% in both the sites. However, they found it higher at Lednice site. Spectral signature analyses also confirm this view.

The study further confirms the known (mentioned here under Literature review) effects of moisture and grain size on the soil spectra. The agreement between mineralogical characteristics of the soil determined by two separate methods (Imaging spectroscopy and XRD) establishes the fact that the imaging spectroscopy can be used to determine some of

the physical and mineralogical properties of soil, as a fast and inexpensive method. This fact becomes more important especially when the study was carried out with field spectroradiometer with a speed of 10 spectra per second. The FieldSpec translates measurements into instant feedback and continuous real-time display on the notebook computer's LCD screen. Hence fast and inexpensive soil maps of large area can be prepared using this method.

References

10. Bilby R. E., 1988. Interaction between Aquatic and Terrestrial system p. 13-29. In Raedeke Ken J. (ed.) Streamside Management :Riparian Wildlife and Forestry Interactions. University of Washington, College of Forest Resources. Contribution No. 59
11. Groffman Peter M., Arthur J. Gold, and Robert C. Simmons., 1992. Nitrate Dynamics in Riparian Forests: Microbial Studies. *J. Environ. Qual.* 21:666-671.
12. Kulhavý J., Grunda B., Betušová. M. and Formánek P., 2001. Soil conditions of an inundated and non-inundated floodplain. In: Management of Floodplain forests in Southern Moravia. (Ed) Kulhavy, J., Hrib, M., and Klimo. 225-236
13. Leenaers H. and Schouten C. J., 1989. Sediment and the environment (Proceedings of the Baltimore Symposium), IASH, Publ. no. 184, 75-83
14. Mikkelsen K., and Vesho I., 2000. Riparian Soils: A Literature Review. Center for Streamside, Studies College of Forest Resources University of Washington Seattle, WA 98195
15. Wolman M. G., and Leopold L. B., 1957. U.S. Geological Survey Professional Paper 282-c, 109pp

OCHRANA PŮDY A VODY V KPÚ LEDNICE

Jana Uhlířová¹⁾, Vladimíra Vondráčková²⁾, Martina Lišková²⁾

*¹⁾ Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, oddělení pozemkových úprav,
Lidická 25/27, 657 20 Brno*

²⁾ Georeal s.r.o., Hálkova 12, 301 22 Plzeň

V roce 2001 byla zahájena komplexní pozemková úprava v katastru obce Lednice a přidružená byla do ní i menší obec Nejdek. Formou konkurzu bylo řešení zadáno firmě Georeal Plzeň, která v únoru 2003 předložila plán společných zařízení. Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, konkrétně oddělení pozemkových úprav Brno, využil výsledky generelu a plánu jako podklad pro hodnocení postupu projekční praxe při uplatňování ochrany půdy a vody v krajině.

Základní údaje o území

Výměra katastru Lednice s Nejdkem je 3 127 ha. Ve skladbě druhů pozemků převládá orná půda (1 215 ha, z toho 193,4 ha vinic a sadů). Zájmové území se nachází v nížině řeky Dyje, průměrná nadmořská výška je zde 183 m. Reliéf terénu je převážně rovinný, místy přechází v pahorkatinné plošiny se zaoblenými hřbety. Klimatický region je charakterizován jako velmi teplý a suchý. V říčních nivách se na nezpevněných těžkých aluviálních sedimentech vytvořily fluvizemě modální a glejové. Vyskytují se zde i černice modální a glejové. Na vyvýšeninách nad nivními polohami převládají černozemě modální na spraši, často výrazně degradované vodní a větrnou erozí.

Metodický postup

S cílem analýzy vstupních podmínek a požadavků na pozemkovou úpravu byly nejdříve zpracovány oborové generely, ze kterých byl předmětem našeho zkoumání generel ochrany půdy a vody. V generelu byly vystiženy převažující půdně degradační procesy, kterými jsou v podmínkách Lednicka narušený přirozený vodní režim odvodňovacími a protipovodňovými stavbami, větrná a lokálně vodní eroze. Z hlediska znečištění povrchových a podzemních vod představuje riziko rychlá infiltrace znečišťujících látek a nezanedbatelné je i riziko záplav. Na základě této studie byl pak vypracován plán společných zařízení jako vyjádření veřejných zájmů státu a společných zájmů vlastníků v obvodu pozemkové úpravy.

Plán společných zařízení a jeho hodnocení

Plán společných zařízení v oblasti ochrany půdy a vody obsahuje následující opatření:

- plošné zatravnění v nivě Dyje,
- doporučení zatravnění meziřadí některých sadů a vinic (na svazích nad vodními toky a rybníky),
- výsadbu liniové zeleně podél stávajících a navržených cest.

Vodní eroze nepřekračuje podle výpočtu limit ročního odnosu půdy. Ke ztrátě humusového horizontu však dochází, jak dokazují dobře viditelné vybělené sprašové ostrůvky na leteckých snímcích. Lokální odnos svrchních vrstev půdy na plochých

terénních vyvýšeninách je těžko řešitelným problémem úvalů celé jižní Moravy. Z hlediska ochrany půdy je prioritní doplnění stávajících větrolamů další liniovou zelení. Návrhy zatravnění nivních pozemků byly převzaty z územního plánu k.ú. Rakvice a územního plánu velkého územního celku Pálava, které předpokládají zavodnění Dyje.

Při veřejném projednávání nenarazilo relativně rozsáhlé zatravnění v nivní oblasti na odpor vlastníků ani uživatelů, jak to bývá běžné v jiných zemědělsky intenzivních oblastech. Pozemky podél Dyje jsou již v podstatě skoupeny jedním vlastníkem, který zde hodlá založit oboru a bude udržovat trvalé travní porosty. K návrhům protierozních opatření se sbor zástupců stavěl velmi vstřícně, zejména je v katastru zájem o dobudování polních cest s multifunkčním významem. Doprovodná zeleň cest esteticky zlepší přírodní ráz krajiny a vytvoří prostor pro úkryt drobné zvěře a hnízdění ptáků.

FOSFOMONOESTERÁZOVÁ AKTIVITA NIVNÍCH PŮD NÁRODNÍ PŘÍRODNÍ REZERVACE RANŠPURK

Klement Rejšek

*Ústav geologie a pedologie LDF MZLU v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno;
kr@mendelu.cz*

Úvod

Rostlinný opad je základním zdrojem fosforové výživy rostlin (Stalfelt 1972; Bielecki 1973; Halstead a McKerchner 1975; Grant a Long 1981; Chaziev 1982; Bielecki a Ferguson 1983; Harrison 1983; Barber 1984; Tate 1984; Harrison 1987; Ulehlova 1988). Uvádění v opadu vázaných fosfátů do koloběhu je přímým dopadem enzymatické aktivity půdy. Kyselé fosfomonoesterázy (EC 3.1.3.2; kyselé fosfohydrolázy monoesterů kyseliny ortofosforečné) tak patří ke klíčovým biotickým katalyzátorům biologických cyklů koloběhu hmoty v lesních půdách střední Evropy. Jejich nezastupitelná úloha vyplývá z nemožnosti rostlin přijímat jako zdroj fosforu, základního makrobiogenního prvku, jeho organické sloučeniny – přijatelnými zdroji fosforu jsou právě ortofosfátové aniony HPO_4^{2-} a H_2PO_4^- , které jsou konečným produktem fosfatázami katalyzovaných půdních biochemických reakcí. Zde je zapotřebí vycházet ze dvou klíčových skutečností: a) 70-90 % půdního fosforu je organicky vázáno (Halstead a McKerchner 1975; Grant a Long 1981; Chaziev 1982; Harrison 1983; Barber 1984; Harrison 1987; Firsching a Claassen 1996) a b) většina fosfátových sloučenin, které se v daném okamžiku na daném místě nacházejí je buď slabě rozpustná či vůbec nerozpustná (Hayman 1975; Delwiche 1983; Mengel 1985; White 1987). Navíc je nutno konstatovat, že primární mobilizace potenciálně přístupných fosfátů zvětřováním apatitů je nesmírně pomalá, stejně tak jako, že vysoký podíl již uvolněných fosfátů je rostlinám aktuálně nedostupný, neboť je spotřebován půdní mikroflórou v rámci biologická imobilizace. Za těchto vnějších limitací jsou to právě kyselé fosfomonoesterázy, které jsou skutečnou příčinou relativně stabilních koloběhů fosforu mnoha lesních stanovišť. A zde je zapotřebí jednoznačně konstatovat, že to jsou právě společenstva lužních lesů, kde vzhledem k extrémně rychlé dynamice koloběhu odumřelé organické hmoty, nepředstavitelné abundanci mikrobiálních společenstev, mimořádné kořenové biomasy fytoceenózy a obecně masivnímu přínosu koloidně aktivních sloučenin vodotečemi, kde fosfor není limitujícím prvkem a kde aktivita fosfatáz je vysoce průkazná.

Základním metodickým postupem jejich stanovení je použití *p*-nitrofenylfosfátu (Tabatabai a Bremner, 1969) jako substrátu sledované enzymatické reakce vyštěpující přístupné formy fosforu z esterů kyseliny ortofosforečné - komplexních organických sloučenin, vstupujících do lesních půd především ve formě mikrobiálních a rostlinných odumřelých buněk a pletiv. I přes to, že tento metodický přístup je dlouhodobě ověřený (viz dále) a poskytuje vysoce relevantní charakteristiky aktivity dané bílkoviny v půdě, je nutné ihned v úvodu konstatovat, že toto jednotlivé laboratorní šetření je třeba brát jen jako dílčí složku pedobiochemických analýz a ne jako kritérium tak komplexního pojmu jakým je biologická aktivita půdy.

Material

Národní přírodní rezervace Ranšpurk leží v oblasti soutoku řek Moravy, Dyje a Kyjovky v nejjižnější oblasti ČR, v bezprostřední blízkosti společných hranic se Slovenskou republikou a Rakouskem na neogenních sedimentech pannonské pánve, z větší části překrytými holocenními aluviálními materiály. Zájmové území leží v nadmořské výšce 152 m n.m., v podmínkách ročního srážkového úhrnu 534 mm a průměrné roční teploty 9,1°C. Zeměpisnými souřadnicemi rezervace je 48°37' severní šířky a 16°56' východní délky. Vlastní rezervace představuje středoevropsky mimořádně významný segment přírodě blízkého lesa s dlouhodobě přirozeným vývojem (poslední těžební zásahy ustaly v roce 1931), byť i zde platí klasická Leibundgutova (1982) teze, že ve střední Evropě přirozené listnaté lesa v pravém slova smyslu neexistují. Dominantními složkami dřevinného patra jsou dub letní (*Quercus robur* L.) jasan úzkolistý (*Fraxinus angustifolia* Vahl.). Vzhledem k mnohoetázovému charakteru dané fytoceenózy je nutno pro patro E3 ještě podtrhnout význam javoru babyky (*Acer campestre* L.) a habru obecného (*Carpinus betulus* L.). V keřovém patře dominují juvenilní jedinci jilmu habrolistého (*Ulmus carpiniifolia* Gled.) a oba dva druhy rodu hloch (*Crataegus* sp.).

Na území Národní přírodní rezervace Ranšpurk byly mapovány kambizemě, gleje a především dominující půdní typ fluvizem. Na jednotlivých studijních plochách v rámci rezervace byly popsány následující půdní subtypy: a) kambizem melanická, b) fluvizem modální, c) fluvizem oglejená, d) fluvizem glejová, e) glej modální a f) glej akvický. Jejich charakteristika je uvedena v tab. 1., z níž vyplývá mimořádná heterogenita zdánlivě stejnorodých půd této nivní rezervace - do hloubky 50 cm kolísá obsah humusových látek od 0.01 % až do 29.5 %, obsah písku od 9 % do 87 %, prachu od 5 % do 41 %, jílu od 3 % do 48 % a hodnota půdní reakce aktivní od 4.9 do 6.0. Na těchto půdních jednotkách bylo vylišeno šest typů biotopů: 1) chudé habrojilmové jasaniny, 2) habrojilmové jasaniny s válečkou lesní, 3) dubové jasaniny s metlicí trstnatou, 4) dubové jasaniny s pryskyřníkem plazivým, 5) vrbové olšiny s chřasticí rákosovitou a 6) vrbové olšiny, iniciační stádium.

Metodika

Terénní šetření

Vzorkovány byly pouze dva nejvýše lokalizované (svrchní) minerální horizonty a to jak u kambizemí (Am; Bv) a glejů (Ah, At; Go, Gr), tak u fluvizemí (Ah, Ahg; M, Ahg, M_{LG}). Signatura horizontů a hloubky jejich horních a spodních hranic jsou uvedeny v tab. 1.

Každá půdní jednotka byla vzorkována na třech jednotlivých odběrových místech (s cílem respektovat přirozenou prostorovou heterogenitu v rámci identické taxonomické kategorie). Pro každou dílčí plochu tak byly získány tři jednotlivé vzorky obou vzorkovaných horizontů. Každá trojice byla následně v terénu na očištěné plastické folii promíchána a křížovým pravidlem získán směsný vzorek, reprezentující pro dané roční období daný horizont dané půdní jednotky. Vzorky byly následně skladovány při teplotě 4°C v PE-vzorkovnicích.

Laboratorní analýzy

Fosfomonoesterázová aktivita byla zjišťována modifikovanou metodou dle Tabatabaie a Bremnera (1969). Výsledky byly udávány v µg kolorimetricky stanovené hmotnostní koncentrace *p*-nitrofenolu uvolněného z 1 g půdního vzorku s původní vlhkostí za 60 minut při teplotě 25°C. Všechny uvedené hodnoty jsou aritmetickým průměrem tří měření (trojí opakování) bez vyloučení extrémní hodnoty (koncept *ohnisek biochemické activity*). Pro eliminaci přirozené heterogenity aktuálních vlhkostních parametrů

jednotlivých půdních horizontů v jednotlivých ročních obdobích byl stanoven obsah vody a hmotnostní vlhkost vysušováním do konstantní hmotnosti při 105°C a získané výsledky následně přepočítány na 1 g sušiny půdního vzorku daného horizontu pro dané časové období. Základní půdní vlastnosti byly stanoveny metodikami norem ISO/DIS; vhodné je zde zmínit skutečnost, že půdní reakce byla měřena ze vzorků vysušených při pokojové teplotě, obsah humusových látek stanoven na mokré cestě a obsahy oxidovatelného uhlíku/celkového dusíku použitím analyzátoru LECO FP-2000 Makro.

Výsledky

Sezónní dynamika activity fosfomonoesterázové activity šesti půdních jednotek NPR Rašpurk je popsána v tab. 2. Statistické parametry aktivit daného enzymu - verifikováno normální rozdělení - vzorkovaných horizontů jsou uvedeny v tab. 3. Hodnoty jsou uvedeny zvláště jak pro jednotlivá roční období, tak pro analyzovaný vzorek s původní vlhkostí i po přepočtu výsledné activity enzymu na sušinu tohoto vzorku.

Tab. 1. Půdní subtypy NPR Raňšpurk a jejich základní vlastnosti.

Hloubka (cm)	Horizont	IV. (%)	III. (%)	II. (%)	I. (%)	pH/H ₂ O	humus (%)	C _{OX} (%)	N _t (%)	C/N
<i>Kambizem melanickál</i>										
1-13	Am	77	7	11	5	5.7	29.48	17.10	0.705	24.3
13-37	Bv	87	5	5	3	5.5	2.29	1.33	0.137	9.7
37+	IIc	76	6	7	11	5.8	0.62	0.35	0.054	6.5
<i>Fluvizem modální</i>										
2-17	Ah	63	7	25	5	5.9	14.52	8.42	0.395	21.3
17-33	M	51	16	29	4	5.9	2.03	1.17	0.105	11.1
33+	C	44	16	22	18	5.9	2.61	1.51	0.123	12.3
<i>Fluvizem oglejená</i>										
1-17	Ah	45	14	27	14	4.9	8.47	4.91	0.36	13.6
17-35	Ahg	39	10	41	10	5.4	4.22	2.45	0.152	16.1
35+	Mg	41	19	20	20	6.0	0.51	0.29	0.105	2.8
<i>Fluvizem glejová</i>										
2-8	Ahg	39	20	23	18	5.7	7.38	4.28	0.486	8.8
8-25	M_{↓G}	24	33	18	25	5.2	0.96	0.56	0.367	1.5
25-50	C_{↓G 1}	14	15	23	48	5.7	3.28	1.90	0.173	11.0
50+	C_{↓G 2}	8	17	27	48	6.0	1.33	0.65	0.066	9.8
<i>Glej modální</i>										
2-13	Ah	39	9	29	23	4.9	2.27	1.58	0.142	11.1
13-40	Go	33	8	27	32	5.8	0.33	0.19	0.047	4.0
40+	Gro	17	19	29	35	5.9	0.01	0.01	0.048	0.2
<i>Glej akvický</i>										
2-5	At	38	12	26	24	4.9	3.01	1.65	0.142	11.6
5-50	Gr1	31	11	19	39	6.0	0.23	0.15	0.039	3.9
50+	Gr2	9	22	28	41	5.9	0.78	0.45	0.10	4.4

Tab. 2. Fosfomonoesterázová aktivita nivních půd NPR Ranšpurk dle Tabatabaie a Bremnera (1969), modifikace. Výsledky udávány v $\mu\text{g } p\text{-nitrofenolu g}^{-1}$ půdy s původní vlhkostí (PV) a v $\mu\text{g } p\text{-nitrofenolu g}^{-1}$ na vzduchu vyschlé půdy (VV).

Půdní subtyp	Typ biotopu ^b	Jaro				Léto			
		První minerální		Druhý minerální		První minerální		Druhý minerální	
		horizont		horizont ^a		horizont		horizont	
		PV	VV	PV	VV	PV	VV	PV	VV
<i>Kambizem melanická</i>	<i>chudá h-j</i>	82.1	109.6	66.8	89.1	71.2	83.3	57.0	63.4
<i>Fluvizem modální</i>	<i>h-ji jasenina</i>	77.6	98.9	59.1	80.8	56.2	54.8	36.8	44.3
<i>Fluvizem oglejená</i>	<i>d-j s válečkou</i>	74.3	95.2	49.9	69.4	54.9	65.5	46.8	56.7
<i>Fluvizem glejová</i>	<i>d-j s pryskyř.</i>	80.9	100.7	60.8	81.0	83.6	101.3	63.6	78.8
<i>Glej modální</i>	<i>v-o s chrasticí</i>	98.2	131.4	76.7	95.5	44.7	55.7	34.4	42.8
<i>Glej akvický</i>	<i>v-o, iniciální</i>	51.1	80.0	38.7	51.3	30.3	41.1	24.0	31.5
	Typ biotopu	Podzim				Zima			
		První minerální		Druhý minerální		První minerální		Druhý minerální	
		horizont		horizont		horizont		horizont	
		PV	VV	PV	VV	PV	VV	PV	VV
<i>Kambizem melanická</i>	<i>chudá h-j</i>	71.3	87.0	51.3	56.7	63.9	83.1	35.3	40.1
<i>Fluvizem modální</i>	<i>h-ji jasenina</i>	56.9	72.3	54.8	69.1	45.0	56.3	23.4	27.3
<i>Fluvizem oglejená</i>	<i>d-j s válečkou</i>	60.7	73.7	49.0	57.8	66.0	57.9	27.1	30.9
<i>Fluvizem glejová</i>	<i>d-j s pryskyř.</i>	52.3	67.4	46.8	59.5	53.2	70.5	38.7	49.3
<i>Glej modální</i>	<i>v-o s chrasticí</i>	93.8	137.2	82.2	112.7	77.1	111.9	55.9	76.0
<i>Glej akvický</i>	<i>v-o, iniciální</i>	59.3	87.9	36.1	53.0	59.2	85.2	33.4	43.5

^a Prvními minerálními horizonty jsou horizonty Am, Ah, Ahg a At; druhými minerálními horizonty jsou Bv, M, Ahg, M_{IG}, Go a Gr – viz tab. 1.

^b Plné označení typů viz kap. Materiál.

Tab. 3. Statistické parametry fosfomonoesterázové aktivity svrchních minerálních horizontů lesních půd NPR Ranšpurk

	Průměr	Směrodatná odchylka	Rozptyl	Medián	K-S test normality	Střední chyba
První minerální horizonty	77,21	14,01	196,24	78,89	1,36	0,82
Druhé minerální horizonty	58,50	12,21	149,10	59,95	1,04	0,61

Diskuse

Prezentované výsledky fosfomonoesterázové aktivity především dokládají použitelnost dané metodiky i pro lehce rozpustnými organickými sloučeninami bohaté půdy nivních oblastí a to i přes spektrofotometrickou koncovku dané metodiky. Zařazení dané metody do komplexního hodnocení parametrů biologické aktivity půdy je tak rutinně snadno proveditelné i v podmínkách hydromorfních půd s extrémně vysokým podílem pevné půdní frakce organického původu.

Metodická vazba na práci Tabatabaie a Bremnera (1969) se ukázala jako vhodná. Modifikace této metody (cf. Bolton et al., 1985; Grunda a Rejšek, 1990; Rejšek, 1991, 1994) jsou standardně používány (Brams a McLaren 1974; Gerritse a van Dijk 1978; Juma a Tabatabai 1978; Zvyagintsev et al. 1980). Z hlediska stávajícího stupně poznání půdní biochemie je na místo dříve standardně užívaných vzorků na vzduchu vyschlých dnes vysoce hodnoceno použití vzorků s původní vlhkostí (Gerritse a van Dijk 1978; Speir a Ross 1978; Harrison 1979; Malcolm 1983; Sparling et al. 1986; Baligar et al. 1988). Přímá (prostřednictvím dekompozice odumřelé organické hmoty) i nepřímá (interakce v půdním ekosystému) vazba půdní vody na aktivitu fosforyláz vyplývající z prací Chazieva (1972, 1982), Harrisona (1983, 1987), Rastina et al. (1988) a Herbein a Neal (1990) je tak prezentovanými výsledky získanými ze vzorků s původní vlhkostí adekvátně akcentována.

Diskutována může být též metoda směsných vzorků a následného laboratorního zpracování s trojím opakováním (cf. Webster a Oliver 1993; Brus et al. 1999). Je možno obecně konstatovat, že má-li být daná metoda použita pro potřeby komplexního pedologického šetření, musí být na náhodný výběr více jednotlivých odběrových míst a následnou tvorbu směsných vzorků kladen značný důraz. Zahrnutí všech tří hodnot do prezentovaného výsledku je odrazem dnes již klasické teorie *hot spots*, primárně vycházejících ze studií půdní denitrifikace (cf. Parkin 1987; Tiedje 1988; Paul a Clark 1996), zdůrazňující roli půdních mikroohnisek biochemických aktivit. Právě takto je třeba nahlížet na dekompoziční procesy esterů kyseliny ortofosforečné, které v podobě organických reziduí vstupují do mikrolokálně zcela rozlišných interakcí s fosfomonoesterázami adsorbovanými půdními koloidy a adaptivně vylučovanými půdní biotou a rostlinnými kořeny.

Ekosystémová úloha fosforyláz vyplývá z jejich schopnosti transformovat organicky vázaný fosfor do rostlinám přístupných forem. Z tohoto hlediska je aktivita těchto enzymů nepochybně důležitým parametrem intenzity biochemických procesů v půdě. Nicméně i tak nesmí být tento parametr přeceňován: sám o sobě biologickou aktivitu půdy charakterizovat nemůže, neboť právě existence vysokého počtu vzájemných interakcí (jak mezi abiotickými, tak mezi biotickými složkami) se na současném stupni poznání jeví jako klíčová charakteristiky půdy jako takové. Každá naměřená dílčí hodnota je tak přímým výsledkem působení ostatních půdních složek (cf. Bolt a Bruggenwert 1978; Bormann a Likens 1978; Reuss a Johnson 1986; Kauppi et al. 1990; Ugolini a Spaltenstein 1992; Sposito 1994; Vuorinen a Saharinen 1996; Griffiths et al. 2001). Tato komplexita

půdního prostředí přímo vybízí k odmítnutí role jednotlivého enzymu jako jednoznačného parametru biologické aktivity půdy (cf. Sinsabaugh et al. 1991; Waid 1999; Klein a Paschke 2000). Biologická aktivita půdy tak představuje výslednici často i protichůdných procesů, kde akcentace měření jednotlivého enzymu není exaktně verifikovatelná (cf. Skujins 1978; Nannipieri et al. 1990).

Dekompozice a následná mineralizace odumřelé organické hmoty jsou základem fosforové výživy rostlin a uchování přirozeného koloběhu fosforu lesních půd střední Evropy. Uvolňování ortofosfátových ionů z organických sloučenin je katalyzováno fosfohydrolázami s kyselým či alkalickým pH optimem, adsorbovanými na koloidech či přítomnými v půdním roztoku - uvolňovanými autolýzou či adaptivně vylučovanými. Přítomnost přijatelných forem fosforu je přitom závislá na trofických vztazích v půdě a primárních vstupech z geochemického transferu živin zvětráváním, přesahujícím hranice jednotlivého ekosystému.

Vzhledem k tomu, že jednotlivé půdní složky se nachází v trvalých vzájemných interakcích výrazně podmíněných biochemickým statutem daného půdního horizontu, je to právě půdní enzymologie, která se může stát důležitou složkou komplexních stanovištních šetření. Lesní půdy, typické svojí dynamičností a dlouhodobou pufrovací kapacitou vůči různým stresovým faktorům, však již tímto vymezením apriori vylučují použití jakéhokoliv jednotlivého faktoru jako obecného indikátoru jejich stavu a kvality: zobecnění významnosti jakéhokoliv faktoru by nepochybně vedlo k zanedbání jak povrchových interakcí na rozhraní pevné a tekuté půdní frakce, tak i zanedbání nepřímých vlivů různé koncentrace a translokace minerálních živin v půdním profilu. Z hlediska budoucnosti se tak velmi slibným jeví tlak na vzájemné propojování metodik enzymatické analýzy a přístupnosti půdních živin. Budou-li jednotlivé půdní enzymy studovány z identických vzorků paralelními metodami zaměřenými na koncentrace přijatelných forem živin, bude tak možné hodnotit aktuální procesy metabolických aktivit v půdě. V tomto případě by se fosfomonoesterázová aktivita spolu s obsahem přijatelného fosforu v půdě mohla stát důležitým indexem aktuálního stavu půdních procesů jako celku. Včleněním obou metodik do komplexního pedologického šetření na stanovišti by pak bylo možné očekávat získání překvapivých a cenných podkladů, obecně využitelných pro ekologický monitoring.

Poděkování

Dané podklady byly získány díky finanční podpoře dílčího projektu výzkumného záměru J08/98: 434100005 "Trvale udržitelné obhospodařování lesů a krajiny. Od koncepce k realizaci", 413/1034/9ZA05.

Literatura

1. Baligar, V.C., Wright, R.J. and Smedley, M.D. 1988. Acid phosphatase activity in soils of the Appalachian region. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 52: 1612-1616.
2. Barber, S. A. 1984. *Soil Nutrient Bioavailability. A Mechanistic Approach*. Wiley, New York.
3. Bielecki, R.L. 1973. Phosphate pools, phosphate transport, and phosphate availability. *Ann. Rev. Plant Physiol.* 24: 225-252.
4. Bielecki, R.L. and Ferguson, I.B. 1983. Physiology and metabolism of phosphate and its compounds. Pages 422-449 in A. Läuchli and R. L. Bielecki, eds. *Encyclopedia of Plant Physiology*, Vol. 15A, *Inorganic Plant Nutrition*. Springer, New York.
5. Bolton, Jr. H., Elliott, L. F., Papendick, R. J. and Bezdicek, D. F. 1985. Soil microbial biomass and selected soil enzyme activities: effect of fertilization and cropping practices. *Soil Biol. Biochem.* 17: 297-302.

6. Bolt, G. H. and Bruggenwert, M. G. M., eds. 1978. Soil Chemistry, A. Basic Elements. 2nd edn. Elsevier, Amsterdam.
7. Bormann, F. H. and Likens, G. E. 1979. Pattern and Process in a Forested Ecosystem. Springer, New York.
8. Brams, W. H. and McLaren, A. D. 1974. Phosphatase reactions in columns of soil. *Soil Biol. Biochem.* 6: 183-189.
9. Brus, D.J., Spätjens, L.E.E.M. and de Gruijter, J.J. 1999. A sampling scheme for estimation the mean extractable phosphorus concentration of field for environmental regulation. *Geoderma* 89: 129-148.
10. Delwiche, C.C. 1983. Cycling of elements in the biosphere. Pages 212-240 in A. Lächli and R. L. Bielecki, eds. *Encyclopedia of Plant Physiology, Vol.15A, Inorganic Plant Nutrition*. Springer, New York.
11. Firsching, B.M. and Claasen, N. 1996. Root phosphatase activity and soil organic phosphorus utilization by Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.]. *Soil Biol. Biochem.* 28: 1417-1424.
12. Geritse, R. G. and van Dijk, H. 1978. Determination of phosphatase activities of soils and animal wastes. *Soil Biol. Biochem* 10: 545-551.
13. Grant, W. D. and Long, P. E. 1981. *Environmental Microbiology*. Blackie, Glasgow.
14. Griffiths, B. S., Bonkowski, M., Roy J. and Ritz, K. 2001. Functional stability, substrate utilisation and biological indicators of soils following environmental impacts. *Appl. Soil Ecol.* 16: 49-61.
15. Grunda, B. and Rejsek, K. 1990. Method for estimation of acid phosphatase in woodland soil. *Folia Microbiol.* 35: 443-453.
16. Halstead, R. L. and McKerchner, R. B. 1975. Biochemistry and cycling of phosphorus. Pages 31-63 in E. A. Paul and A. D. McLaren, eds. *Soil Biochemistry*. Martin Dekker, New York.
17. Harrison, A. F. 1987. *Soil Organic Phosphorus, A Review of World Literature*. C.A.B. International, Wallingford.
18. Harrison, A. F. 1983. Relationship between intensity of phosphatase activity and physico-chemical properties in woodland soils. *Soil Biol. Biochem.* 15: 393-403.
19. Harrison, A. F. 1979. Variation of four phosphorus properties in woodland soils. *Soil Biol. Biochem.* 11: 393-403.
20. Hayman, D. S. 1975. Phosphorus cycling by soil micro-organisms and plant roots. In: Walker, N. (Ed.), *Soil Microbiology*. Butterworths, Londýn, pp. 67-91.
21. Herbein, S. A. and Neal, J. L. 1990. Phosphatase activity in Arctic tundra soils disturbed by vehicles. *Soil Biol. Biochem.* 22: 853-858.
22. Chaziev, F. C. 1982. *Systemno-ekologičeskij Analiz Fermentativnoj Aktivnosti Počv.* (In Russian) Nauka, Moscow.
23. Chaziev, F. C. 1972. *Počvennyje Fermenty.* (In Russian) Znanie, Moscow.
24. Juma, N. G. and Tabatabai, M. A. 1978. Distribution of phosphomonoesterases in soils. *Soil Sci.* 126: 101-108.
25. Kauppi, P., Posch, M., Kauppi, L. and Kämäri, J. 1990. Modelling soil acidification in Europe. Pages 179-221 in J. Alcamo, R. Shaw and L. Hordijk, eds. *The Rains Model of Acidification. Science and Strategies in Europe*. Kluwer, Dordrecht.
26. Klein, D. A. and Paschke, M. W. 2000. A soil microbial community structural-functional index: the microscopy-based total/active/active fungal/bacterial (TA/AFB) biovolumes ratio. *Appl. Soil Ecol.* 14: 257-268.
27. Leibundgut, H. 1982. *Europäische Urwälder der Bergstufe.* (In German) Haupt, Bern.
28. Malcolm, R. E. 1983. Assessment of phosphatase activity in soils. *Soil Biol. Biochem.* 15: 403-408.
29. Mengel, K. 1985. Dynamics and availability of major nutrients in soils. Pages 65-132 in B. A. Steward, ed. *Advances in Soil Science*. Springer, New York.
30. Nannipieri, P., Ceccanti, B. and Grego, S. 1990. Ecological significance of the biological activity in soil. Pages 293-356 in J. M. Bollag and G. Stotzky, eds. *Soil Biochemistry*. Marcel Dekker, New York.
31. Parkin, T.B. 1987. Soil microsites as a source of denitrification variability. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 51: 1194-1197.
32. Paul, E.A. and Clark, F.E. 1996. *Soil Microbiology and Biochemistry*, 2nd edn. Academic Press, San Diego.
33. Rastin, N., Rosenplanter, K. and Huttermann, A. 1988. Seasonal variation of enzyme activity and their dependence on certain soil factors in a beech forest soil. *Soil Biol. Biochem.* 20: 637-642.
34. Rejsek, K. 1991. Acid phosphomonoesterase activity of ectomycorrhizal roots in Norway spruce pure stands exposed to pollution. *Soil Biol. Biochem.* 23: 667-671.
35. Rejsek, K. 1994. Experimental approaches to the determination of acid phosphomonoesterase activity in soil. *Folia Microbiol.* 39: 245-248.

36. Reuss, J. O. and Johnson, D. W. 1986. Acid Deposition and the Acidification of Soils and Waters. Springer, New York.
37. Sinsabaugh, R. L., Antibus, R. K. and Linkins, A. E. 1991. An enzymatic approach to the analysis of microbial activity during plant litter decomposition. Pages 43-54 *in* A. A. Crossley, Jr., D. C. Coleman, P. F. Hendrix, W. Cheng, D. H. Wright, M. H. Beare and C. A. Edwards, eds. Modern Techniques in Soil Ecology, Proceedings of the International Workshop on Modern Techniques in Soil Ecology in University of Georgia. Elsevier, Amsterdam. Reprinted from Agric. Ecosys. Environ. 34: 43-54.
38. Skujins, J. 1978. History of abiotic soil enzyme research. Pages 1-50 *in* R. G. Burns, ed. Soil Enzymes. Academic Press, San Diego.
39. Sparling, G. P., Speir, T. W. and Whale, K. N. 1986. Changes in microbial biomass C, ATP content, soil phosphomonoesterase and phosphodiesterase activity following air-drying of soils. Soil Biol. Biochem. 18: 363-370.
40. Speir, T. W. and Ross, D. J. 1978. Soil phosphatase and sulphatase. Pages 197-250 *in* R. G. Burns, ed. Soil Enzymes. Academic Press, New York.
41. Sposito, G. 1994. Chemical Equilibria and Kinetics in Soils. Oxford Univ. Press, Oxford.
42. Stålfelt, M. G. 1972. Stålfelt's Plant Ecology. Plants, the Soil and Man. Longman, London.
43. Tabatabai, M. A. and Bremner, J. M. 1969. Use of p-nitrophenyl phosphate for assay of soil phosphatase activity. Soil Biol. Biochem. 1: 301-307.
44. Tate, K.R. 1984. The biological transformation of P in soil. Plant and Soil 76: 245-256.
45. Tiedje, J.M. 1988. Ecology of denitrification and dissimilatory nitrate reduction to ammonium. Pages 179-244 *in* A. J. B. Zehnder, ed. Biology of Anaerobic Microorganisms. New York, Wiley.
46. Ugolini, F. C. and Spaltenstein, H. 1992. Pedosphere. Pages 123-153 *in* S. S. Butcher, R. J. Charlson, G. H. Orians and G. V. Wolfe, eds. Global Biochemical Cycles. Academic Press, London.
47. Ulehlova, B. 1988. Cycling of other mineral elements. Pages 470-478 *in* V. Vančura and F. Kunc, eds. Soil Microbial Associations, Control of Structure and Functions. Academia, Praha.
48. Vuorinen, A.H. and Saharinen, M.H. 1996. Effects of soil organic matter extracted from soil on acid phosphomonoesterase. Soil Biol. Biochem. 28: 1477-1481.
49. Waid, J. S. 1999. Does soil biodiversity depend upon metabiotic activity and influences? Appl. Soil Ecol. 13: 151-158.
50. Webster, R. and Oliver, M.A. 1993. Statistical Methods in Soil and Land Resource Survey. Oxford Univ. Press, Oxford.
51. White, R. E. 1987. Introduction to the Principles and Practice of Soil Science, 2nd edn. Blackwell, Oxford.
52. Zvyagintsev, D. G., Aseeva, I. V., Babjeva, I. P. and Mirczink, T. G. 1980. Metody Počvennoj Mikrobiologii i Biohimiji. (In Russian) Izdatelstvo Moskovskovo universiteta, Moscow.

VLIV DYNAMIKY PRŮTOKŮ NA HLADINU PODZEMNÍ VODY V NIVĚ

Bořivoj Šarapatka, Alois Prax, Miloš Kloupar

*Katedra ekologie a životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého ,
tř. Svobody 26, 771 46 Olomouc*

*Ústav půdoznalství a mikrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity
Zemědělská 1, 613 00 Brno
Lesní závod Židlochovice*

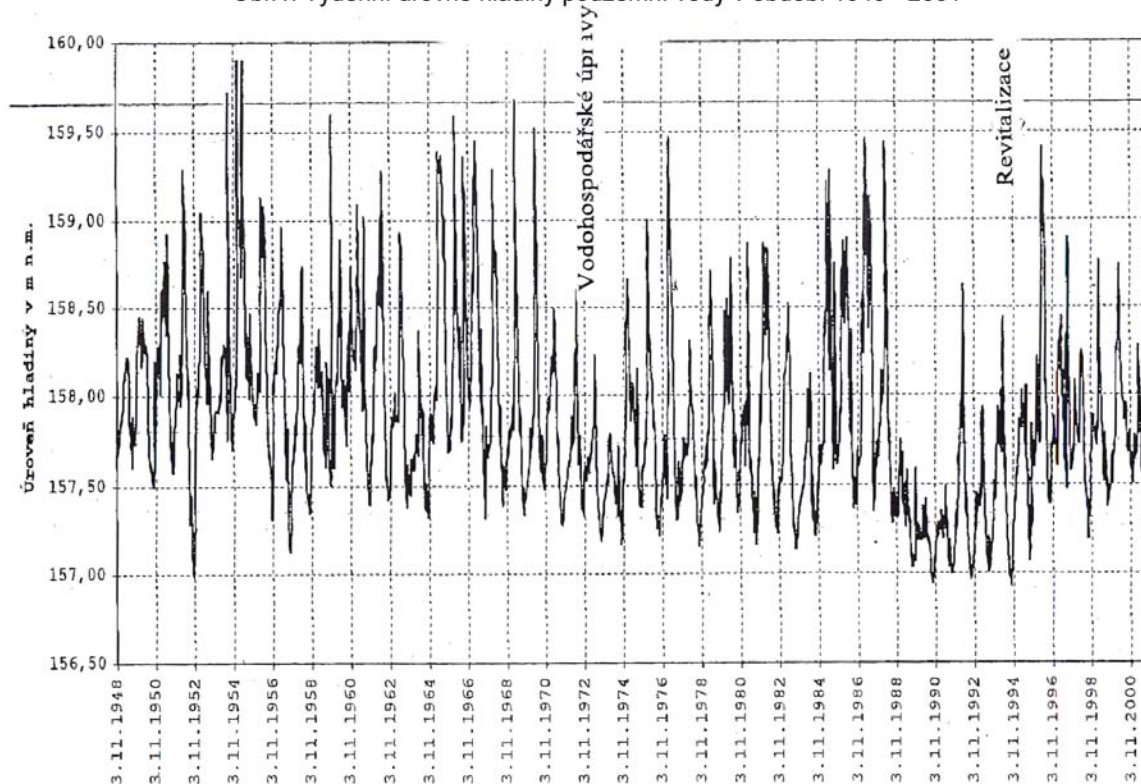
Řeky a říční sítě mají nesporný vliv na vlhkostní režim okolních niv, kterými protékají. Dynamika průtoků vody korytem recipientu se podílí na kolísavé úrovni hladiny podzemní vody a v případě přirozených člověkem neupravených vodních toků také na občasných inundacích dotčeného území. Výsledky uvedeného procesu v nivách řek Moravy a Dyje jsou předmětem předloženého příspěvku.

Vliv průtoků Dyje na hladinu podzemních vod

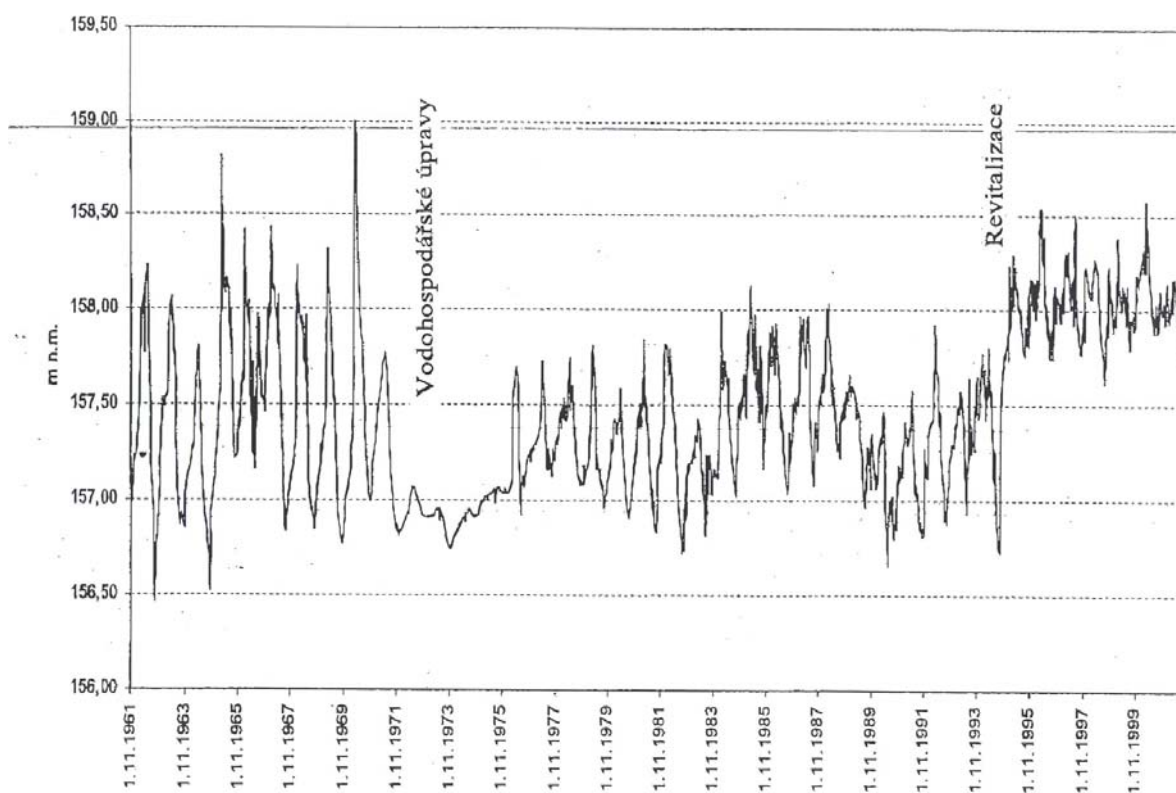
Vliv průtoků na hladinu podzemní vody byl vyhodnocován v nivách obou řek. U řeky Dyje vycházíme z údajů ČHMÚ i z vlastního sledování, u řeky Moravy z vlastního pozorování od roku 1999. Vliv průtoků v řece Dyji na dynamiku týdenní úrovně hladiny podzemní vody za období 1949-2001 je znázorněn na obr. 1 až 3. Pozorovací vrt č. 16 (obr. 1) leží v území „Kančí obory“ necelých 100 m od řeky Dyje a na průběhu úrovně hladiny podzemní vody je patrná výraznější deprese v roce 1972, kdy došlo k úpravě koryta řeky a k jejímu ohrázení. Pozorovací vrt č. 20 (obr. 2) leží zhruba 900 m od řeky Dyje a na výsledném grafu jsou dobře patrné antropické vlivy. V roce 1994 po realizaci projektu revitalizace došlo naopak ke zvýšení úrovně hladiny podzemní vody, ovšem bez výraznější dynamiky. Pozorovací vrt č. 22 (obr. 3) leží 1500 m od řeky Dyje. Na průběhu úrovně hladiny podzemní vody je patrný pokles dynamiky po roce 1972 i podstatné zlepšení vlhkostního režimu po provedené revitalizaci v roce 1994.

V příspěvku na konferenci byly diskutovány výsledky měření úrovně hladiny podzemní vody ve vrtech lokality Lubeš a Palachy ve vegetačním období roku 2002 včetně sledování průtoků v řece Dyji, atmosférických srážek a hladiny podzemní vody v místních kanálech (po revitalizaci). Na lokalitě Lubeš, ležící zhruba 1000 m od řeky Dyje, hladina podzemní vody zachovává zhruba trend postupného poklesu hladiny podzemní vody v letním období (ovlivněném transpirací) a opětného nárůstu na jarní úroveň v měsíci říjnu po zvýšeném průtoku v řece Dyji. Jiná je situace v lokalitě „Palachy“ ležící v blízkosti řeky Dyje, kde hladina podzemní vody ve vrtech dosti výrazně sleduje úroveň průtoků vody v řece.

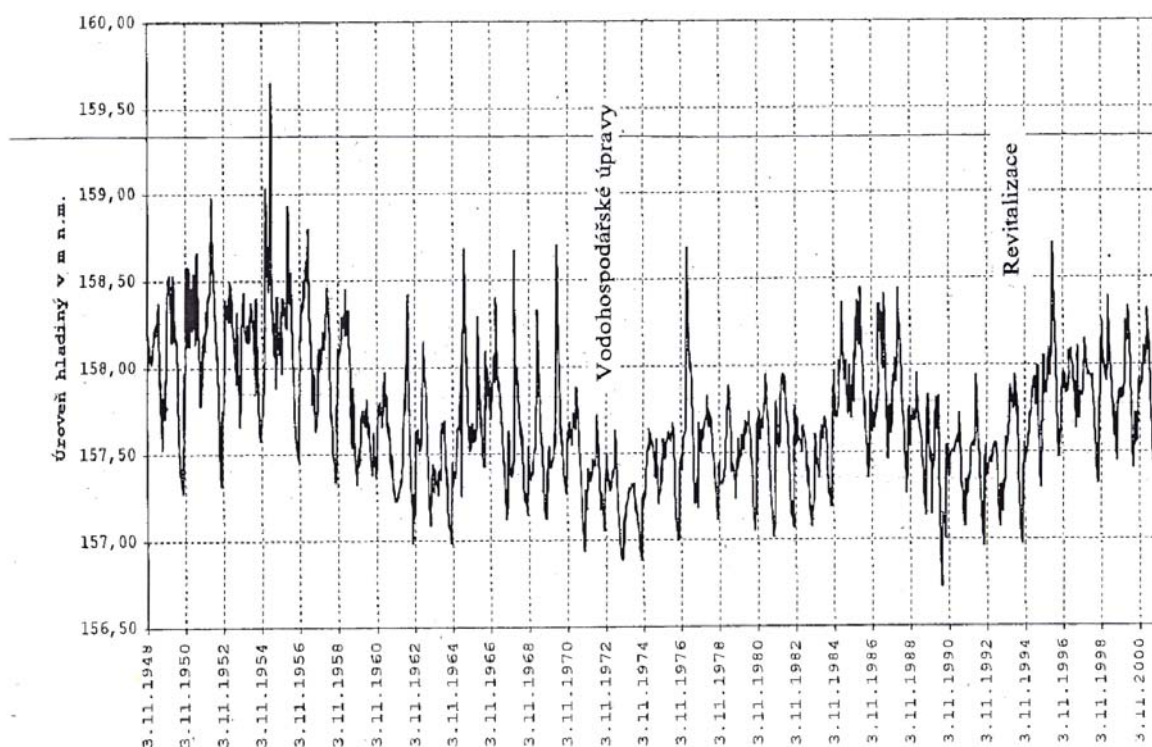
Obr.1. Týdenní úrovně hladiny podzemní vody v období 1949 - 2001



OBR. 2. Týdenní úrovně hladiny podzemní vody ve vrtu KB0710 (HP263/20)



OBR.3. KBO712 - Týdenní úrovně hladiny podzemní vody v období 1949 - 2001



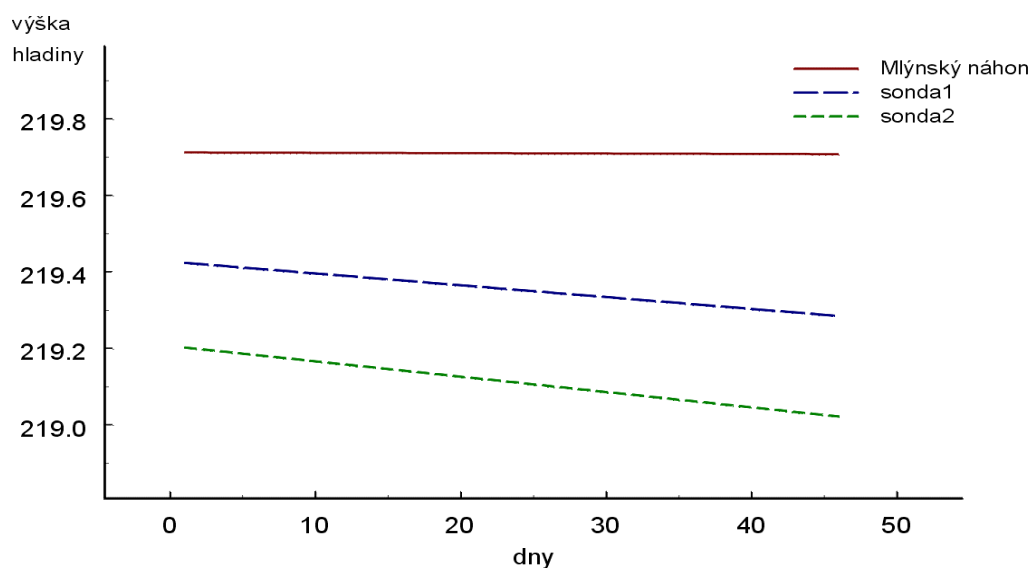
Niva řeky Moravy

Na řece Moravě byly pro výzkum zvoleny dva transekty v CHKO Litovelské Pomoraví kolmo k toku. První byl v lesním ekosystému nedaleko obce Hynkov, druhý transekt byl situován v lučním společenstvu v lokalitě Plané loučky. Na obou lokalitách byla sledována volná hladina v řece Moravě, hladina podzemní vody v provedených vrtech a na druhém transektu i hladina v nádrži Poděbrady, která vznikla po těžbě štěrkopísku. V prvním roce sledování bylo provedeno vstupní hodnocení hladiny podzemní vody spojené s úpravami na toku (srážka střední Moravy) a to v 25 termínech. Statistickým vyhodnocením souboru v lesním společenstvu nebyly zjištěny závislosti mezi kolísáním hladiny v toku a hladinou podzemní vody v sondách. Z trendů (obr.4 a 5) je však zřejmé, že ke změně výšky hladiny podzemní vody došlo v polovině září, proto byly získané výsledky podrobeny dalšímu statistickému zpracování v jednotlivých částech. V období od poloviny září došlo k postupnému zvyšování úrovně hladiny podzemní vody v obou sondách, což může souviset s postupným snižováním transpiračního toku ke konci vegetačního období.

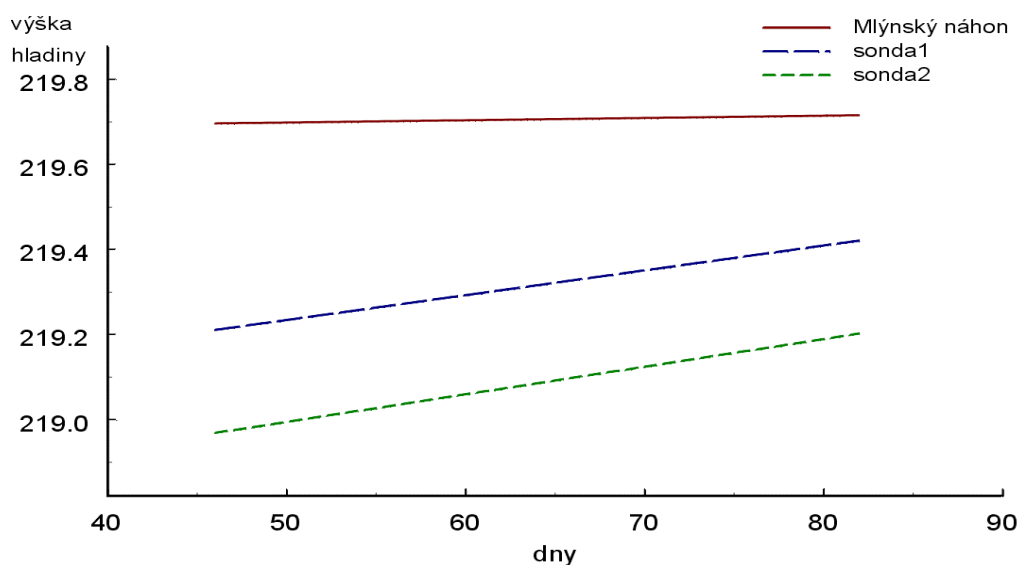
Rozkolísanost volné hladiny v toku u Planých louček byla vyšší než u transektu v lesním ekosystému. V nádrži Poděbrady byl zaznamenán v průběhu sledovaného období trvalý pokles volné hladiny bez výrazné rozkolísanosti. Mezi sondou č. 3 (nejblíže recipientu) a sledovaným tokem byla prokázána korelace na hladině významnosti 5% ($r=0.3963$). Souvisí to jednak s nevelkou vzdáleností od toku Moravy a dále s charakterem

půdního profilu. Obdobný charakter vykazuje sonda č. 5. I přes podobný průběh však nebyla prokázána korelace s tokem. Zcela jiný průběh byl zaznamenán u sondy č. 4, kde půdní profil je zrnitostně těžký. Zde bylo zaznamenáno trvalé snižování úrovně hladiny podzemní vody korelující pouze s průběhem v nádrži Poděbrady. V této souvislosti je možné uvažovat také o vlivu mocnějších těžkých povodňových hlín, které tlumí okamžité výkyvy hladiny podzemní vody. Porovnáme-li trendy bez výkyvů, zjistíme tento postupný úbytek i u sond č. 3 a 5, kde byla rovněž popsána kladná korelace ($r = 0,6706, 0,5471$) s hladinou volné vody v nádrži Poděbrady. U tohoto transektu nebyl zaznamenán výrazný nárůst hladiny podzemní vody tak, jak tomu bylo u lesního ekosystému.

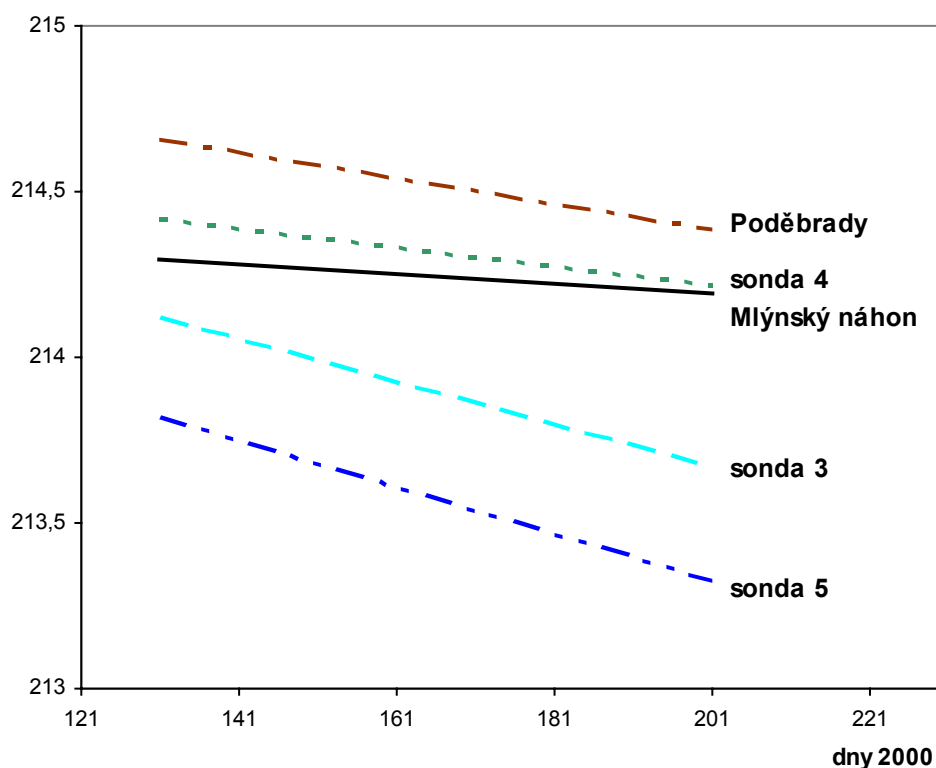
Obr.č. 4: trendy – Hynkov (2.8. - 12.9)



Obr.č. 5: trendy - Hynkov (16.9 - 22.10.)



Obr. č. 6: trendy na transektu Plané loučky
(druhý rok sledování)



V následujících letech pokračovalo sledování hladiny podzemní vody a jako příklad může sloužit lokalita Plané loučky, kde v první polovině roku docházelo k postupnému snižování hladiny v toku a s tím bylo v korelaci i snižování hladiny podzemní vody ve všech třech sondách i v nádrži Poděbrady (obr. 6). V podzimním období pak byla zjištěna statistická závislost mezi dnem sledování a dalším úbytkem výšky hladiny podzemní vody v sondách blíže k toku. V lesním ekosystému v letních a podzimních měsících byla zjištěna závislost mezi postupným klesáním volné hladiny v toku a sondou 2. Statistická závislost byla rovněž prokázána mezi sondami 1 a 2.

Závěr

Z předložených výsledků vyplývá, že na úroveň hladiny podzemní vody v pravobřežní nivě v území „Kančí obory“ má podstatný vliv řeka Dyje, jejíž vliv slábne při zvyšující se vzdálenosti od vlastního toku. Znatelný vliv mají také významnější atmosférické srážky, na které reaguje jak množství průtoku v řece, tak i hladina podzemní vody ve vrtech. Drobnější ojedinělé srážky cca do 10 mm nemají ve vegetačním období prakticky vliv na průběh podzemní vody ve sledovaném území.

Statistickým vyhodnocením souboru dat z transektu č. 1 v lesním ekosystému v nivě řeky Moravy nebyly zjištěny v první části sledování závislosti mezi kolísáním hladiny v toku a hladinou podzemní vody v sondách. Z trendů je však zřejmé, že ke změně výšky hladiny podzemní vody došlo ke konci září, což může souviset s postupným

snižováním transpiračního toku vegetačního krytu. V dalším roce sledování tato závislost postupného poklesu hladiny vody v toku a v sondách byla prokázána v letním a podzimním období. V transektu č. 2 (luční společenstvo) byla u toku zaznamenána větší rozkolísanost volné hladiny než u transektu v lesním ekosystému. Korelace mezi tokem a hladinou podzemní vody byla zaznamenána pouze u sondy č. 3. Zcela jiný průběh byl zaznamenán u sondy č. 4, kde půdní profil je zrnitostně těžký. V této sondě docházelo k trvalému snižování úrovně hladiny podzemní vody korelující pouze s průběhem v nádrži Poděbrady. Statisticky průkazný vliv klesající volné hladiny vody v řece Moravě na hladinu podzemní vody byl prokázán v letním až podzimním období druhého roku sledování.

Příspěvek se snaží napomoci v pochopení dynamiky hladiny podzemní vody v nivě, na jejímž určitém stavu jsou závislé jak lesní, tak travinné ekosystémy v této krajině. Na to musí být pamatováno při všech zásazích v toku, při kterých by mohlo dojít ke změnám volné hladiny.

Literatura u autorů

Práce byla vytvořena s pomocí grantových prostředků MSM 153100014 a MSM 432100001.

SOUČASNÝ STAV DYNAMIKY VLNKOSTNÍHO REŽIMU PŮD LUŽNÍHO LESA NA SOUTOKU

Vítězslav Hybler

AF MZLU Brno

Lužní lesy patří mezi velmi vzácné lesní ekosystémy a ohrožené typy vegetace. Jejich krajinně-ekologická funkce v údolních nivách je naprosto nezastupitelná. Tvoří ekologicky relativně nejstabilnější část naší krajiny a je v nich zachováno nejvíce původních přírodních zdrojů a přírodních památek. Z hlediska ekologického patří mezi ekosystémy s největší produkcí biomasy, a to díky bohatému přísunu živin a vody z pravidelných záplav. Produktivita ekosystému lužního lesa je srovnatelná s tropickými deštnými lesy. Pravidelné záplavy lužního lesa jsou přísunem existenčně důležitých živin a vláhy a mimo jiné také podmiňují biodiverzitu, která je díky tomu velmi pestrá a dosud není zcela vědecky prozkoumaná. Lužní les, se svým obrovským bohatstvím rostlinných a živočišných druhů, je právem nazýván „džunglí“ střední Evropy (Machar 1998). Celospolečenský význam lze jen velmi obtížně vyjádřit ekonomickými ukazateli a vzhledem k narušení ekologické stability krajiny se neustále zvyšuje. Narušená stabilita lužních ekosystémů je vyvolána především antropogenními tlaky, které získaly ve 20. století na intenzitě.

Lužní lesy jižní Moravy patří k nejvýznamnějším ekosystémům nejen České republiky, ale i celé Evropy. Jejich jedinečnost spočívá v obrovské druhové pestrosti fauny a flóry zachované na ploše 9,5 tis. ha, což je asi 30% lužních lesů celé České republiky, a na dalších dvou tisících hektarech navazujících nivních luk a mokřadů. (Vybíral 1996). Jednou z těchto ojedinělých oblastí je i území mezi vodním dílem Nové Mlýny a soutokem Dyje s Moravou. Nachází se zde lesy s převážným zastoupením nejceennějších druhů dřevin, protkané sítí kanálů, mrtvých ramen a tůní, které nemají nikde obdobu. Proto také byla tato oblast v roce 1993 zapsána do seznamu Ramsarské konvence pod názvem Mokřady dolního toku Dyje (Pražák 1996).

I tato přírodovědecky unikátní společenstva podléhají působení antropogenních faktorů se všemi pozitivními i negativními následky. Nebylo tomu jinak ani v 70. letech při provádění rozsáhlých vodohospodářských úprav tohoto území, které mělo za cíl vytvořit účinnou ochranu lidských sídel a zemědělských pozemků před povodněmi a vytvořit lepší podmínky k veškerým lesnickým i pěstebním akcím v lužním lese. Závažným záporným aspektem těchto úprav, ve vztahu k lužní krajině, však byla eliminace pravidelných záplav a snížení hladiny podzemní vody, mající vliv na postupné vysychání lužního lesa, které je prohloubeno nedostatkem atmosférických srážek v průběhu posledních 15 let a neustále se zvyšujícím odběrem pitné vody z jímacích území (Pražák 1996). Technicky bylo pojata řešení problému, které spočívalo ve vybudování záchytných vodních nádrží a v regulaci i dolních částí řečišť řek Moravy, Dyje, Svratky a Jihlavy. Došlo k vykácení 1200 hektarů nejceennějších partií lužního lesa a vznikla vodní nádrž Nové Mlýny. Došlo k vyřešení problémů, které vyplývaly z povodní, ale tím vším utrpěly lužní lesy, které byly zvyklé na periodické záplavy. Jevily známky celkového zhoršení vitality a zdravotního stavu. Příčinou byl nedostatek vody a pokles hladiny spodní vody o jeden až jeden a půl metru. Lužní les se ocitl v ohrožení a počala přeměna k jinému typu lesa (Vybíral 1996).

Výskyt klimatických a hydrologických situací vyvolávající stavy blízké vlhkostnímu stresu vyvolal v 80. letech snahy o zlepšení vlhkostního režimu umělým

povodňováním v jižní části ohrázaného území nad soutokem Dyje a Moravy (Prax, Hadaš, Hybler 1999). V roce 1992 byla v rámci Programu revitalizace říčních systémů a za spolupráce několika institucí zahájena realizace obnovy vodního režimu lužní krajiny se záměrem přivést do lužního lesa dostatečné množství vody a tím se alespoň přiblížit stavu před úpravami (Pražák, Kloupar 1996).

Vlhkostní režim v lužních lesích jižní Moravy monitoruje od roku 1969 pracoviště Ústavu ekologie lesa Lesnické a dřevařské fakulty Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně. Za spolupráce několika institucí byla v roce 1994 na vybraných lokalitách lužních lesů nivy řeky Dyje a Moravy vybudována síť automatických stanic. Od 1.1.1995 byla zahájena v tříhodinových a šestihodinových intervalech pravidelná měření hladiny podzemní vody, teploty půdy, srážkových úhrnů a objemové půdní vlhkosti (Prax, Hadaš, Hybler 1999).

Přehled prováděného povodňování v polesí Lanžhot

Rok 1990: Ve dnech 24. - 25.1.1990 byla na popud LS Lanžhot otevřena povodím Moravy čerpačka. Tento pokus o umělé povodňování však nebyl příliš úspěšný. 27. - 29.4.1990 byl v řece Moravě zaznamenán vysoký průtok a došlo k zatopení lesa v mezihrází a v oblasti Sekulské Moravy i za hrází. Maximální množství vody, způsobující vybřežení Moravy, se v tomto roce projevilo v období od 27. do 30.5., kdy bylo započato odpouštění vody stavidlem na Sekulské Moravě.

Rok 1991: 21.4. - 3.5.1991 byla vyvolána umělá povodeň omezením odtoku Kyjovky a zastavením odtoku přeložky s cílem nasytit půdní profil před vegetačním obdobím. Skutečnost, že v tomto časovém intervalu byla zatopená také „Paseka“, zalesněná na podzim 1990, vyvolávala obavy z poškození mladých stromků stagnující vodou. Dne 3.5.1991 došlo k poklesu hladiny a voda se vrátila zpět do koryta. V červenci roku 1991 bylo na lokalitě „Soutok“ zahájeno pravidelné měsíční sledování vlhkostního režimu půd.

Rok 1992: Ve dnech 26.-27.3., kdy po 48 hodin činil průtok $20\text{m}^3\text{s}^{-1}$, zaplaveno téměř celé území „Soutoku“. Dne 31.3.1992 bylo stále zaplaveno mezihrází a v poldru se voda vyskytovala místy i nad hrázovou cestou. Pokles hladiny vody v mezihrází byl zaznamenán 8.4. a pod vlivem záplav zůstaly pouze louky v oblasti „Černých jezů“.

Rok 1993: Rok byl ve srovnání s předchozím z hlediska úrovně povodňování méně intenzivní. I přes nízký průtok v Dyji ($1-2\text{m}^3\text{s}^{-1}$) byl 19.3. otevřen jez „Pohansko“. O den později, 20.3., došlo ke kulminaci vody v „Soutoku“ ($137\text{m}^3\text{s}^{-1}$) a byla zaplavena značná část dotčeného území až do 21.3., kdy bylo stavidlo opět uzavřeno. Při této povodni nebylo zaplaveno mezihrází a výtok z Kyjovky byl otevřen. V tomto roce probíhalo v době od 3.11. do 5.11. snižování hladiny vody třetí nádrže VD Nové Mlýny, avšak z důvodů nízkých průtoků v řece Dyji ($80\text{m}^3\text{s}^{-1}$) ve zmíněných dnech, byla snaha o umělé povodňování neúspěšná.

Rok 1994: Byly zaznamenány dvě povodně, z nichž první, uměle vyvolaná povodňová vlna (10.-11.3.), byla způsobena otevřením náhonu do poldru na jezu „Pohansko“. Další byla přirozená povodeň v období od 13.-18.4., při které došlo k zaplavení spodní části „Soutoku“ a „Plohy“.

Rok 1995: Na jaře tohoto roku, ve dnech 6.-7.4., byla uměle vyvolána povodeň z VD Nové Mlýny, čímž se podařilo zaplavit celý prostor poldru. Kromě této skutečnosti se uzavřením „Hrázové“ dosáhlo maximálního efektu také v prostoru nad ní. V roce 1995 následovaly ještě dvě další přirozené povodně na řece Moravě, a to 27.-29.4. s kulminací $266\text{m}^3\text{s}^{-1}$ a 14.-16.5. s kulminací $225\text{m}^3\text{s}^{-1}$. V obou případech došlo k zaplavení

„Košarských luk“ a poldru u „Čerpačky“. V roce 1995 bylo měsíční sledování nahrazeno denním režimem sledování, který zajišťuje automatická měřicí stanice firmy Amet.

Rok 1996: Koncem března (22.3.) se projevila přirozená povodeň vlivem vyšších průtoků ($130 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$), při níž bylo již pátý den kompletně zatopeno celé mezihráží. Současně bylo 27.-28.3. provedeno krátkodobé povodňování jezem „Pohansko“. Dne 18.4. byla zaznamenána již několik dní se projevující klesající tendence hladiny vody v Dyji i poldru, avšak v mezihráží, v poldru „Ploha“ a v terénu přibližně od „Hraniční aleje“, včetně prostoru pod pralesem „Cahnov“, se stále ještě vyskytovala voda, která setrvala ve spodní části poldru údajně do začátku až poloviny května.

Rok 1997: Po celé jarní období tohoto roku byly charakteristické zvýšené průtoky na řece Dyji. Např. 28.2.-8.3. činil odtok vody z VD Nové Mlýny $95\text{--}100 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a bylo zaplaveno mezihráží kolem soutoku řek Dyje a Kyjovky. Současně vzduší Kyjovky (3.3.) způsobilo zaplavení i části poldru (např. Prales „Soutok“, okolí „Čerpačky“, louka u „Cahnovského pralesa“). K dalšímu výraznému zvýšení průtoků v Dyji, až na $140 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, došlo 18.4.1997. V červenci 1997, vlivem silných a vytrvalých dešťů v období 4.-8.7., resp. 9.7., prudce stoupla hladina vody v řece Moravě tak, že 8.7. dosáhl průtok pod Lanžhotem cca $520 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. Došlo k přirozené záplavě lesa od „Kopčanského přívozu“ po „Rýnovou“ včetně „Anglické cesty“. Obdobná situace nastala i v povodí Dyje, kde průtok dosahoval $150 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$.

Rok 1998: Otevřením stavidla VD Nové Mlýny v časovém intervalu 4.-5.5. došlo ke zvýšení minimálních průtoků na řece Dyji až na $130 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ a zaplavení luk a porostů po veřejnou cestu. Manipulací na „Hvězdě“ a „Enkládě“ byly zaplaveny „Košarské louky“, poldr u „Čerpačky“ a tento stav setrval do 14.5. (Stiborová 2000).

Roky 1999-2003: Z důvodů neustálých přirozených záplav bylo umělé povodňování pozastaveno. V současné době probíhají jednání o uvedení umělého povodňování do provozu, neboť se na loukách lužního lesa vyskytl chřástal (Netík, Švirga 2003).

Výsledky provedených měření na lokalitě „Soutok“ v letech 2000 až 2001 byly diskutovány a porovnávány s údaji naměřenými na této lokalitě v dřívějším období, konkrétně o pět let dříve (1995 – 1996), kdy zde probíhalo umělé povodňování i přirozená záplava. Vlhkostní režim půd a jeho dynamika jsou silně ovlivněny intenzitou průtoků v řekách Moravě a Dyji, hladinou podzemní vody, ale také umělým povodňováním.

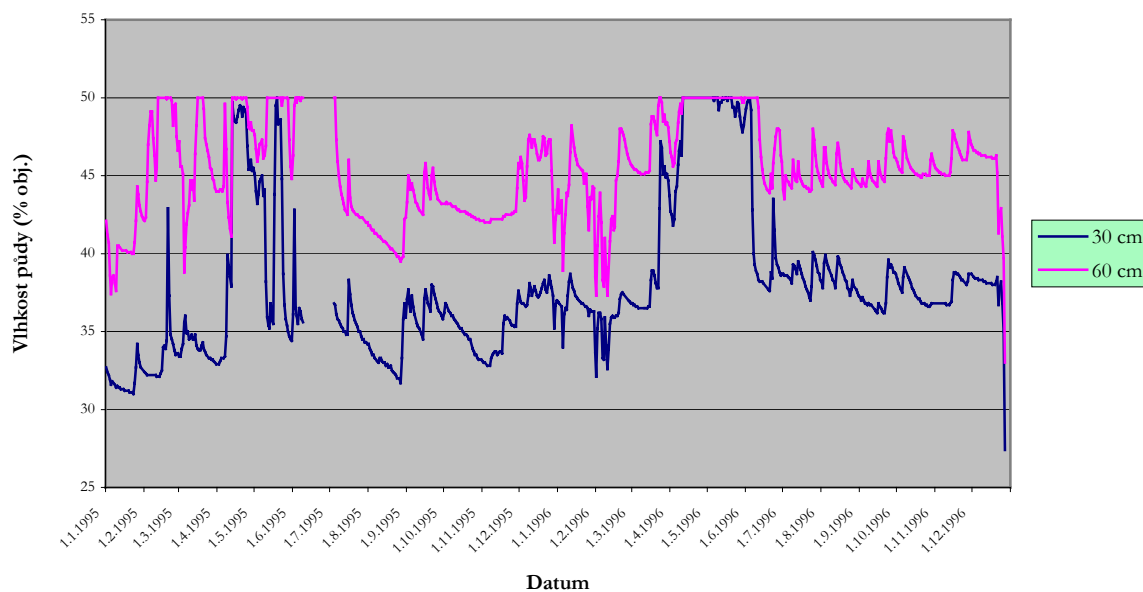
Díky pozastavení umělého povodňování a pokračujícímu trendu nadprůměrných teplot nedochází zjara k plnému nasycení půdy vodou, a to ovlivňuje dynamiku půdní vlhkosti především v jarním a letním období. Měření z posledních období je prozatím vyhotoveno pouze z odběrů v měsíčních intervalech, podrobnější grafy nejsou zatím bohužel zpracovány, přesto je z grafů patrný rozdíl. Dá se říci, že dynamika půdní vlhkosti byla především v hloubce kolem 30 cm značně omezena, v letních měsících dva roky po posledním povodňování bylo možno pozorovat i značný pokles vlhkosti půdy v hloubce 60 cm.

Bylo by proto patrně vhodné v dalším řízeném povodňování citlivého ekosystému lužního lesa pokračovat, tak aby nemohlo opět docházet k jeho vlhkostním stresům. Samozřejmostí by mělo být přihlédnutí k dalším okolnostem, ať už biologickým či ekologickým a ekonomickým, důležitým pro rozhodování při náročném managementu tak rozsáhlého a významného území.

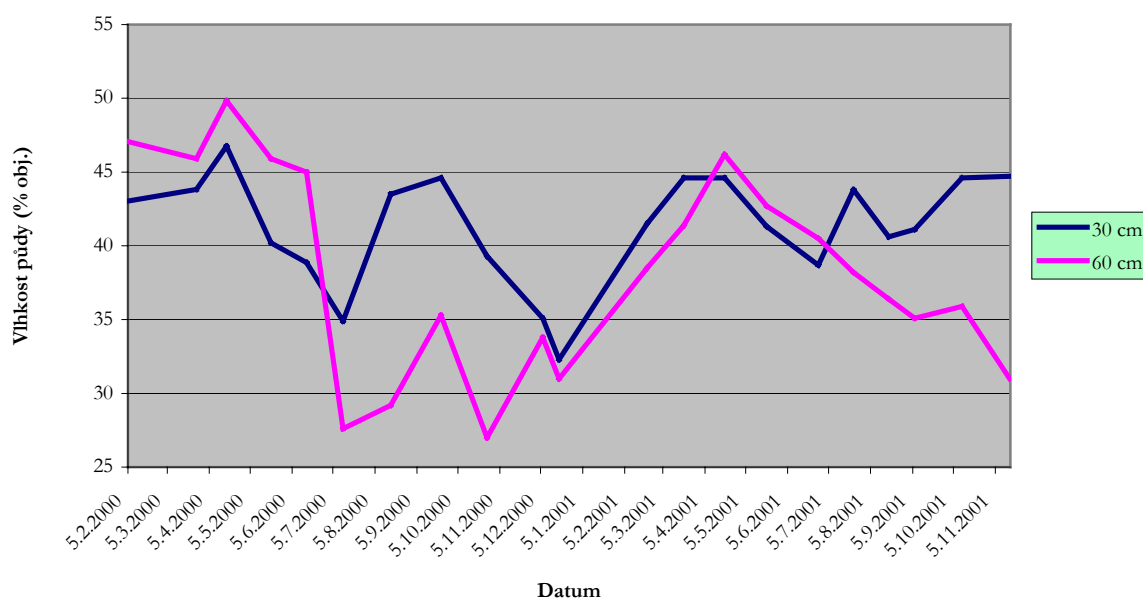
Tento úkol byl řešen v rámci projektu J08: 432100001 podporovaného MŠMT ČR.

Grafy:

Graf č. 1 Dynamika půdní vlhkosti v letech 1995 a 1996



Graf č. 2 Dynamika půdní vlhkosti v letech 2000 a 2001



VYUŽITÍ GENETICKÝCH ALGORITMŮ PRO APROXIMACI RETENČNÍCH ČAR.

Václav Kuráž, Anna Kučerová, Michal Kuráž

*ČVUT v Praze, Fakulta stavební, katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství,
Thákurova 7, 166 29 Praha6, e-mail: kuraz@fsv.cvut.cz*

1. Úvod.

Řešení stavu a pohybu vody a rozpuštěných látek v nenasycené půdní zóně patří stále k složitým problémům půdní fyziky. Pro řešení se většinou používají numerické modely. Jejich využití však naráží na co nejpřesnější a objektivní znalost materiálových charakteristik půdního prostředí. Mimo základních fyzikálních vlastností se jedná hlavně o průběh a charakteristiky retenčních čar, tzn. závislosti vlhkostního potenciálu na půdní vlhkosti. Do numerických modelů se hydraulické charakteristiky, mezi které patří právě retenční čára, zavádějí ve formě analytických vyjádření, která umožňují provádět interpolaci v rámci naměřených dat, případně i extrapolaci mimo rozmezí naměřených hodnot. Většinou se pro aproximaci retenčních čar používá rovnice van Genuchtena (1980), řadou dalších autorů upravovaná, případně je možno použít vztah Brookse a Coreyho (1964). Model van Genuchtena většinou velmi dobře vyjadřuje retenční čáru s typickým esovitým průběhem, model Brookse a Coreyho je vhodný pro retenční čáry s „C“ profilem. Van Genuchten a kol. (1991) publikovali počítačový program RETC pro analýzu retenčních čar. Podrobný rozbor jednotlivých parametrů a citlivostní analýzu jejich vlivu na průběh retenčních čar včetně vlastního programu UFRETIC na výpočet průběhu retenčních čar s použitím modelu van Genuchtena a Brookse a Coreyho zpracovali Valentová a Valenta (1992). Tento program umožňuje také výpočet průběhu nenasycené hydraulické vodivosti na základě využití kapilárních modelů s použitím vztahu Mualem (1976). Novou metodu proložení naměřených bodů retenčních čar za použití kubické spline interpolace publikovali Kastanek a Nielsen (2001). Tato metoda umožňuje vkládání tzv. virtuálních bodů tak, aby průběh retenční čáry byl věrohodnější a aby se omezil vliv hodnot, které jsou evidentně zatíženy experimentální chybou. Nevýhodou uvedené metody, podle našeho názoru, je to, že výsledek může být výrazně ovlivněn erudicí řešitele a jeho zkušenostmi s aproximací retenčních čar. Některé diskontinuity, které jsou důsledkem např. vícemodální pórovitosti, mohou být tímto zásahem eliminovány, i když mají fyzikální význam. Výstupem řešení jsou koeficienty, které nemají fyzikální význam. Výhodou je možnost proložení jakéhokoliv průběhu retenčních čar, na druhé straně většinou by využití tohoto přístupu vyžadovalo příslušné úpravy v numerických modelech.

2. Experimentální část.

Průběh retenčních čar je nutno stanovit experimentálně, buď laboratorně, nebo v terénu. V půdní fyzice dáváme obecně přednost terénnímu stanovení, ovšem s výjimkou retenčních čar, kdy preferujeme laboratorní stanovení. Retenční čáry v laboratoři stanovujeme na neporušených půdních vzorcích, většinou objemu 100 cm³. Pro každý půdní horizont je potřeba odebrat minimálně 4 půdní vzorky. Uvedený objem vzorků je výrazně menší než tzv. reprezentativní elementární objem, proto je nutno testovat co největší počet půdních vzorků. pro hodnoty vlhkostního potenciálu do cca 100 cm používáme podtlakovou

metodu, ve vyšších rozsazích potom metodu přetlakovou. Většinou stanovujeme pouze vysoušecí větve retenční čáry, pokud bychom požadovali stanovení také zvlhčovací větve, je nutno použít speciálně upraveného přetlakového přístroje. Problémem je poměrně dlouhá doba pro dosažení rovnováhy při jednotlivých tlakových krocích. Tuto dobu je u vyšších tlaků možno zkrátit snížením výšky vzorků. Doba potřebná k dosažení rovnováhy se zvyšuje se čtvercem výšky vzorku. Pro vyšší hodnoty vlhkostních potenciálů již příslušné odpovídající vlhkosti nezávisí na tom, je-li vzorek porušený, nebo neporušený, proto je možné v přetlakovém přístroji testovat porušené půdní vzorky.

Terénní stanovení retenčních čar je poměrně značně problematické. Předpokládá současné měření vlhkostního potenciálu a vlhkosti. Technicky je prakticky nemožné současné měření těchto parametrů ve stejném objemu půdy, navíc půdní tenzometry, používané k měření vlhkostního potenciálu mají jiný dosah měření než většina vlhkoměrů, měření vlhkosti musíme navíc kalibrovat, takže příslušné experimentální chyby se většinou zvětšují. Dalším problémem je hystereze retenční čáry, většinou při terénním stanovení dostáváme body přechodových retenčních čar, jenom výjimečně potom obalové čáry.

Pro další zpracování byly odebrány neporušené půdní vzorky na výsypkách Stará Chodovská a Podkrušnohorská objemu 100 cm^3 v rámci komplexního studia fyzikálních vlastností uvedených výsypek bez rekultivačních opatření, ponechaných primární sukcesi. Dále byly analyzovány retenční čáry stanovené na těžkých jílových půdních vzorcích z výsypky Radovesická.

3. Aproximace retenčních čar.

Jak již bylo uvedeno, nejčastěji se v praxi pro vyjádření průběhu retenčních čar používá vztah podle van Genuchtena:

$$\theta_E = \frac{1}{[1 + (\alpha/h)^n]^m} \quad (1)$$

v rovnici (1) značí θ_E tzv. efektivní vlhkost definovanou výrazem:

$$\theta_E = \frac{\theta - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} \quad (2)$$

kde θ_r je reziduální vlhkost, θ_s je vlhkost nasycená, $|h|$ je absolutní hodnota sacího tlaku půdní vody (cm), α je empirický parametr (L^{-1}), pohybuje se v rozmezí od 10^{-3} do 10^{-2} cm^{-1} , jeho převrácená hodnota je přisuzována vstupní hodnotě vzduchu.

n – empirický koeficient, běžně se pohybuje v rozmezí od 1,5 do 6,0 (vyšší hodnoty platí pro lehké písčité půdy, nižší pro těžké jílové půdy)

m – empirický koeficient, obvykle se používá vztah – jako závislý na n :

$$m = 1 - 1/n, \text{ nebo } m = 1 - 2/n.$$

Obecně se tedy jedná o rovnici se šesti parametry, které je možno optimalizovat. V našem případě jsme se rozhodli ponechat jako konstantní hodnotu θ_s , považujeme uvedenou hodnotu za jednoznačně stanovitelnou proto tento postup se nám jeví jako vhodnější. Dalším problémem je hodnota θ_r , která není jednoznačně definovaná, z definice plyne pouze, že se jedná o vlhkost, při které již voda neproudí v tekutém stavu. Obdobně jako

Majerčák a Šútor(1988) považujeme za vhodné definovat tuto hodnotu jako vlhkost při čísle hygroskopicity ($pF = 4,78$).

Výhodou využití vztahu (1) je určitý fyzikální význam jednotlivých parametrů α , n a m . Výstupem běžně používaných programů RETC a UFRETC jsou však často hodnoty, které jsou výrazně mimo uvedený rozsah. Také shoda naměřených a proložených hodnot často nebývá příliš dobrá. Cílem této práce proto bylo zjistit, zda je možné nahradit uvedené programy genetickým algoritmem SADE. Výhodou algoritmu SADE je možnost nastavení tak, aby hledal řešení jen v zadaných mezích. Toho se docílí tím, že v průběhu výpočtu jsou jednotlivá navržená řešení mimo daný definiční obor penalizována.

Optimalizovanou funkcí byla funkce součtu nejmenších čtverců rozdílů naměřených hodnot a hodnot modelu. Po jednom spuštění není teoreticky jisté, zda bylo nalezeno optimální řešení. Aby se spolehlivost jednotlivých výpočtů zvýšila, byl použit algoritmus SADE rozšířený o metodu CERAf. V takovém případě už nalezený výsledek nabývá jisté důvěryhodnosti, ale ještě není možné posoudit dobu výpočtu, což je vedle spolehlivosti optimalizační metody její další charakteristika. Jedná se o stochastickou metodu, SADE tedy potřebuje pokaždé různý počet vyhodnocení řešené funkce. Z těchto důvodů byl pro každý vzorek spuštěn výpočet stokrát. Z výsledků bylo poté vyhodnoceno, zda algoritmus vždy dospěl ke stejné optimální hodnotě. Jelikož algoritmus nacházel opakovaně stejné řešení s přesností 10^{-10} , je možné předpokládat, že se jedná o skutečné optimum. V tab. č. 1 jsou uvedeny výsledky optimalizace s mezemi parametrů podle van Genuchtena.

ID	α	n	m	SNČ	poč.vyhodn.
1004	0.001	1.5	0.092649	0.0044052533	3054.6
101	0.001	1.5	0.077659	0.0024399199	3177.0
109	0.01	1.6585	0.044584	0.0043729931	11149.2
135	0.01	3.7048	0.012254	0.0020460438	68646.6
1376	0.002853	6.0	0.0098269	0.0004754130	664008.0
1430	0.01	1.7983	0.05395	0.0041461212	16632.3
163	0.001	1.5	0.053664	0.0019486609	4177.2
1673	0.001	1.5	0.031901	0.0002420876	7046.7
2	0.01	6.0	0.011653	0.0032027058	13677.6
201	0.001	1.5	0.041208	0.0055732120	3670.5
212	0.01	2.2672	0.024854	0.0041564802	17256.0
23	0.01	2.7203	0.018655	0.0039690931	25704.3
230	0.001	1.5	0.034343	0.0004522415	4296.0
234	0.001	1.6699	0.041295	0.0006061593	27905.7
237	0.01	2.3144	0.025527	0.0035966123	12668.1
24	0.002379	1.5	0.044042	0.0006910113	19759.5
240	0.0087062	1.5	0.048041	0.0030163443	21141.6
3	0.01	2.4833	0.030026	0.0036799656	19036.5
318	0.0079274	1.5	0.088757	0.0086601021	6316.8
377	0.01	1.5	0.038455	0.0019689478	12617.1
402	0.01	1.6342	0.055964	0.0041880017	11549.4
447	0.01	3.9195	0.013573	0.0044487432	174926.1
469	0.0044861	1.5	0.08843	0.0061487183	13586.7
51	0.0045798	1.5	0.033281	0.0017438710	11768.7
57	0.001	1.7057	0.046368	0.0025499753	15504.0
61	0.001	1.5	0.063584	0.0013697709	4036.8
64	0.0083679	1.5	0.057667	0.0033036833	11622.3
87	0.01	6.0	0.011648	0.0046442482	11538.6
91	0.01	1.5909	0.070959	0.0061854598	10885.5
94	0.0055516	1.5	0.052618	0.0028140504	11580.0

Tab. č. 1: Hodnoty parametrů retenční čáry nalezené algoritmem SADE v mezích podle van Genuchtena.

Pokud porovnáme hodnoty jednotlivých parametrů zjistíme, že v řadě případů je často jako optimální hodnota stanovena mezní hodnota tohoto parametru. Je tedy oprávněné domnívat se, že pokud meze rozšíříme, bude jiné i nalezené optimum, respektive že skutečné optimální řešení leží vně těchto mezí. Aby se tato hypotéza potvrdila, byl spuštěn výpočet znovu pro širší meze. Protože se nejčastěji vyskytla mezní hodnota jako optimální pro parametr α , byl nový výpočet spuštěn s opravenými mezemi α (10^{-5} - 10^0). Výsledky jsou uvedeny v tab. č. 2.

ID	α	n	m	SNČ	poč.vyhodn.
1004	1e-05	2.5833	0.052225	0.0027405636	12516.0
101	0.00073163	1.5	0.082894	0.0022271270	14148.5
109	0.017756	1.5	0.048182	0.0040385908	9497.9
135	0.11971	1.5	0.031269	0.0017790049	49594.3
1376	0.0028528	6.0	0.009827	0.0004754130	204166.7
1430	0.02079	1.5	0.064815	0.0038982623	10786.8
163	0.00049086	1.5	0.062194	0.0014140334	12990.9
1673	0.00069633	1.5	0.034244	0.0001860774	23155.4
2	0.60014	1.5	0.043006	0.0022976250	273177.2
201	1e-05	1.9417	0.050945	0.0011738990	10788.4
212	0.041634	1.5	0.038218	0.0036025217	16327.0
23	0.060091	1.5	0.035097	0.0033869796	21891.5
230	1e-05	2.4617	0.021575	0.0001939481	28637.6
234	7.8167e-05	2.3497	0.028624	0.0005320695	31439.2
237	0.043955	1.5	0.040115	0.0029973019	16303.8
24	0.002379	1.5	0.044042	0.0006910113	21131.2
240	0.0087062	1.5	0.048041	0.0030163443	12861.2
3	0.050868	1.5	0.051047	0.0030077200	18950.8
318	0.0079274	1.5	0.088757	0.0086601021	7173.2
377	0.012596	1.5	0.037064	0.0019163657	8575.3
402	0.016716	1.5	0.059531	0.0037842206	7709.7
447	0.14598	1.5	0.036163	0.0043445990	83219.1
469	0.0044861	1.5	0.08843	0.0061487183	14454.9
51	0.0045798	1.5	0.033281	0.0017438710	13163.9
57	1e-05	2.909	0.026722	0.0021989645	27893.3
61	0.00085296	1.5	0.065656	0.0013307301	14823.5
64	0.0083679	1.5	0.057667	0.0033036833	7331.7
87	0.96166	1.5	0.040706	0.0026556786	125622.2
91	0.015023	1.5	0.073308	0.0057922979	6684.6
94	0.0055516	1.5	0.052618	0.0028140504	12006.1

Tab. č. 2: Hodnoty parametrů retenčních čar v rozšířených mezích.

Při srovnání hodnot v tabulkách 1 a 2 zjistíme, že pro většinu půdních vzorků bylo v rozšířených mezích nalezeno kvalitnější řešení. Největší rozdíl je pro vzorek 201, kde je hodnota funkce součtu nejmenších čtverců řešení v rozšířených mezích pětikrát nižší, než pro řešení v mezích podle van Genuchtena.

4. Závěr.

Předložené výsledky prokazují vhodnost použití genetických algoritmů pro proložení retenční čáry. Výpočty prokazují, že algoritmus je schopen přizpůsobit se změnám jednotlivých zadaných mezí a je dobrým nástrojem k nalezení optimálních hodnot. Zároveň se změnou mezí se mění délka výpočtu, která s šířkou definičního oboru stoupá, tento

nárůst však není razantní. Výpočet s milionem vyhodnocení funkce nejmenších čtverců ze souboru dat o osmi bodech trvá přibližně jednu minutu na počítači s procesorem Xeon 550 MHZ a 1GB operační paměti.

Příspěvek byl zpracován v rámci řešení grantového úkolu GA ČR č. 526/01/1055

Literatura:

1. Kastanek,F.J., Nielsen,D.R., 2001: Description of soil water characteristics using cubic spline interpolation. SSSAJ 65, 279-283
2. van Genuchten,M.Th.,Leij,F.J., Yates,S.,R., 1991: The RETC code for quantifying the hydraulic functions of unsaturated soils. EPA, California
3. Valentová,J., Valenta,P., 1992: UFRETC, program pro analýzu hydraulických charakteristik nenasycených půd. Uživatelská příručka, FSv, ČVUT v Praze

TEPLOTA PÔDY VO VEGETAČNOM OBDOBÍ VO VZŤAHU K JEJ VLHKOSTI

Miloš Širáň

Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, Mládežnícka 36, 974 04 Banská Bystrica, msiran@oragemail.sk

Úvod

Teplota a vlhkosť pôdy sú neodmysliteľnou súčasťou životného prostredia rastlín. V pôsobení na deje chemickej povahy sa navzájom stávajú niekedy limitným faktorom, inokedy sa dopĺňajú i umocňujú. Ak pozeráme na ne ako na deje fyzikálnej povahy pôsobia skôr protichodne. Zvyšovaním teploty pôdy dochádza k úbytku pôdnej vlhkosti, zväčšuje sa evapotranspirácia. V skutočnosti vo voľnej prírode vstupuje do ich vzájomného vzťahu ďalší faktor – atmosférické zrážky, ktoré dopĺňajú zásobu vody v pôde. Vymedzenie vzťahov medzi spomínanými faktormi môže poskytnúť cenné poznatky v súvislosti s riešením problémov súvisiacimi s klimatickými zmenami.

Materiál a metódy

Merania sa vykonávali na dvoch plochách H a Hog neďaleko obce Kováčová, vzdialených od seba vzdušnou čiarou okolo 600 m. Nachádzajú sa v nadmorskej výške 430-460 m, na ZJZ svahu so sklonom 14 – 18°.

Klimaticky patria výskumné plochy do mierne teplého, mierne vlhkého vrchovinového okrsku B₅ s priemernou ročnou teplotou $t_{(1951-1980)} = 6,8$ °C a priemerným ročným zrážkovým úhrnom 778 mm (údaje sú získané aproximáciou dlhodobých priemerných hodnôt pre stanice SHMÚ Sliač a Skalka podľa Střelca, 1993).

Pôdnym typom je kambizem, v prípade plochy H andozemná, plochy Hog pseudoglejová. Z hľadiska zrnitostného zloženia sú to pôdy stredne ťažké, hlinité, na ploche Hog v spodnej časti ílovito-hlinité. Zvlášť na ploche Hog sa v hĺbke 60-70 cm nachádza ťažšie priepustná vrstva, po ktorej steká voda prenikajúca celým pôdnym profilom a ktorá ovplyvňuje vlhkosť spodných vrstiev pôdy. V čase merania boli plochy bez vegetačného krytu.

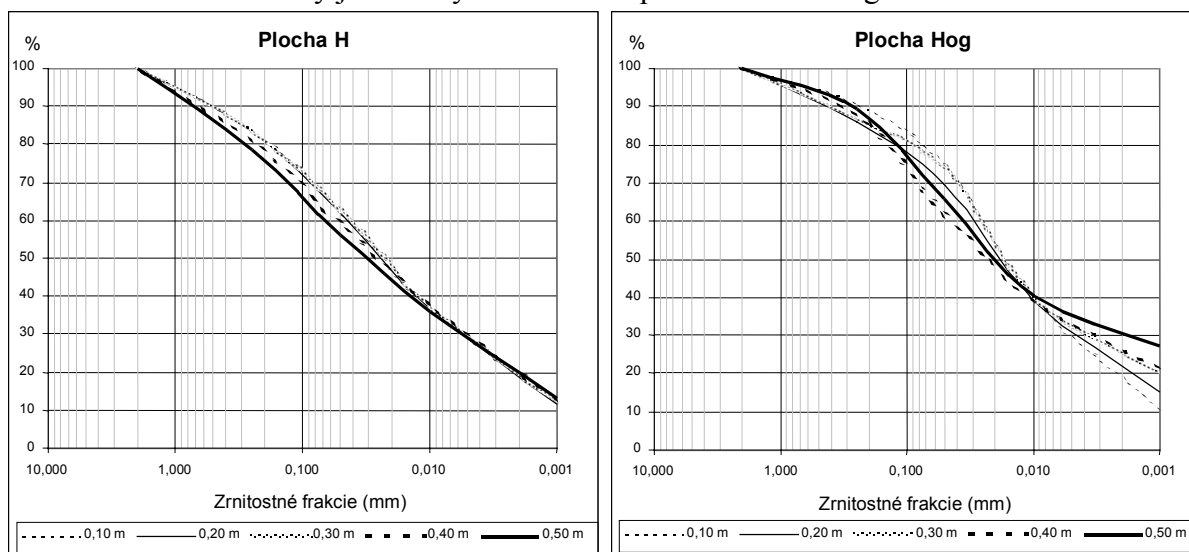
Teplota pôdy sa merala v mesačných intervaloch Pallmannovou metódou (podľa Kubíkovej, 1970) v hĺbkach 0,05 m, 0,20 m a 0,50 m v troch opakovaníach.

Vlhkosť pôdy sa zisťovala v blízkosti miest merania teploty v týždňových intervaloch gravimetrickou metódou z každej 10 cm vrstvy do hĺbky 50 cm v troch opakovaníach.

Z ostatných vlastností zrnitosť sa stanovila sedimentačnou metódou pipetovaním, merná hmotnosť pyknometricky, maximálna kapilárna vodná kapacita (MKK) podľa Nováka, obsah humusu oxidimetricky podľa Ťurina.

Výsledky a diskusia

Fyzikálne vlastnosti. Ako vidieť z tab.1 a grafu 1, pôdy na plochách sa líšia predovšetkým v zrnitosti, hlavne v podiele ílovej frakcie (< 0,001 mm), keď táto je viac zastúpená v spodných vrstvách profilu na ploche Hog oproti ploche H.

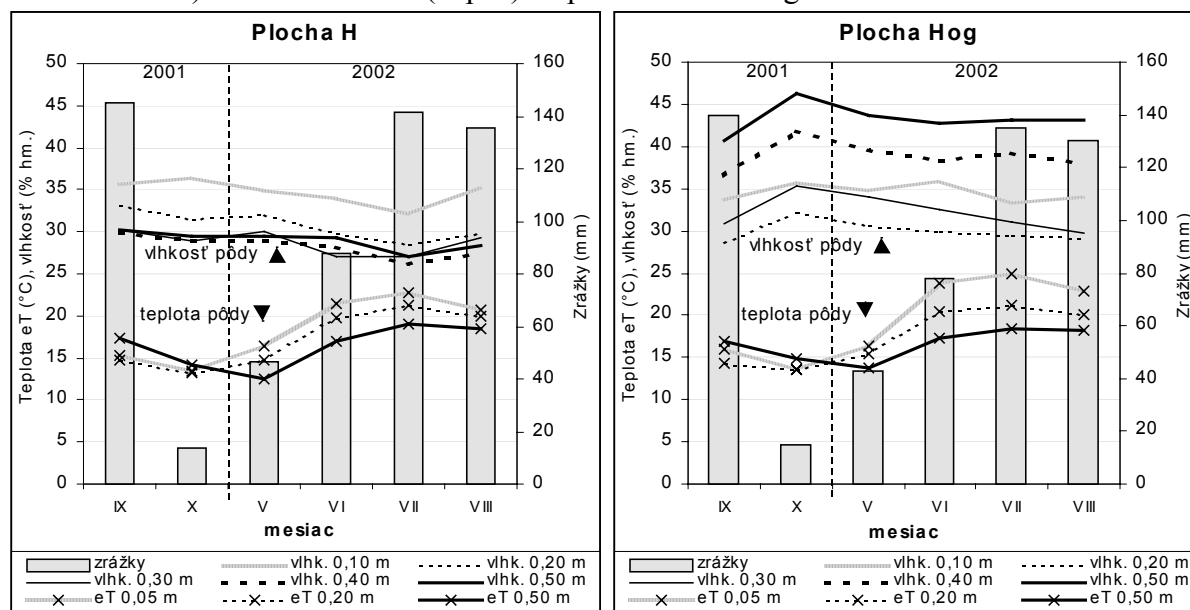
Graf 1 Zrnitostné krivky jednotlivých vrstiev na plochách H a Hog**Tab. 1** Základné fyzikálne vlastnosti pôd na výskumných plochách

Výskumná plocha		Plocha H					Plocha Hog				
Hĺbka pôdy (cm)		0-10	10-20	20-30	30-40	40-50	0-10	10-20	20-30	30-40	40-50
Zrnitostné frakcie (mm)	Zrn.frakcie	%									
	<0,001	11,92	11,67	12,37	12,82	13,39	10,68	15,16	20,12	21,60	27,25
	<0,01	36,94	36,90	37,67	37,84	35,88	39,64	39,08	40,12	38,96	40,36
	0,01-0,05	25,14	25,18	24,78	21,22	20,16	34,80	30,44	34,00	22,40	25,28
	0,05-0,25	21,76	21,42	21,23	22,13	22,39	16,51	16,50	12,64	26,26	23,66
	0,25-2,00	16,16	16,50	16,32	18,81	21,57	9,05	13,98	13,24	12,38	10,70
Skelet (% hmotn.)		<30	<30	<30	<30	<50	<5	<15	<20	<30	<50
Merná hmotnosť (g.cm ⁻³)		2,67	2,71	2,73	2,73	2,74	2,60	2,70	2,71	2,74	2,73
Objemová hmotnosť (g.cm ⁻³)		1,051	1,146	1,175	1,185	1,225	0,931	1,110	1,177	1,076	1,055
Pórovitosť %		62,6	60,6	56,8	56,6	55,1	64,2	58,8	56,5	60,5	61,3
Max. kapilárna kapacita (% hmotn.)		36,0	30,6	28,7	30,7	27,0	39,7	32,2	33,3	39,6	44,0
Obsah humusu %		2,88	2,05	-	-	1,18	5,97	1,29	-	-	0,87

Tento fakt vplýva na stav ostatných fyzikálnych vlastností, týkajúcich sa hlavne vododržnosti (MKK na ploche Hog v spodnej časti profilu s hĺbkou stúpa a je vyššia aj v porovnaní s plochou H). Na stave vyššej vlhkosti a tým i pórovitosti a nižšej objemovej hmotnosti v hĺbke profilu Hog sa pravdepodobne podpísala i prítomnosť ťažšie priepustnej vrstvy.

Režim zrážok. Celkovo skúmané obdobie bolo zrážkovo nadnormálne. Najväčší úhrn zrážok bol v septembri (mimoriadne nadnormálny), najmenší v októbri (podnormálny)(graf 2-stĺpce).

Graf 2 Priebeh vlhkosti (spojnicový bez značiek-hore) a teploty pôdy (spojnicový so značkami-dole) a úhrnov zrážok (stĺpce) na plochách H a Hog



Režim pôdnej vlhkosti. Z hľadiska rozmiestnenia vlhkosti smerom do hĺbkou (graf 2) ide o dva odlišné pôdne profily. Plocha H sa vyznačuje poklesom vlhkosti s hĺbkou. Najvlhšia počas celého obdobia je najvrchnejšia vrstva pôdy (0-0,10 m), najsuchšia vrstva 0,40 m, príp. spolu s vrstvami 0,30 a 0,50 m. Na ploche Hog je stav vlhkosti dvoch najvrchnejších vrstiev na podobnej úrovni ako na ploche H (rozdiel štatisticky nepreukazný), no s hĺbkou stúpa. Rozdiel medzi plochami je štatisticky významný vo vrstve pôdy 0,30 m a veľmi významný vo vrstvách 0,40 a 0,50 m (tab. 2). Z pohľadu celého pôdneho profilu je plocha Hog vlhšia.

Režim pôdnej teploty. Priebeh teploty pôdy v jednotlivých hladinách merania na plochách H a Hog je podobný. Štatisticky významne sa líšia napriek rozdielnej vlhkosti v spodnej časti pôdneho profilu len v teplote povrchovej vrstvy (0,10 m). Celkovo za pôdny profil je plocha Hog teplejšia.

Tab. 2 Párový t-test medzi súhlasnými hladinami merania plôch H a Hog

Teplota pôdy			Vlhkosť pôdy		
Hladina merania	t ¹	α ²	Hladina merania	t	α
Vzduch	0,264	0,802	Pôda-0,10 m	0,245	0,816
Pôda-0,10 m	-2,614	0,047 ^x	Pôda-0,20 m	0,994	0,366
Pôda-0,20 m	-1,074	0,332	Pôda-0,30 m	-3,602	0,016 ^x
Pôda-0,50 m	-0,661	0,538	Pôda-0,40 m	-11,472	0,000 ^{xx}
Pôda-celý profil	-3,228	0,023 ^x	Pôda-0,50 m	-15,569	0,000 ^{xx}
Zrážky	3,373	0,02 ^x	Pôda-celý profil	-7,412	0,001 ^{xx}

¹t - testovacie kritérium; ²α - hladina významnosti; xx - α=0,01; x - α=0,05

Vzťahy medzi priebehmi teploty a vlhkosti pôdy a úhrnmi zrážok. Z tab.3 (1. stĺpec) v prípade závislosti teploty pôdy od jej vlhkosti vidieť, že ide o negatívnu koreláciu, silnejšiu na ploche H. Podobne slabú negatívnu závislosť (r=-0,26) medzi teplotou a vlhkosťou pôdy

v hĺbke 0,1 m na 121 bodoch na ploche 1 ha zistil Zemánek (2002). Ostatnú časť variability sa snažil vysvetliť cez vplyv fyzikálnych vlastností pôdy, z ktorých najviac sa podieľala objemová hmotnosť. Ak vezmeme do úvahy ďalší faktor-úhrny zrážok, potom koeficient mnohonásobnej korelácie medzi teplotou pôdy a spolupôsobením vlhkosti pôdy a množstva zrážok poukazuje na ploche H v celom pôdnom profile na vysokú koreláciu (0,97). Na ploche Hog sú jej hodnoty nižšie (0,69). Pritom teplota pôdy na ploche H na rozdiel od plochy Hog závisí viac od vlhkosti pôdy ako od množstva zrážok. Možno konštatovať, že na ploche H zmeny teploty pôdy sú na 93 % zapríčinené kolísaním vlhkosti pôdy a zrážkových úhrnov, kým na ploche Hog je to len 47 %. Dá sa predpokladať v prípade plochy Hog vplyv fyzikálnych vlastností pôdy súvisiacich s vododržnosťou, s hydraulickou vodivosťou, s priepustnosťou a i. Z pohľadu jednotlivých vrstiev sa javí, že teplota 0,5 m vrstvy pôdy viac závisí od množstva zrážok ako od vlhkosti pôdy.

Tab. 3 Hodnoty koeficientov jednoduchej, čiastkovej a mnohonásobnej korelácie
Plocha H

Hĺbka pôdy (m)	r_{tv}	r_{tz}	r_{vz}	$r_{tv,z}$	$r_{tz,v}$	$r_{vz,t}$	$r_{t,vz}$	$r_{t,vz}^2$
0,10 m	-0,84	0,59	-0,45	-0,8	0,45	0,12	0,87	0,76
0,20 m	-0,88	0,64	-0,27	-0,95	0,87	0,78	0,97	0,94
0,50 m	-0,58	0,88	-0,38	-0,55	0,87	0,32	0,92	0,84
0-0,20 m	-0,91	0,62	-0,38	-0,92	0,7	0,54	0,95	0,91
0-0,50 m	-0,87	0,72	-0,37	-0,93	0,86	0,73	0,97	0,93

Plocha Hog

Hĺbka pôdy (m)	r_{tv}	r_{tz}	r_{vz}	$r_{tv,z}$	$r_{tz,v}$	$r_{vz,t}$	$r_{t,vz}$	$r_{t,vz}^2$
0,10 m	-0,28	0,58	-0,8	0,38	0,62	-0,81	0,66	0,43
0,20 m	-0,42	0,51	-0,94	0,2	0,38	-0,93	0,54	0,29
0,50 m	-0,49	0,85	-0,79	0,56	0,87	-0,81	0,9	0,81
0-0,20 m	-0,41	0,55	-0,95	0,45	0,58	-0,95	0,67	0,45
0-0,50 m	-0,51	0,63	-0,95	0,35	0,53	-0,94	0,69	0,47

r – korelačný koeficient, index t – teplota pôdy, v – vlhkosť pôdy, z – zrážky

Záver

Odlíšnosti v priebehu vlhkosti dvoch pôdných profilov nemali možno výrazný vplyv na priebeh ich teploty, no hlbšia analýza vzťahov týchto dvoch veličín ukázala, že môžu byť pod vplyvom viacerých faktorov, okrem iných i fyzikálnych vlastností pôd. Od nich bude závisieť ako pôda zúžitkuje zrážkovú vodu a aký to bude mať vplyv na ostatné vlastnosti pôdy – teplotu a vlhkosť.

Literatúra

1. Kubíková, J.: Geobotanické praktikum. UK Praha, 1970, 186 s.
2. Sťahlec, J.: Vybrané prvky mikroklímy v pôde a prízemnej vrstvy vzduchu bukového ekosystému vo vzťahu k ťažbovo-obnovným postupom. Kandidátska diz. práca, ÚEL SAV vo Zvolene, 1993, 101 s.
3. Šály, R.: Pedológia. TU, Zvolen, 1998, 177 s.
4. Zemánek, S.: Variabilita fyzikálnych vlastností v pôde-prostorová variabilita vlhkosti ve vzťahu k pôdní teplotě a ostatním půdním vlastnostem

STABILIZACE PŮDNÍ ÚRODNOSTI ORNÝCH PŮD V NIVNÍCH OBLASTECH Z POHLEDU FOSFORU

Václav Macháček, Peter Ivičic

Výzkumný ústav rostlinné výroby, Odbor výživy rostlin, Drnovská 507, 161 06 Praha 6, e-mail: machacek@vurv.cz

Úvod

Ve Výzkumném ústavu rostlinné výroby, Praha -Ruzyně probíhá řešení projektu „Stabilizace půdní úrodnosti z pohledu výživy rostlin fosforem a draslíkem“. Jeho dílčím cílem je na základě výzkumu fosforečného režimu základních zemědělských výrobních půd ČR získat poznatky o uvolňování fosforu z těžko uvolnitelných vazeb pomocí doplňkových metod a to za účelem rozdělení půd podle kategorizace zásobenosti půd fosforem. Dále je nutno i zjistit, jaké dávky fosforečného hnojiva nutno použít, aby snížení zásoby přístupného fosforu (Ppř) v půdě nepřešlo v devastaci půdní úrodnosti z hlediska výživy rostlin fosforem.

Orné půdy v nivních oblastech a oblastech blízkého okolí jsou půdy velmi teplého až mírně teplého teplotního režimu, neprůsakového typu vodního režimu a migračního typu solí. Podléhají snadno větrné erozi, rychle se ohřívají nebo ochlazují. Provzdušněnost je dobrá. Zásobní hnojení a vysoké dávky hnojiv se nedoporučují. Patří sem různé půdní subtypy černice (CC) a fluvizemě (FL), kterých je přibližně 330 tisíc ha. Z pohledu výživy rostlin fosforem a stanovení půdní úrodnosti pomocí přístupného fosforu (Ppř) je zjednodušené dělení těchto půd podle variet a to na nekarbonátová a karbonátová varieta. Základní charakteristika vybraných půd je uvedena v tabulce 1.

Nekarbonátová varieta - půdotvorný substrát je z neogenních a paleogenních sedimentů, z zvětranin krystalických hornin, různých písků a štěrkopísků. V podornici jsou někdy tuhé stmelené jíly. Pufrace půdy je malá a proto rychle se mění pH a složení půdního komplexu. Půdní reakce je silně kyselá až slabě kyselá. Fosforu z hnojiv se značně zvrhává. Fixační schopnost draslíku je nízká.

Karbonátová varieta - vznikla z karbonátových navátých písků, aluviálních a deluviálních štěrků a zvětralých karbonátových hornin. Pufrací schopnost je dobrá. Půda pružně reaguje na hnojení. Půda má alkalickou reakci. Obsahuje málo živin a fosfor je vázán převážně na vápník. Draslík je málo fixován a za vlhka lehko migruje. V půdách převládá mineralizace organických látek nad huminifikací. Pro podporu mikrobiologické činnosti je doporučováno častější organické hnojení.

Tab.1: Základní charakteristika fluvizemí a černic.

Hlavní půdní jednotky	Půdní variety	Klimat. region	Hu- mus %	Sorpce kationtů mol.kg ⁻¹	Obsah karb.. %	pH	Fixace živin z hnojiv %	
							P	K
FL 55 - 59	Nekarbo- nátové	VT - MT3	0,5- 1,8	0,02-0,15		4,0-6,5	střední	nízká
CC 60 - 63	Karbo- nátové, (alkalic- ké)	VT - MT2	0,8- 1,3	0,04 - 0,14	> 1,5	> 6,5	středně vysoká	střední

Tyto půdy jsou jedny z úrodných půd, často s vyšší produkční schopností než černozemě a hnědozemě. Většinou je vyšší hladina podzemní vody. V okolí vodních toků je určitá část těchto půd s trvalými travními porosty. Pokud se jedná o teplejší oblasti v nížinách, platí pro hospodaření na těchto půdách prakticky stejné zásady jako na černozemních a hnědozemních půdách; ve středních polohách pak vše, co platí pro kambizemě, pouze s tím rozdílem, že se jedná o půdy úrodnější (Klír, 1999).

Metodika

Ke splnění uvedeného cíle byly využity výsledky analýz vzorků fluvizemě (52 vzorků – 12 vzorků středně těžká a 40 vzorků těžká půda) a černice (117 vzorků – 60 vzorků středně těžká a 57 vzorků těžká půda) z různých lokalit České republiky.

Vzorky byly analyzovány metodou podle Mehlicha 3 (Ppř) (Zbírala, 1995). Pro určení forem půdního fosforu byla použita katexová metoda (Macháček, 1986) - (formy půdního fosforu: P_{mob} – mobilní fosfor, P_{lab} – labilní fosfor) a pro stanovení sorpční schopnosti půd byl stanoven sorpční index (SI) (Bache and Williams, 1971).

Výsledky a diskuze

Výsledky analýz reprezentativních vzorků půd uvedenými metodami jsou pro zjednodušení uvedeny ve statistickém zpracování v tabulce 2.

Tab.2: Statistické zpracování výsledků rozborů.

Půdní typ	Stat.veličina	pH	Pmob	Plab	Ppř	SI
Černice	Průměr	7,1	62	30	88	1,91
(n = 117)	Median	7,1	58	29	84	1,80
	Max	7,7	295	86	334	2,80
	Min	5,2	27	10	20	0,95
	Směr.odch.	0,4	36	12	47	0,42
Fluvizemě	Průměr	7,1	62	30	88	1,52
(n = 52)	Median	7,1	58	29	84	1,47
	Max	7,7	295	86	334	2,58
	Min	5,2	27	10	20	0,73
	Směr.odch.	0,4	36	12	47	0,34

Jednotky: Pmob, Plab, Ppř – mg P.kg⁻¹, SI – bezrozměrné číslo

Z hlediska stability Ppř je důležitější pH půdy než půdní druh, i když není zanedbatelný a bude použit pro praktické využití. Z tohoto důvodu pro další zpracování sledované půdy byly rozděleny podle pH a přehled je uveden v tabulce 3. Tabulka s rozdělením půd podle půdního druhu a jejich statistického hodnocení není uvedena. Navíc pro další zpracování dat jsou uvedeny pro informaci i průměrné výnosy obilnin a to pšenice ozimá a jarní ječmen během tří let.

Podle obsahu tzv. Pmob (stará půdní síla) a podobného P-režimu byly sledované půdy rozděleny do 2 skupin (tabulka 4), protože bylo zjištěno, že i k získání téměř shodného obsahu Plab v obsahu přístupného fosforu v půdě je pro každou skupinu půd mít odlišnou zásobu Pmob v půdě. Skupiny, do kterých byly zařazeny půdy podle hodnot Pmob, lze charakterizovat takto:

1. Nejúrodnější nížinné půdy - převážně klimatická oblast VT - T2; pH neklesne pod 6,5; skupina půdního druhu je většinou středně těžká a těžká; výrobní oblast je většinou kukuřičná a i řepařská.
2. Úrodné půdy nížinné - převážně klimatická oblast T2 - MT2; pH je většinou v rozmezí 5,5 - 6,5; skupina půdního druhu je většinou středně těžká a těžká; výrobní oblast je převážně řepařská a i kukuřičná.

Kategorie zásobenosti půd pro Pmob ukazatel byly přepočteny pomocí regresních rovnic na Mehlichovu metodu 3 a to takovým způsobem, aby bylo získáno rozmezí obsahu Ppř, při kterém lze počítat s mobilizovaným fosforem z půdní zásoby, ze staré půdní síly. Půdy byly rozděleny nejdříve podle pH a pak i podle skupin půdního druhu, pak bylo určeno rozmezí dobré zásobenosti půd pro metodu Mehlich 3 (tabulka 5).

Tab.3: Statistické zpracování výsledků rozborů rozdělených podle pH.

Fluvizemě	Stat.veličina	pH	Plab	Pmob	Ppř	Výnos
pH < 6,5	Průměr	6,1	29	67	69	5,0
	Median	6,0	26	62	62	4,8
	Maximum	6,5	84	140	168	8,0
	Minimum	5,6	11	32	38	3,5
pH > 6,5	Průměr	7,2	32	77	86	5,1
	Median	7,1	28	71	82	5,4
	Maximum	7,8	59	168	160	7,6
	Minimum	6,6	13	38	33	2,3
Černice	Stat.veličina	pH	Plab	Pmob	Ppř	Výnos
pH < 6,5	Průměr	6,3	36	79	93	4,9
	Median	6,2	29	64	78	4,8
	Maximum	6,5	104	295	266	10,0
	Minimum	5,6	2	13	18	2,0
pH > 6,5	Průměr	7,1	32	69	92	4,9
	Median	7,1	27	56	82	4,9
	Maximum	7,9	106	360	334	7,3
	Minimum	6,6	9	7	20	1,4

Jednotky: Pmob, Plab, Ppř – mg P.kg⁻¹, výnos – t.ha⁻¹

Tab.4: Charakteristika půd v nivních oblastech s podobným P-režimem.

Zeměd.přír. oblast	Výrobní oblast	Klimatický region	Skupina půdního druhu	pH	Střední obsah Pmob
nejúrodnější nížinné půdy	převážně kukuřičná, řepařská	VT - T2	většinou středně těžká, těžká	většinou >6,5	142 - 189
úrodné půdy nížinné	Kukuřičná, převážně řepařská	T1 - MT2	většinou středně těžká, těžká	většinou < 6,5	43 - 86

Jednotka: Pmob - mg P.kg⁻¹

Z hlediska stabilizace půdní úrodnosti a výživy rostlin fosforem je důležité určení dávky P-hnojiva z kategorie zásobenosti půd fosforem. V našem případě je to určení dávky P-hnojiva s využitím půdní zásoby fosforu, která po určitou dobu může být ještě využita rostlinami, aniž by došlo k výraznému snížení Ppř. Podle tabulky 5 lze dávku P-hnojiva určit třemi způsoby:

1. Je-li obsah fosforu v rozmezí uvedené v tabulce, tak dávka v kg P₂O₅ na ha se vypočte podle regresních rovnic polynomu 1. řádu uvedených v tabulce 6.
2. Je-li obsah fosforu vyšší než uvedené rozmezí, tak dávka P-hnojiva se určí podle průměrného odběru P za osevní sled.

3. Je-li obsah fosforu nižší než uvedené rozmezí, nelze počítat s využitím zásob půdního fosforu a dávka P-hnojiva by měla být určena podle poslední metodiky výživy rostlin.

Tab. 5: Dobrá zásobenost půd Ppř pro Mehlichovu metodu 3.

Skupiny půd	pH půd	Skupina půdního druhu	
		středně těžká	těžká
1.	> 6,5	46 - 63	32 - 43
2.	> 6,5	50 - 69	35 - 53
	< 6,5	55 - 76	38 - 57

Jednotka: mg P.kg⁻¹

Tab. 6: Přehled rovnic pro výpočet dávek P-hnojiva (kg P₂O₅ na ha) pro jednotlivé skupiny půd z obsahu Ppř stanoveného metodou podle Mehlicha 3 (x).

Skupiny půd	pH půdy	Skupina půdního druhu	
		středně těžká	těžká
1.	> 6,5	86.1 – 0.769 x	80.1 – 0.833 x
2.	> 6,5	81.4 – 0.714 x	75.2 – 0.769 x
	< 6,5	82.3 – 0.667 x	75.0 – 0.714 x

Tab. 7: Kategorie zásobenosti Ppř pro Olsenovu metodu.

Obsah Ppř	mg P . kg ⁻¹
Malý	0 - 26
Vyhovující	27 - 35
Dobrý	36 - 45
Vysoký	46 - 57
Velmi vysoký	>58

Pro karbonátové půdy s vyšším obsahem vápníku (podle Mehlicha 3 >3.500 mg.kg⁻¹) pro stanovení Ppř lze použít vhodnější Olsenovu metodu a kategorie zásobenosti pro tuto metodu jsou uvedeny v tabulce 7. Dávky P-hnojiva jsou doporučeny podle tabulky 8.

Dávky P-hnojiva vychází z obsahu přístupného fosforu pomocí této filozofie: malý-potřeba dosycení; vyhovující- potřeba mírného dosycení; dobrý-udržení je třeba zajistit nahrazovacím hnojením; vysoký-startovací hnojení nebo vypustit hnojení po dobu než bude dosaženo kategorie dobré; velmi vysoký-hnojení je nepřístupné.

Tab. 8: Dávky P-hnojiva v kg P₂O₅ na ha pro plánovaný výnos v tunách obilních jednotek (OJ).

Obsah Ppř	< 5,0 t OJ	5,0 - 6,0 t OJ	> 6,0 t OJ
Malý	60	70	75
Vyhovující	55	60	65
Dobrý	30	50	45
Vysoký	0	30	30
Velmi vysoký	0	0	0

Závěry

1. Orné půdy v nivních oblastech byly rozděleny podle vlastností (formy půdního fosforu, sorpční vlastnosti, pH, skupin půdního druhu a výrobních oblastí) do 2 skupin.
2. Pro každou skupinu bylo určeno rozmezí dobré zásoby Ppř stanoveného podle Mehlicha 3.
3. Dávky P-hnojiva lze určit 3 způsoby: podle uvedeného rozmezí dobré zásoby Ppř a je-li obsah Ppř vyšší nebo nižší než uvedené rozmezí Ppř.
4. Pro karbonátové půdy lze použít i pro stanovení Ppř Olsenovu metodu. Pro tuto metodu byly stanoveny kategorie zásobenosti obsahu Ppř a z nich dávky P-hnojiva.

Literatura

1. Bache, B.W., Williams, E.G. 1971. A phosphate sorption index for soil. J.Soil Sci., 22(3): 289--301.
2. Klír, J., 1999. Závěrečná zpráva ústavního projektu VÚRV „Indikátory a limity trvale udržitelného zemědělství
3. Macháček, V., 1986. The determination of release resource phosphorus from soil. Patent AO 247986.
4. Zbírál, J., 1995. Analýza půd. Jednotné pracovní postupy. ÚKZÚZ Brno, 63 str.

Poděkování

Podklady pro poster byly získány při řešení projektu QD 1326 financovaném Ministerstvem zemědělství ČR.

MONITORING AGROCHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ PŮD NA ALUVIÁLNÝCH SEDIMENTOCH

¹Jarmila Makovníková, ¹Ján Styk, ²Gabriela Barančíková

¹ Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, Mládežnícka 36, 974 05 Banská Bystrica, Slovensko

² Výskumný ústav pôdoznavectva a ochrany pôdy, Reimanova 1, 08 001 Prešov, Slovensko

Úvod

V rámci daného agroekosystému a pri konkrétnom spôsobe využitia je zdravá pôda schopná v optimálnom rozsahu zabezpečovať ako produkčné tak aj mimoprodukčné funkcie. Fluvizeme, ktoré sa nachádzajú na alúviách všetkých vodných tokov ako aj na náplavových kužeľoch na území Slovenska, sa väčšinou využívajú ako orné pôdy. Patria k pôdam vystaveným vo zvýšenej miere antropogénnym vplyvom. Zraniteľnosť týchto pôd ovplyvňujú (okrem iných indikátorov) najmä ich agrochemické vlastnosti, ako sú pôdna reakcia, obsah a kvalita organickej hmoty v pôde a obsah prístupných živín.

Materiál a metóda

V pôdných vzorkách *základnej siete* Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda odobratých v 1. (rok 1993) a 2. (rok 1997) odberovom cykle z monitorovacích lokalít na fluvizemiach (na karbonátových aluviálnych sedimentoch využívaných ako orné pôdy - 23 lokalít, a na nekarbonátových aluviálnych sedimentoch využívaných ako orné pôdy - 22 lokalít), z hĺbok 0 - 10 cm a 35 - 45 cm bola stanovená aktívna pôdna reakcia, výmenná pôdna reakcia, prístupný P podľa Égnera, prístupný K podľa Schachtschabela, obsah organického uhlíka (Cox) mokrou cestou podľa Ľurina v modifikácii podľa Nikitina, vo vzorkách z hĺbky 0 – 10 cm bola stanovená kvalita humusu skrátenou metódou podľa Kononovovej a Beľčíkovej (Fiala, 1994). Vo vzorkách s hodnotou pH v KCl nižšou ako 6 bol stanovený aktívny Al podľa Sokolova.

V pôdných vzorkách odobratých v rokoch 1994 - 2001 z 3 *klúčových lokalít* (odoberajú sa každoročne) reprezentujúcich fluvizeme bola stanovená pôdna reakcia, prístupný P, prístupný K, obsah organického uhlíka (Cox).

Výsledky a diskusia

Zhodnotenie stavu agrochemických vlastností po druhom odberovom cykle

Profilový priebeh agrochemických parametrov v 2. odberovom cykle uvádza tabuľka 1.

Tab. 1 Profilový priebeh vybraných agrochemických parametrov v skupinách fluvizemí v roku 1997 (rok odberu 2. cyklu)

Paramete r	Fluvizeme a fluvizeme glejové na karbonátových aluviálnych sedimentoch						Fluvizeme a fluvizeme glejové na nekarbonátových aluviálnych sedimentoch					
	hĺbka 0 -10 cm			hĺbka 35 - 45 cm			hĺbka 0 -10 cm			hĺbka 35 - 45 cm		
	$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$	$x_{\min}$	$x_{\max}$	$\bar{x}$
pH v H ₂ O	6,86	8,11	7,66	7,31	8,35	7,89	4,56	7,63	6,65	4,70	7,62	6,80
pH v KCl	6,06	7,66	7,13	6,27	7,96	7,29	3,67	6,88	5,87	3,73	7,26	5,91
pH v CaCl ₂	6,34	7,98	7,38	6,93	7,94	7,55	3,59	7,30	5,90	3,83	7,60	6,08
Al v mg/kg	-	-	-	-	-	-	0,90	240,3	66,10	0,45	179,1	60,50
Cox v %	0,60	2,24	1,24	0,21	1,99	0,79	0,77	2,23	1,38	0,28	1,55	0,94
Q ₄₆	3,63	5,92	4,38	-	-	-	3,70	5,87	4,68	-	-	-
C _{HK} :C _{FK}	0,41	1,78	0,88	-	-	-	0,42	1,67	0,91	-	-	-
P v mg/kg	22,40	173,2	91,50	6,50	127,9	41,7	19,00	278,7	76,30	1,70	85,00	32,70
K v mg/kg	56,00	330,0	144,2	19,00	240,0	88,00	84,00	396,0	169,8	52,00	286,0	124,7

Vysvetlivky: $x_{\min}$ - minimálna hodnota, $x_{\max}$ - maximálna hodnota, $\bar{x}$ - aritmetický priemer

Rozdiely v hodnotách pôdnej reakcie v profile, medzi hĺbkou 0 – 10 cm a 35 – 45 cm v jednotlivých skupinách pôd ako aj rozdiely medzi skupinami, sú ovplyvnené na jednej strane materským substrátom, prítomnosťou alebo neprítomnosťou karbonátov, čo sa najviac odráža v hodnotách pôdnej reakcie hlbších horizontov, na druhej strane, hlavne v hĺbke 0 – 10 cm sa zintenzívňuje aj vplyv antropogénnych činiteľov - obrábanie pôdy, aplikácia ochranných opatrení, vplyv emisných zložiek atmosféry či spôsob využívania. Priemerný obsah aktívneho hliníka v skupine fluvizemí na nekarbonátových sedimentoch 66,10 (hĺbka 0-10 cm) a 60,50 (hĺbka 0,35-0,45 cm) je vysoký vzhľadom na to, že sa jedná o orné pôdy a môže výrazne inhibovať vývin pestovaných kultúrnych plodín (Makovníková, 2002).

Obsah organického uhlíka s hĺbkou mierne klesá, pri kvalitatívnych parametroch humusu sa vo väčšej miere odráža genéza pôdy charakteristická pre tento pôdny typ. V zložení humusových látok fluvizemí prevládajú fulvokyseliny, hodnota pomeru $C_{HK}:C_{FK}$ je nižšia ako 1,0, čo vyplýva z relatívnej mladosti týchto pôd. Nižšie hodnoty Q_4^6 u karbonátových fluvizemí indikujú vyššiu stabilitu pôdnej organickej hmoty oproti fluvizemiam na nekarbonátových aluviálnych sedimentoch.

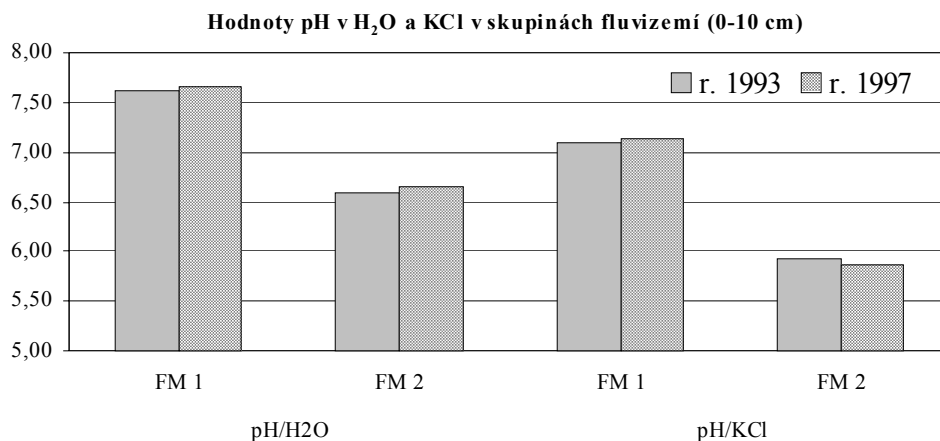
Obsah prístupného P a K v skupinách fluvizemí je dobrý až vysoký a je odrazom ešte intenzívneho hnojenia týchto pôd v minulosti (Kobza, 2001). Vyšší obsah prístupného fosforu sme stanovili (v oboch hĺbkach) v skupine fluvizemí na karbonátových sedimentoch. Obsah prístupného K je vyšší v skupine fluvizemí na nekarbonátových sedimentoch. Vplyv intenzívneho hnojenia priemyselnými hnojivami (pred rokom 1990) potvrdzuje aj výrazná profilová diferenciácia oboch makroelementov keď ich priemerné hodnoty sú v ornici vyššie ako v hlbších vrstvách pôdneho profilu (35-45 cm).

Vývoj sledovaných vlastností v rokoch 1993 a 1997

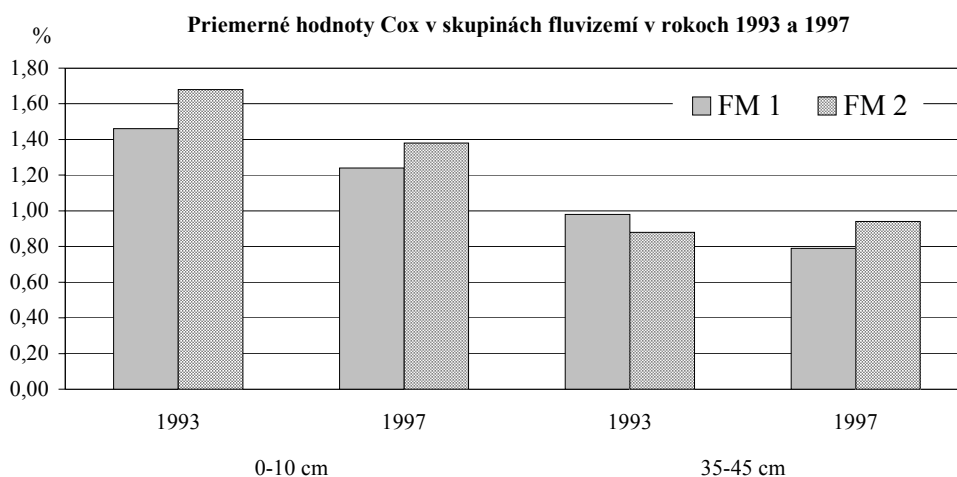
Okrem priestorových zmien v profile sme sledovali aj časové zmeny pôdnej reakcie, obsahu a parametrov kvality humusu ako aj obsahu prístupných živín. Na obrázkoch 1-4 je

znázornené porovnanie priemerných hodnôt vybraných agrochemických parametrov v skupinách fluvizemí v rokoch 1993 a 1997 v hĺbke 0 – 10 cm.

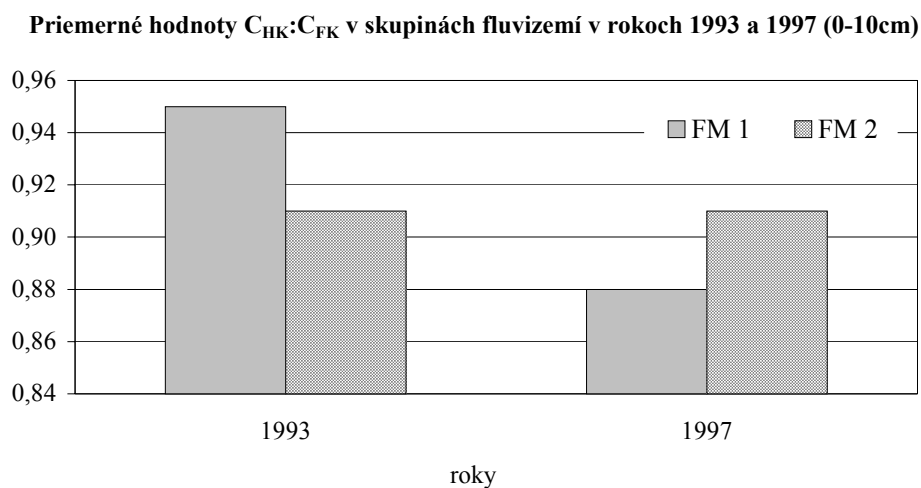
Obr. 1



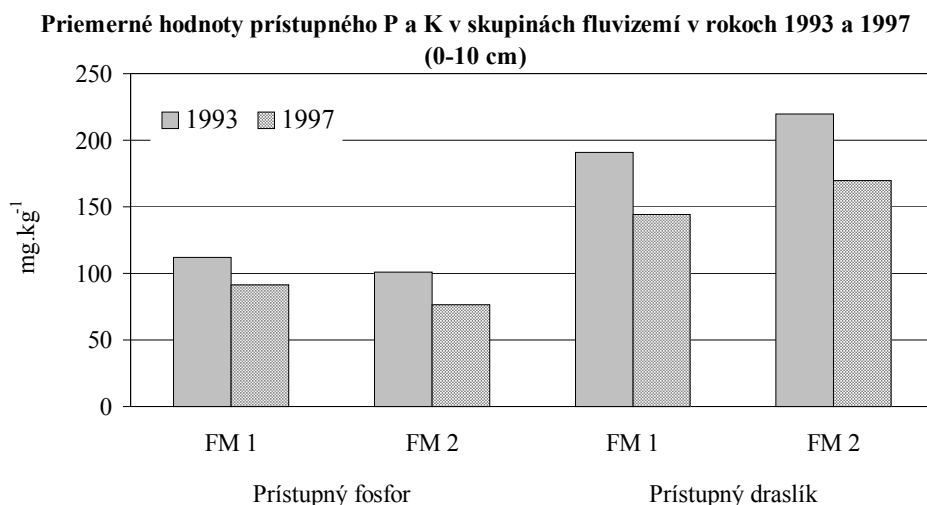
Obr. 2



Obr. 3



Obr. 4



FM 1 – Fluvizeme a fluvizeme glejové na karbonátových aluviálnych sedimentoch

FM 2 – Fluvizeme a fluvizeme glejové na nekarbonátových aluviálnych sedimentoch

Zmeny pôdnej reakcie v roku 1993 a 1997 nie sú štatisticky preukazné. Pri porovnaní hodnôt Cox v monitorovacích cykloch (obr. 2) došlo v orničnom horizonte k štatisticky preukaznému zníženiu jeho obsahu, obsah Cox v hĺbke 35 – 45 cm sa významne nezmenil. Intenzívne konvenčné obrábanie pôdy (Chan a Hulugalle, 1999) bez dostatočného prísunu kvalitnej organickej hmoty (Kubát a kol., 1999) môže byť jednou z hlavných príčin znižovania obsahu Cox v orničnom horizonte pôd. Na rozdiel od Cox v prípade kvalitatívnych parametrov humusu (obr. 3) nedošlo k preukazným zmenám.

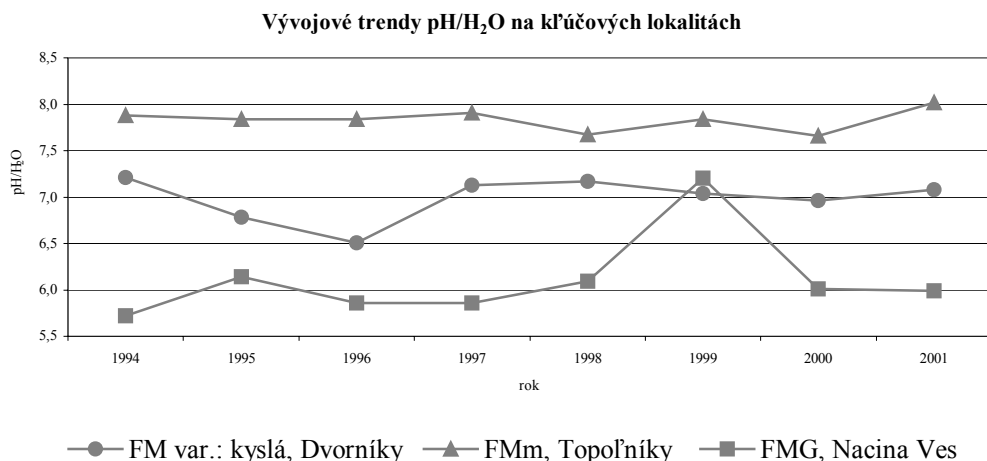
Vývoj obsahu prístupného fosforu v ornici fluvizemí má klesajúci trend (obr. 4). Celkový rozdiel medzi 1. a 2. monitorovacím cyklom je však štatisticky nepreukazný. Je to spôsobené nízkou rozpustnosťou tohto prvku a vytváranie málo rozpustných až nerozpustných väzieb. Značná časť fosforu na neutrálnych a karbonátových pôdach je viazaná na vápnik preto jeho výraznejší pokles bol zaznamenaný v skupine fluvizemí na nekarbonátových sedimentoch. Súvisí to s ich nižšou sorpčnou schopnosťou a tým aj slabším pútaním P v týchto pôdach (Kobza, 2001). Čo sa týka prístupného draslíka došlo k výraznejšiemu poklesu jeho obsahu v hodnotených pôdach.

Vývojové trendy sledovaných vlastností na kľúčových lokalitách

Vývoj pôdnej reakcie na kľúčových lokalitách (reprezentujúcich fluvizeme na ornej pôde) v sledovanom období odráža rezistenciu týchto pôd k zmenám pôdnej reakcie. Pufrujúci systém karbonátov sa prejavuje tlmením acidifikačných tendencií, hodnota pôdnej reakcie fluvizeme na karbonátových aluviálnych sedimentoch osciluje v intervale okolo pôvodnej stanovenej hodnoty. Polynomický priebeh vývojových kriviek pôdnej reakcie fluvizeme na karbonátových aluviálnych sedimentoch je rozkolísaný a prekračuje hornú aj dolnú hranicu intervalu stanoveného chybou merania sledovanej analýzy (obr. 5). Fluvizeme na karbonátových aluviálnych sedimentoch patria do skupiny rezistentných pôd voči acidifikácii, ich dominantnými pufrujúcimi systémami sú prevažne karbonáty až silikáty. Fluvizeme na nekarbonátových sedimentoch patria do skupiny menej rezistentných pôd voči acidifikácii, dominuje u nich pufrujúci systém silikátov až výmenných kationov (Kanianska, 2000). Kapacita ako aj potenciál týchto pufrujúcich systémov sa odrážajú

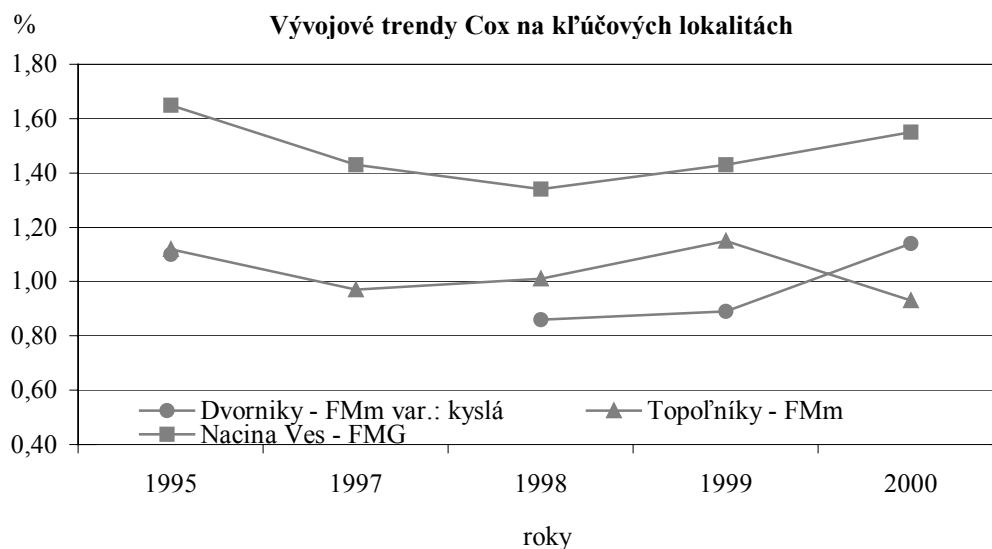
v hodnotách pH a aktívneho hliníka, ktoré patria k hlavným indikátorom acidifikácie pôd (Makovníková, Kanianska, 2000).

Obr. 5



Podobný trend ako naznačujú zmeny hodnôt Cox v monitorovacích cykloch sme zaznamenali aj pri sledovaní vývoja obsahu organického uhlíka na kľúčových lokalitách, kde je zrejмый pokles hodnôt Cox medzi rokmi 1995 a 1997 (obr. 6).

Obr. 6



Záver

V druhom monitorovacom cykle, v roku 1997, sme stanovili preukazne vyššiu priemernú hodnotu aktívnej pôdnej reakcie v skupine fluvizemí na karbonátových sedimentoch ako v skupine fluvizemí na nekarbonátových sedimentoch. Hodnoty pôdnej reakcie sa odrazili aj v obsahoch aktívneho hliníka. Priemerný obsah aktívneho hliníka

v skupine fluvizemí na nekarbonátových sedimentoch 66,10 je vysoký vzhľadom na to, že sa jedná o orné pôdy a môže výrazne inhibovať vývin pestovaných kultúrnych plodín.

Obsah prístupného P a K v skupinách fluvizemí je dobrý a v niektorých prípadoch až vysoký, čo je výsledok intenzívneho hnojenia týchto pôd v minulosti. Vyšší obsah fosforu (v obidvoch hĺbkach) bol stanovený v skupine fluvizemí na karbonátových sedimentoch naopak vyšší priemerný obsah prístupného draslíka sme stanovili v skupine fluvizemí na nekarbonátových sedimentoch.

Sledované fluvizeme disponujú stredným obsahom humusu s prevládáním fulvokyselín, čo je charakteristické pre uvedený pôdny typ.

Porovnanie rokov 1993 a 1997 v týchto skupinách pôd neukázalo štatisticky preukazné zmeny aktívnej pôdnej reakcie. Vývoj obsahu prístupného fosforu v ornici fluvizemí vykazuje určitý pokles, čo je spôsobené zníženým používaním priemyselných hnojív. Výraznejší úbytok bol zistený v pôdach vyvinutých na nekarbonátových sedimentoch, čo súvisí s ich nižšou sorpčnou schopnosťou. Na základe hodnôt Cox môžeme konštatovať mierny ale štatisticky preukazný pokles obsahu organického uhlíka v orničnom horizonte, zmeny Cox v podorničnom horizonte boli minimálne. Intenzívne konvenčné obrábanie pôdy bez dostatočného prísunu kvalitnej organickej hmoty môže byť jednou z hlavných príčin znižovania obsahu organického uhlíka v orniciach orných pôd. Podobný trend vývoja hodnôt agrochemických parametrov v monitorovacích cykloch sme pozorovali aj na kľúčových lokalitách.

Literatúra

1. CHAN, K.Y. – HULUGALLE, N.R.: Changes in some soil properties due to tillage practices in rainfed hardsetting alfisols and irrigated Vertisols of eastern Australia. *Soil & Tillage Research*, 1999, vol. 53, s.49-57
2. FIALA, K. a kol.: Návrh metodík chemického rozboru pôd pre účely pôdneho monitoringu. VÚPOP, Bratislava, 1994: 60 s
3. KOBZA, J. Monitoring pôd SR. Výsledky ČMS –P ako súčasť Monitoringu životného prostredia SR za rok 2001, 163s.
4. KUBÁT, J. – NOVÁKOVÁ, J. – MIKANOVÁ, O. - APFELTHALER, R.: Organic carbon cycle, incidence of mikroorganisms and respiration activity in long-term field experiment. *Rost. Výroba*, vol.45, 1999, č.9, s.389-395
5. MAKOVNÍKOVÁ, J. – KANIANSKA, R.: Small-scale heterogeneity of some soil parameters indicating acidification status. *Proceedings VÚPOP*, Bratislava, 2000, p.105-110
6. MAKOVNÍKOVÁ, J.: Stav a vývojové trendy aktívneho Al v pôdach Slovenska. *Poľnohospodárstvo* 12, 2002, s. 619-624

HODNOTENIE AKUMULAČNEJ FUNKCIE PÔD VZHLADOM K ŽIVINÁM

Stanislav Torma

Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy Bratislava, pracovisko Prešov, Reimannova 1, 080 01 Prešov, Slovenská republika, torma@vupop.sk

Úvod

Produkčná funkcia pôdy (schopnosť pôdy poskytovať produkciu biomasy) je využívaná človekom už niekoľko tisíc rokov. Práve z tohto dôvodu je pri hodnotení významu pôdných funkcií z hľadiska živín v pôdach potrebné venovať pozornosť v prvom rade práve tejto funkcii. 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 akumulčná 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 akumuláčnej 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.

Hodnotenie akumuláčnej funkcie pôd

Hodnotenie akumuláčnej 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 svahovitosť 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.

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 zosúladieniu s ostatnými živinami rozdelili túto schopnosť pôd akumulovať dusík na 5 kategórií:

- veľmi slabá schopnosť pôd akumulovať dusík – menej ako 2,100 mg $N_{an} \cdot kg^{-1}$ pôdy za 14 dní,
- slabá schopnosť pôd akumulovať dusík – 2,101-2,350 mg $N_{an} \cdot kg^{-1}$ pôdy za 14 dní,
- dobrá schopnosť pôd akumulovať dusík – 2,351-2,600 mg $N_{an} \cdot kg^{-1}$ pôdy za 14 dní,
- silná schopnosť pôd akumulovať dusík – 2,601-2,850 mg $N_{an} \cdot kg^{-1}$ pôdy za 14 dní,
- veľmi silná schopnosť pôd akumulovať dusík – viac ako 2,850 mg $N_{an} \cdot kg^{-1}$ pôdy za 14 dní.

Na základe pridelených bodových koeficientov bola vytvorená mapa schopnosti pôd akumulovať dusík. 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°, stredný svah 7-12°, výrazný svah 12-17° 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 skeletovitosť pôdy 0,60, 0,70, 0,85 a 1,00 a pre svahovitosť 0,2, 0,4, 0,6, 0,8 a 1,0. Vzájomný vzťah týchto koeficientov stanovil 5 kategórií akumulácie schopnosti pôd vzhľadom na fosfor:

- veľmi slabá schopnosť akumulovať fosfor – menej ako 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 – viac ako 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 zrejme, 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 častí 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 akumulácie 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 – menej ako 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 – viac ako 2,940

Všetky spomenuté mapy sú k dispozícii u autora príspevku.

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).

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

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 určitou istotou 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 (hĺbka 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.).

Použitá literatúra

1. Bielek, P.: Dusík v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. VÚPÚ Bratislava, 1998, 256 s., ISBN 80-85361-44-2.
2. Demo, M. a kol. – Usporiadanie a využívanie pôdy v poľnohospodárskej krajine. SPU Nitra - VÚPÚ Bratislava, 1998, 302 s. ISBN 80-7137-525-X.
3. Kromka, Miroslav: Vplyv predpokladaných klimatických zmien na mineralizáciu pôdnej organickej hmoty. In: Bulletin Slovenskej meteorologickej spoločnosti pri SAV. - Vol. 12, No. 2 (2001), pp. 21 - 25.

ZMĚNY NĚKTERÝCH AGROCHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ V NAŠICH PŮDÁCH A JEJICH VÝVOJOVÉ TENDENCE

Karel Voplakal

odd. půdoznalství VÚMOP Praha
Žabovřeská 250, 15627 Praha 5-Zbraslav voplakal@vumop.cz

Úvodem:

Časový vývoj agrochemických vlastností v půdách závisí na řadě faktorů; v první řadě se uplatňuje různě intenzivní přísun agrochemikálií při minerálním hnojení a vápnění; závisí rovněž na vyluhování dvojmocných bází z půdy kyselými imisními dešti, na povrchové erozi, na přítomnosti či absenci organického hnojení, na odběru živin z půdy rostlinami, na půdní sorpci a řadě dalších faktorů.

Materiál a metody

V podmínkách maloparcelových pokusů na kyselých semihydromorfních půdách (luvizem pseudoglejová, pseudoglej luvizemní, hnědozem pseudoglejová) byla provedena změna způsobu a intenzity hnojení: byly výrazně omezeny dávky průmyslových hnojiv i mletého vápence a na většině pokusných variant bylo náhradou systematicky aplikováno organické hnojení (Voplakal, 2001; schéma změn viz také tab.č.1). Pro stanovení dostupných živin byla použita metoda podle Mehlicha II (1978), pro fosfátový režimový faktor kapacity metoda podle Amera (1955), pro faktor intenzity metoda podle Aslyinga (1954).

Půdní vzorky pro stanovení dlouhodobých změn průměrných hodnot půdní výměnné reakce a hladiny dostupného fosforu a draslíku za cca 40i-leté období byly odebrány na místě přesně zaměřených „V“- sond a „S“- sond někdejšího Komplexního průzkumu půd a pro snadnější porovnání výsledků byly analyzovány klasickými agrochemickými metodami používanými v době KPP - tedy fosfor laktátovou metodou podle Egnèra, draslík podle Schachtschabela .

Výsledky a diskuse

Z výsledků našich **maloparcelových pokusů** v minulých deseti letech vyplynulo, že při minimalizaci vápnění, případně jeho úplném vynechání (v kombinaci se současnou minimalizací hnojení průmyslovými hnojivy) dochází u všech půd se slabší puфраční schopností (především u kyselých, sorpčně nenasyčených semihydromorfních půd – jako na př. luvizem pseudoglejová, pseudoglej luvizemní, hnědozem pseudoglejová aj.) nevyhnutelně k postupnému snižování hodnot pH/KCl (tab. č.1).

Tab.1: Důsledky změny způsobu a snížené intenzity hnojení a vápnění na vývoj pH / KCl a obsahu P-dostupného v kyselých půdách

změna intenzity hnojení a vápnění při minimalizaci	lineár. vývojový trend ($y = a + b.t$)	
	pH/KCl	mg P. kg^{-1}
0 → NPK+ Mg + organické hnojení	$5,22 - 0,12 . t$	$14,7 + 7,9 . t$
Ca → NPK+ organic. hnojení	$7,89 - 0,24 . t$	$41,9 + 5,3 . t$
organic.hnojení → NPK + Mg	$5,99 - 0,02 . t$	$68,5 + 4,8 . t$
NPK → Mg + organic. hnojení	$4,42 + 0,13 . t$	$123,6 + 15,5 . t$
NPK + Ca → organic. hnojení	$7,55 - 0,24 . t$	$107,1 + 6,1 . t$
NPK + Ca + organic.hnoj. → 0	$7,53 - 0,19 . t$	$136,1 + 3,5 . t$

Výsledky pokusů potvrzují, že hladina rostlinám dostupného fosforu v půdě (tabulka č.1) i hodnoty ukazatelů půdního fosforečného režimu (kapacity i intenzity) (tab.č.2) jsou příznivě ovlivněny zejména ve variantách, kde se užívá organické hnojení; obsah dostupného fosforu se zvyšuje tím, že dochází k mobilizaci fosforečných půdních rezerv a rovněž k příznivým transformacím ve frakčním složení půdního fosforu (podporou tvorby dostupnějších Ca - fosfátů a Al - fosfátů při částečném potlačení tvorby málo dostupných Fe – fosfátů. Organické hnojení zvyšodňuje fosf. režim nejen v ornici, ale i v podornici (Voplakal, 2001).

Tab.2: Důsledky změny způsobu a intenzity hnojení a vápnění na půdní fosforečný režim

měna intenzity hnojení a vápnění při minimalizaci	lineární vývojový trend ($y = a + b.t$)	
	Faktor intenzity	faktor kapacity
0 → NPK+ Mg + organic.hnoj.	$0,095 + 0,004 . t$	$13,1 + 1,38 . t$
Ca → NPK+ organic.hnojení	$0,475 + 0,032 . t$	$20,0 + 3,10 . t$
organic.hnoj. → NPK + Mg	$0,745 + 0,050 . t$	$37,5 - 1,67.t$
NPK → Mg + organic.hnojení	$0,947 + 0,041 . t$	$23,5 + 0,69 . t$
NPK + Ca → organic.hnojení	$1,236 + 0,022 . t$	$21,9 + 2,71 . t$
NPK + Ca + org.hnojení → 0	$1,739 - 0,045 . t$	$51,1 - 2,15 . t$

Při zjišťování **dlouhodobých změn** (za cca čtyřicetileté období) půdních vlastností bylo zjištěno (tab.č.3), že v důsledku soustavného hnojení a vápnění v 60. až 80. letech a vzhledem k naopak velmi redukovanému hnojení a vápnění v právě uplynulém desetiletí došlo k výraznému snížení půdní výměnné reakce ve většině sledovaných půdních typů – zejména ve fluvizemích, kambizemích a regozemích.

Tab.3: Dlouhodobé průměrné změny (Δ) pH / KCl a obsahu dostupných forem P a K: rozdíly původních („pův.“) hodnot naměřených v době KPP a hodnot současných („souč.“)

půd. typ:	horizont	Ø pH / KCl			Ø P-dostupný			Ø K-dostupný		
		pův.	souč.	Δ	pův.	souč.	Δ	pův.	souč.	Δ
černice	ornice	6,78	7,01	+0,23	37,8	8,8	-29	214,1	206,0	-8,1
	podorn.	7,02	7,04	+0,02	11,2	5,3	5,9	108,5	190,1	81,5
černozemě	ornice	7,20	7,22	+0,02	37,4	87,8	50,4	148,3	160,2	11,9
	podorn.	7,25	7,53	+0,28	5,5	14,4	5,9	132,2	127,2	-5,0
kambizem	ornice	7,00	6,58	-0,42	42,7	74,3	31,6	100,3	153,3	53,0
	podorn.	6,95	6,81	-0,14	7,5	29,6	22,1	60,5	134	73,5
fluvizem	ornice	6,90	6,05	-0,85	39,4	96,0	56,6	98,6	102,2	3,6
	podorn.	6,72	6,22	-0,50	7,5	18,2	10,7	72,0	69,1	-2,9
regozemě	ornice	6,06	6,02	-0,04	18,8	120,3	101,3	89,3	109,7	20,4
	podorn.	6,55	6,33	-0,22	6,8	57,3	51,0	46,9	47,4	0,5

Naopak v sorpčně nasycených černozemích a zejména v lužních půdách (černicích) vykazoval vývoj hodnot pH/KCl pozitivní trend. Současná hladina obsahu přístup. forem fosforu a draslíku však navzdory redukovanému hnojení zůstala ve všech půdních typech (s výjimkou černic) značně vyšší než v době před čtyřiceti lety (tabulka č.3).

Naproti tomu naprosto rozdílný vývojový trend je zřejmý ze sledování **vývoje vybraných půdních vlastností za uplynulých šest let**, jak je provádí ÚKZÚZ a publikuje ve svých pravidelných zprávách o Agrochemickém zkoušení půd (Trávník aj. 2002): srovnáme-li na příklad období let 1993-95 s obdobím konce let devadesátých a jejich přelomu (s lety 1991-2001, je situace naprosto odlišná (tabulka č.4): v půdní reakci a rovněž v obsahu dostupných živin se zřetelně projevují negativní vývojové tendence - viz diagramy relativních změn půdních vlastností (pH, obsahu P, K, Mg, Ca, poměru K /Mg). Jak v orné půdě, tak i v trvalých travních porostech je situace podobná - jak v celé České republice, tak i v jednotlivých krajích jejího správního rozdělení: z diagramů jednotlivých ukazatelů je patrné, že na orné půdě dochází jak v úrovni půdní reakce, tak i v obsahu dostupného draslíku, vápníku i poměru K / Mg skoro ve všech českých krajích k negativnímu ovlivnění. Celorepublikový úbytek obsahu dostupných živin za toto období činí u fosforu 5, u draslíku 37, u vápníku 193 mg.kg⁻¹, u pH/KCl činí průměrné snížení -0.1 jednotky pH, snížil se i poměr K / Mg o 0,21. Zpravidla (s výjimkou Středočeského a Libereckého kraje) dochází rovněž k úbytku obsahu dostupného fosforu. Naopak u hořčíku jeho obsah v orné půdě relativně stoupá; při úbytku draslíku a vápníku z půdního sorpčního komplexu nastupuje totiž hořčík na jejich místo, takže podíl Mg v sorpčním nasycení se takto zvyšuje (Čermák, 2003).

Tabulka č.4: Průměrné relativní změny (%) pH / KCl a dostupných živin (P, K, Mg, Ca) a poměru K / Mg mezi léty 1993-95 a 1999-2001 v orné půdě jednotlivých krajů ČR podle údajů AZP

správní jednotka ČR:	agrochemické půdní vlastnosti					
	pH	P	K	Mg	Ca	K / Mg
ČR v průměru:	-0,1	-5	-14,2	1,1	-5,2	-14,9
Kraj: Středočeský	0	9,5	-16,1	3,1	-4,8	-19,3
Jihočeský	-3,1	-3,9	-8,4	11,0	-5,8	-17,4
Plzeňský	0	-3,7	-22,3	7,3	-11,5	-27,6
Karlovarský	-1,7	-5,3	-9,0	-4,8	-17,0	-4,6
Ústecký	0	0	-11,5	1,1	-1,0	-12,4
Liberecký	0	4,0	-19,5	9,3	-9,5	-26,1
Královéhradecký	-4,6	6,0	-20,8	-4,3	-8,9	-16,9
Pardubický	-3,1	-13,1	-23,5	2,9	-3,7	-22,6
Vysočina	-4,9	-7,0	-13,3	2,7	-8,8	-15,4
Jihomoravský	-2,9	-8,1	-2,4	-5,9	-2,8	3,4
Olomoucký	-1,5	-12,5	-10,3	5,5	-4,4	-14,7
Zlínský	-1,5	-10,2	-12,1	-3,3	-5,9	-9,4
Moravskoslezský	-3,1	-18,6	-20,9	12,0	-6,9	-29,3

Vývoj zásobenosti našich půd dostupným fosforem a draslíkem

Je zajímavý, ne však příliš potěšitelný. Z tabulky č.6 je zřejmé, že v průběhu šesti až sedmi let v důsledku nedostatečného přísunu hnojiv dochází k velmi výraznému snížení podílu půd s „vysokou zásobou“ draslíku (z 15 na 10%), resp. s „velmi vysokou“ zásobou (z 9 na 6 %, u fosforu z 18 na 6%); ke snížení podílu půd s „dobrou“ zásobou došlo zejména u draslíku (v případě fosforu se podíl půd náležejících k této kategorie zásobenosti nezměnil); došlo však ke zvýšení podílu půd se zásobou „vhodnou“ (u draslíku z 22 na 32%, u fosforu z 25 na 31%) a rovněž ke zvýšení podílu půd s „nízkou zásobeností“ (u fosforu z 10 na 17%, u draslíku z 5 na 8%).

Tabulka č.5: Změny kategorií zásobenosti orné půdy ČR dostupnými živinami a změny kategorií půdní reakce mezi lety 1993-95 a 1999-2001 podle údajů AZP

zásobenost	Fosfor		draslík		hořčík		vápník		půdní reakce	pH/KCl	
	1993 - 95	1999-2001	1993 - 95	99-2001	1993 - 95	99-2001	1993 - 95	99-01		1993 -1995	1999-2001
nízká	10,9	16,8	4,6	8,4	23,9	19,9	2,8	4,8	silně kys.	13,6	17,2
vhodná	29,7	30,3	22,1	31,5	30,6	31,4	29,0	35,9	slabě kys.	38,7	42,7
dobrá	29,1	26,2	49,2	44,8	27,5	32,1	37,5	32,3	kyselá	28,3	24,0
vysoká	24,0	20,2	14,7	9,7	9,2	9,4	18,1	14,8	neutrální	17,3	13,8
velmi vys.	6,3	6,4	9,4	5,6	8,8	7,2	12,6	12,1	alkalická	0,5	0,9

Vývoj stavu půdní reakce

V posledních letech nastává obdobný vývoj také u jednotlivých kategorií půdní reakce: za sledované období stoupl podíl půd s „kyselou reakcí“ (z 39 na 44 %) a rovněž podíl půd s reakcí „silně kyselou“ (ze 14 na 17 %) - na úkor podílu půd s reakcí „slabě kyselou“ (jejichž podíl poklesl z 29 na 24 %) a půd s reakcí „neutrální“, jejichž poměrné zastoupení se snížilo ze 17 na 14 % (tabulka č.5).

Závěr

Vývoj půdních vlastností měl za čtyřicetileté období (od doby provádění Komplexního průzkumu půd až do kulminace spotřeby agrochemikálií v osmdesátých letech minulého století výrazně pozitivní trend: klesala výměra kyselých a živinami slabě zásobených půd, narůstal podíl půd dobře a velmi dobře zásobených a půd s neutrální půdní reakcí. Srovnáme-li stav před čtyřiceti lety se stavem současným, zjišťujeme, že výsledek je v podstatě stále pozitivní navzdory útlumu v používání agrochemikálií; deficit není na první pohled patrný zejména v případě dostupných živin. Srovnáme-li však současný stav se stavem před šesti lety, musíme bohužel konstatovat negativní tendenci – zejména v oblasti půdní reakce, resp. v nárůstu podílu kyselých a silně kyselých půd a rovněž k nárůstu podílu půd o nízké zásobenosti dostupnými formami zejména fosforu, draslíku a vápníku (nikoli však hořčíku).

Literatura:

1. Amer,E.-Bouldin,D.-Black,C.A.: Characterization of soil phosphorus by anion exchange resin absorption and equilibration. Plant and Soil, 6, 1955, 391-408
2. Aslyng,H.C.:The lime and phosphate potential of soils, the solubility and availability of phosphates. Royal Vetre.and Agric.vol.Yearbook, 1954,1-10
3. Čermák,P. – Sušil, A.: Porovnání vývoje agrochemických vlastností půd za období 1993-95 a 1999-2001. Odbor agrochemie ÚKZÚZ Brno, 2003-08-06
4. Damaška, J. - Voplakal, K.: Ukazatelé fosforečného režimu půd v závislosti na intenzitě hnojení. Rostliná výroba 27, 1981, 5, 503-509
5. Mehlich, A.: New extractant for test evaluation of phosphorus, potassium, magnesium and calcium. Comm.Soil Sci. Plant Analyses 9, 1978, 477-485
6. Pírk, J.- Voplakal, K.: Studium des Phosphatregimes in gewählten Bodentypen durch Faktoren der Intensität, Kapazität und Kinetik. Rostlinná výroba 27, 1981, 12, 1233-1241
7. Trávník,K. - Čermák, P. - Němec, P. - Sušil, A.: Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 1996- 2001. Odb. Agrochemie ÚKZÚZ Brno, 2002
8. Voplakal, K.: Fosfor v půdě. Úroda 3, 2001, 24-27

REÁLNÁ ABERACE SORPČNÍCH VLASTNOSTÍ ORNIC STŘEDNÍ MORAVY.

Eduard Pokorný¹⁾, Olga Denešová²⁾ Radomíra Strálová³⁾

¹⁾ Ústav půdoznalství a mikrobiologie, AF, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno, pokorny@mendelu.cz, ²⁾ Agrochemický podnik Kroměříž, Kotojedy 2384, 767 01 Kroměříž, achp-km@snt.cz, ³⁾ Zemědělský výzkumný ústav Kroměříž, s.r.o., Havlíčkova 2787, 767 41 Kroměříž

Úvod

Aberace půdy je její výrazně odlišný stav v porovnání s původními průměrnými („normálními“) znaky a vlastnostmi (BEDRNA, 2002). Přesné vymezení, v biologických vědách běžně používaného pojmu „normální“, však v literatuře nenajdeme. Ale právě častost používání svědčí o tom, že je však téměř nemožné se bez něj obejít. Vágnost je dána nevyjasněním jeho skrytých předpokladů. VÁCHOU (1980) bylo upozorněno, že praktické úspěchy speciálních věd nevylučují nejasnosti v jejich základních pojmech, avšak problém stanovení normálních hodnot je dnes spatřován jako nejzávažnější. Pro náš případ posouzení aberace ornic byla použita metoda dle HOFFMANNA (1963), který předpokládá, že sumární distribuce je součtem dvou gaussovských rozložení odpovídajících zdravému/kvalitnímu a porušenému podsouboru.

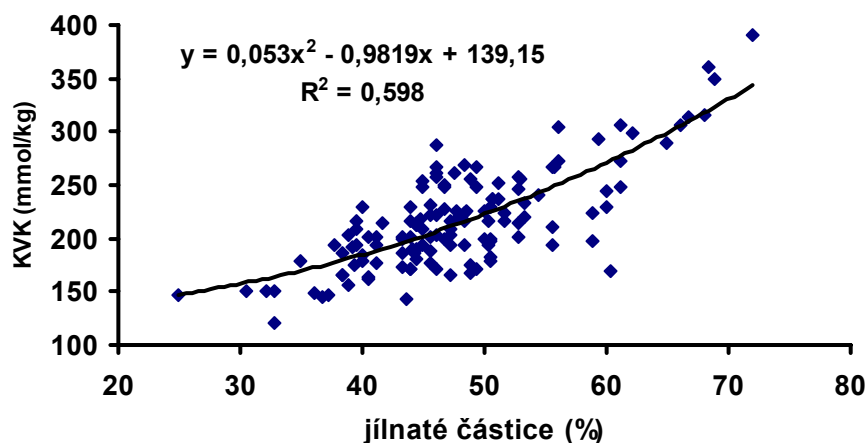
Materiál a metody

V roce 2000 - 2003 byly v regionu střední Moravy bodově odebírány vzorky ornice černoze luviských, hnědozemí modálních a luvizemí modálních (NĚMEČEK a kol., 2001) na škále druhově rozdílných pozemků využívaných jako orná půda ($n = 133$). Vzorky byly odebrány jako sypané z profilu 0-30 cm. Zrnitostní analýza (JANDÁK, 1991) byla provedena hustoměrnou metodou (Casagrande), k hodnocení byl použit obsah jílnatých částic (< 0.01 mm). V odebraných vzorcích byla dále stanovena kationtová výměnná kapacita, obsah a kvalita ($Q_{4/6}$) humusu, aktuální a výměnná reakce, obsah fosforu (podle Egnera) a vypočten poměr C/N. Získané výsledky byly podrobeny statistické analýze, ověřena homogenita souborů a u hodnot kationtové výměnné kapacity potvrzena vysoce průkazná závislost na půdním druhu. Pro další hodnocení proto zrnitostní složení sloužilo jako tzv. „velký faktor“ (LÁT, 1972). Jeho statistickým odstraněním byly vytvořeny u každé vlastnosti dvě skupiny souborů a podrobeny analýze jedné proměnné. K vysvětlení ovlivnění kationtové výměnné kapacity bylo použito metod korelační analýzy, úsekové analýzy, parciální analýzy a vícenásobných korelačních koeficientů (KOSCHIN a kol., 1992).

Výsledky a diskuse:

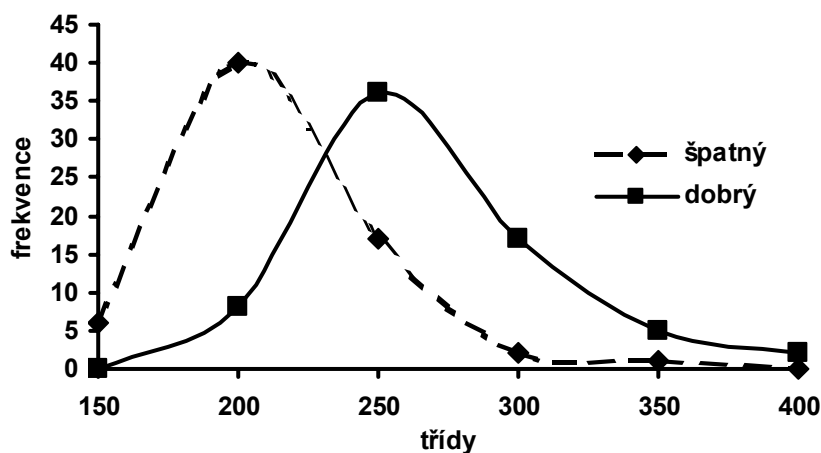
Hodnoty kationtové výměnné kapacity jsou v úzké korelaci s půdním druhem (KUTÍLEK, 1978), což bylo v našem souboru statisticky potvrzeno a využito k rozdělení souboru (Graf. 1).

Graf 1 - Vztah mezi obsahem jílnatých částic a kationtovou výměnnou kapacitou
Relationships between the content of clay particles and cation exchange capacity



Podsoubor bodů ležících nad regresní čarou lze označit jako „dobrý“ (hodnoty kationtové výměnné kapacity jsou, po odstranění vlivu zrnitosti, vyšší než je průměrná hodnota souboru) a soubor bodů ležících pod čarou jako „špatný“. Hodnoty kationtové výměnné kapacity vzniklých souborů byly vyhodnoceny analýzou jedné proměnné (Graf 2)

Graf 2 - Distribuce hodnot kationtové výměnné kapacity v dobrém a špatném podsouboru
Distribution of values of cation exchange capacity in a good and bad subset



Z grafu 2 a tabulky 1 je patrné, že podsoubor označený jako dobrý má menší asymetrii i exces než podsoubor špatný. Toto zjištění potvrzuje názory HOFFMANNA (1963) o gaussovských rozloženích odpovídajících zdravému/kvalitnímu a porušenému podsouboru. Průměrná hodnota kationtové výměnné kapacity je v prvním případě 242 mmol/kg, ve druhém 191 mmol/kg. Rozdíl je statisticky (t-test) průkazný.

Další statisticky průkazné rozdíly mezi dobrým a špatným podsouborem byly prokázány i u obsahu humusu (dobrý - 2.67 %, špatný - 2.04 %), kvality humusu (dobrý - 0.75, špatný - 0.52), obsahu celkového dusíku (dobrý - 0.2 %, špatný - 0.16 %), obsahu fosforu (dobrý -

105 mg/kg, špatný – 83 mg/kg) a poměru C/N (dobrý – 8.35, špatný – 7.36) a rovněž potvrzují oprávněnost metody použité k rozdělení souboru na dobrý a špatný.

Z praktického hlediska je potřebné prověřit které ze sledovaných vlastností se nejvíce podílejí na velikosti hodnoty kationtové výměnné kapacity. Úkol byl řešen metodou úsekových analýz. Jako nezávisle proměnné byly vybrány (korelační analýzou) obsah humusu, kvalita humusu a obsah jílnatých částic. Závisle proměnná je kationtová výměnná kapacita (tab.2).

Z výsledků statistické analýzy lze odvodit, že v dobrém podsouboru má rozhodující vliv na velikost kationtové výměnné kapacity půdní druh (78 % vliv). Průkaznost vlivu obsahu humusu zjištěného jednoduchým korelačním koeficientem nebyla úsekovými ani parciálními koeficienty potvrzena. Oprávněnost sestaveného modelu byla potvrzena vícenásobným korelačním koeficientem ($R = 0.903$) vysvětlujícím působení sledovaných faktorů z 81 %.

Tab.1 – Statistická analýza výsledků rozborů orníc v dobrém a špatném podsouboru
Statistical analysis of results of the analysis of topsoils in a good and bad subset

DOBŘÝ n = 67	Humus %	Kvalita HK/FK	pH/KCl	pH/H ₂ O	KVK mmol/kg	Nt %	P(Egn.) mg/kg	Jíl.č. %	C/N
Stř. hodnota	2,67	0,75	6,49	7,16	242,36	0,20	104,57	48,45	8,35
Chyba stř. hodnoty	0,09	0,03	0,09	0,10	5,16	0,01	5,91	0,97	0,35
Medián	2,66	0,76	6,46	7,16	229,00	0,19	100,00	46,65	8,49
Modus	2,02	0,87	6,85	7,34	229,00	0,18	86,00	46,09	9,57
Směr. odchylka	0,73	0,27	0,75	0,80	42,21	0,05	48,38	7,95	2,89
Rozptyl výběru	0,54	0,07	0,56	0,63	1781,38	0,00	2340	63,17	8,38
Špičatost	-0,26	-0,58	0,05	0,31	1,96	0,17	0,03	1,20	2,30
Šikmost	0,06	-0,34	-0,19	-0,14	1,27	0,17	0,62	1,15	0,71
ŠPATNÝ n = 66	Humus %	Kvalita HK/FK	pH/KCl	pH/H ₂ O	KVK mmol/kg	Nt %	P(Egn.) mg/kg	Jíl.č. %	C/N
Stř. hodnota	2,04	0,52	6,42	7,13	191,00	0,16	83,13	47,07	7,36
Chyba stř. hodnoty	0,09	0,03	0,08	0,08	4,30	0,00	7,13	1,05	0,27
Medián	1,90	0,49	6,52	7,18	187,50	0,15	69,00	46,93	7,63
Modus	1,58	0,74	6,60	7,37	194,00	0,14	69,00	50,53	7,64
Směr. odchylka	0,77	0,26	0,67	0,62	34,91	0,04	57,93	8,53	2,23
Rozptyl výběru	0,59	0,07	0,45	0,38	1218,75	0,00	3356	72,82	4,96
Špičatost	0,68	-0,86	0,91	0,75	2,28	0,46	2,06	0,13	0,16
Šikmost	0,61	0,34	-0,97	-0,65	1,12	0,76	1,35	0,03	-0,56
t - test	x	x			x	x	x		x

Ve špatném podsouboru je situace jiná. Model vysvětluje působení sledovaných faktorů na velikost kationtové výměnné kapacity ze 77 % ($R = 0.876$) s vysokou průkazností. Vliv půdního druhu je menší než u dobrého podsouboru (63 %) a statisticky průkazným faktorem se stává kvalita humusu, která ovlivňuje velikost kationtové výměnné kapacity z téměř 10 %. Považujeme – li půdní druh za stabilní veličinu, lze toto zjištění o vlivu kvality humusu v porušených půdách považovat z praktického hlediska za zásadní.

Tab.2 – Statistická analýza vlivu vybraných parametrů na velikost kationtové výměnné kapacity v dobrém a špatném podsouboru (průkazné koeficienty jsou vtištěny tučně)

Statistical analysis of the effect of selected parameters on the extent of cation exchange capacity in a good and bad subset (significant coefficients are given in bold-type face)

dobrý	korelační koeficienty	úsekové koeficienty	parciální koeficienty
parametr			
obsah humusu	0,352	0,021	0,038
kvalita humusu	0,21	0,125	0,229
obsah jíl. částic	0,893	0,876	0,889
	vícenásobný koeficient	0,903	
špatný	korelační koeficienty	úsekové koeficienty	parciální koeficienty
parametr			
obsah humusu	0,532	0,079	0,119
kvalita humusu	0,432	0,217	0,331
obsah jíl. částic	0,836	0,755	0,816
	vícenásobný koeficient	0,876	

Závěr:

Metodou dle HOFFMANNA (1963) byl vyhodnocen soubor ($n = 133$) sorpčních vlastností ornice z oblasti střední Moravy. Soubor byl po eliminaci tzv. „velkého faktoru“, kterým bylo zrnitostní složení, rozdělen podle velikosti kationtové výměnné kapacity na dva podsoubory: a) půdy dobré - zdravé/kvalitní a za b) půdy porušené - špatné a v obou stanoveny základní statistické parametry. Pokud budeme dobrý podsoubor považovat za standard byly ve špatném souboru prokázány reálné aberace v obsahu a kvalitě humusu, obsahu celkového dusíku, obsahu fosforu stanoveného podle Egnera a poměru C/N. Jako hlavní faktor snížené kationtové výměnné kapacity byla v porušeném souboru prokázána nízká kvalita humusu.

Literatura:

- BEDRNA, Z. (2002): Environmentálne pôdoznanectvo. Veda, Bratislava, 352 s.
- HOFFMANN, R.G.(1963): JAMA, 185: 864 – 873,
- JANDÁK, J.(1991): Cvičení z půdoznalství. VŠZ, Brno, 213 s.
- KOSCHIN, F. a kol. (1992): Statgraphics. Grada, Praha, 349 s.
- KUTÍLEK, M.(1978): Vodohospodářská pedologie. SNTL, ALFA, Praha, 295 s.
- LÁT, J.(1972): Normalita osobnosti. Avicenum, Praha, s. 22 – 54
- LHOTSKÝ, J. (1994): Kultivace a rekultivace půd. VÚMOP, Praha, 198 s.
- NĚMEČEK, J. a kol. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd české republiky. ČZU, Praha 2001, 79 s.
- VÁCHA, J.(1980): Problém normálnosti v biologii a lékařství. Avicenum, Praha, 178 s.

Práce vznikla v rámci spolupráce mezi ústavem půdoznalství a mikrobiologie Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně, Agrochemickým podnikem a.s., Kroměříž a Zemědělským výzkumným ústavem Kroměříž, s.r.o.. Je jedním z výstupů výzkumného záměru MSM 4321 00001. Autoři děkují paní Ivaně Stratilové, vedoucí laboratoře ACHP za pečlivé provedení analýz a agronomům zemědělských podniků za poskytnutí všestranné pomoci.

BILANCE ŽIVIN V ZEMĚDĚLSKÝCH PODNICÍCH

Eva Kunzová¹⁾, Jan Klír,¹⁾ Pavel Čermák²⁾

1) Výzkumný ústav rostlinné výroby Praha – Ruzyně kunzova@vurv.cz

2) Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno

Materiál a metody

17 zemědělských podniků byly získány vstupní a výstupní údaje z let 1999-2001 potřebné pro výpočet faremní a povrchové bilance dusíku, fosforu a draslíku. V zásadě jsou používány dva hlavní typy bilancí: faremní (podniková) bilance a pozemková (povrchová) bilance. 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. Výhodou této bilance je, že se nemusí sledovat jednotlivé dílčí toky živin uvnitř farmy (stáj – pole, stáj – atmosféra, pole – stáj, atd.).

V rámci **pozemkové 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. Vzhledem k tomu, že se v případě bilančního přebytku dusík v půdě dlouhodobě neakumuluje, rovná se bilanční přebytek v podstatě ztrátám dusíku z půdy (volatilizace čpavku, denitrifikace, vyplavení, povrchový odtok a eroze). Bilanční saldo u fosforu a draslíku je vyrovnáno ve vztahu k půdní zásobě (zvyšování půdní zásoby či odčerpávání živin).

Zhodnocení výsledků

Pozemková bilance – průměr let 1999 - 2001 : Průměrné výsledky pozemkové bilance za sledované období jsou svým průběhem velice podobné jednotlivým sledovaným rokem. Pouze ekologicky hospodařící zemědělské podniky měly negativní pozemkovou bilanci dusíku. Všechny ostatní zemědělské podniky (vyjma P1) vykázaly za celé sledované období bilanční přebytek dusíku. Pozemková bilance fosforu byla prakticky vyrovnaná - mírný bilanční přebytek fosforu ($1,4 - 5,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) byl zjištěn u kategorií podniků **A** a **M**, mírný bilanční deficit byl kategorií podniků **P** a **E** s tím, že bilance fosforu byla u kategorie zemědělských podniků skupiny **P** prakticky vyrovnaná. U pozemkové bilance draslíku se opakovala situace z předchozích let. Bilance byla u naprosté většiny podniků a následně tedy v průměru u všech kategorií (A, M, P, E) negativní. Odčerpání draslíku z půdy ve formě sklizňových produktů (hlavních i vedlejších) bylo větší, než kolik ho zemědělské podniky vracely formou vstupů (zejména hnojiv) do půdy.

Faremní bilance – průměr let 1999 - 2001 : V průměru celého sledovaného období se u faremní bilance potvrdil trend z minulých let. Negativní bilanci dusíku pravidelně vykazovaly pouze ekologicky hospodařící zemědělské podniky. Většina ostatních podniků a tedy i celých kategorií (A, M, P) vykázala bilanční přebytek N. Tento přebytek byl nejvyšší u zemědělských podniků se smíšenou (rostlinnou a živočišnou) výrobou, kde se promítala aplikace dusíkatých minerálních hnojiv a zvýšená spotřeba nakupovaných krmiv

pro hospodářská zvířata. Faremní bilance za roky 1999 - 2001 byla u fosforu mírně pozitivní v kategoriích podniků **A**, **P** a **M**, mírně negativní v kategorii **E**. Ve všech sledovaných kategoriích se průměrné hodnoty velice přibližovaly k prakticky vyrovnané bilanci fosforu. Negativně stabilní je situace u bilance draslíku. S výjimkou jednoho zemědělského podniku v kategorii **P**, s každoročně vysokým bilančním přebytkem (díky vstupům vysokých dávek živin v minerálních hnojivech), který pak ovlivnil průměr celé skupiny a jednoho podniku v kategorii **A** s mírným bilančním přebytkem draslíku vykázaly všechny ostatní zemědělské podniky negativní draselnou faremní bilanci.

ZEMĚDĚLSKÉ PODNIKY:

1. s intenzivní živočišnou výrobou (kódové označení A1, A2, A3, A4)
2. se smíšenou – rostlinnou i živočišnou výrobou
(kódové označení M1, M2, M3, M4, M5, M6)
3. bez živočišné výroby (kódové označení P1, P2, P3)
4. ekologicky hospodařící (kódové označení E1, E2, E3, E4)

Závěry

1. Sledované zemědělské podniky vykázaly většinou jak v jednotlivých letech, tak v průměru za celé sledované období bilanční přebytek dusíku (graf 1). Výjimku tvořily pouze podniky s ekologickým hospodařením, u kterých, až na malé výjimky, prakticky chybí vstupy dusíku ve formě minerálních a organických hnojiv. Zemědělské podniky s vysokým bilančním přebytkem dusíku (nad 50 kg.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 ap. Výraznější rozdíly mezi faremní a pozemkovou bilancí dusíku nebyly jak v jednotlivých letech, tak za celé hodnocené období sledovány. 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 vstupuje až v následujících letech ve formě aplikovaných organických hnojiv.

2. U fosforu se jak faremní tak i pozemková bilance velice přibližovala bilanci vyrovnané (graf 2). Odchylky 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.

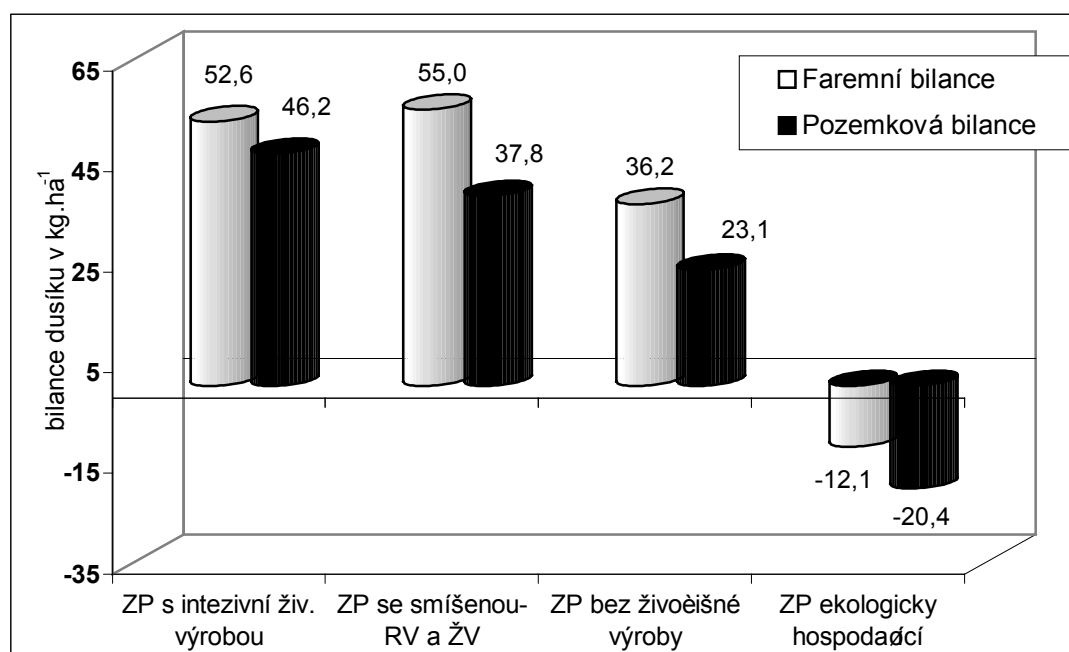
3. U draslíku byla zjištěna negativní bilance prakticky ve všech sledovaných obdobích a takřka u všech zemědělských podniků (graf 3). Pozemková bilance draslíku vykázala daleko vyšší záporné hodnoty, než bilance faremní. Svědčí to o tom, že ve sledovaných zemědělských podnicích se pravděpodobně odváží 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 (chlévkého hnoje) v rámci hnojení osevního sledu. Také z tohoto hlediska tedy vyplývá, že je daleko účelnější pro tyto potřeby počítat bilanci faremní.

Literatura

1. Bujnovský 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.
2. Igras J., 2001: A model for nutrient balance calculation. Nawozy i nawozenie - Fertilizers and Fertilizatin, 1(6), 75-80.
3. OECD National Soil Surface Balances. Paris, 1996

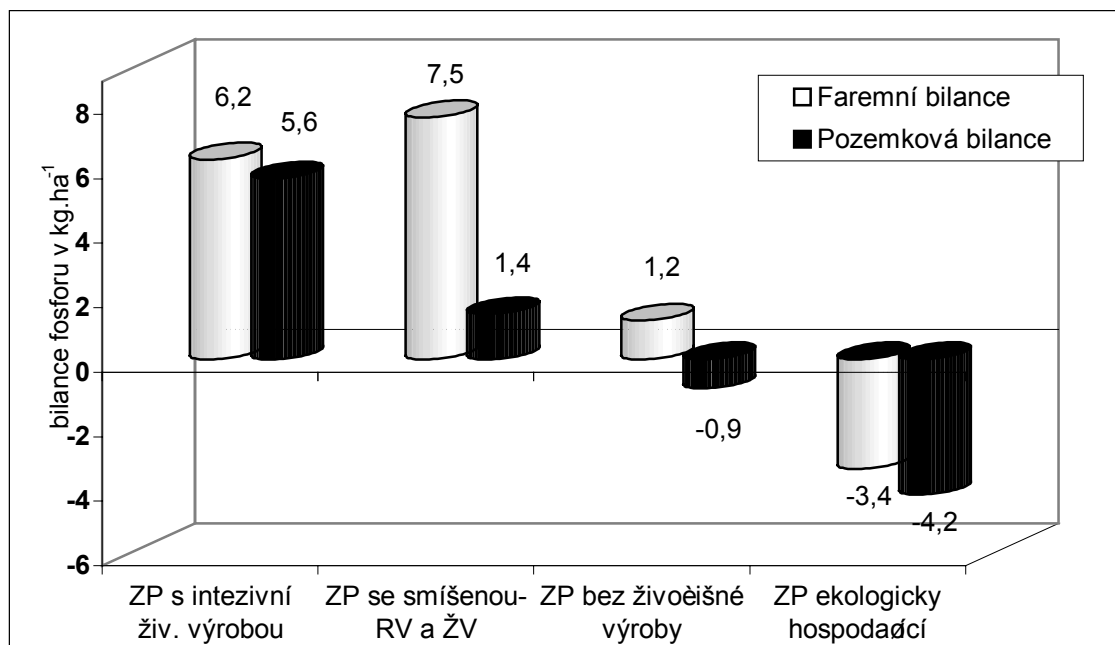
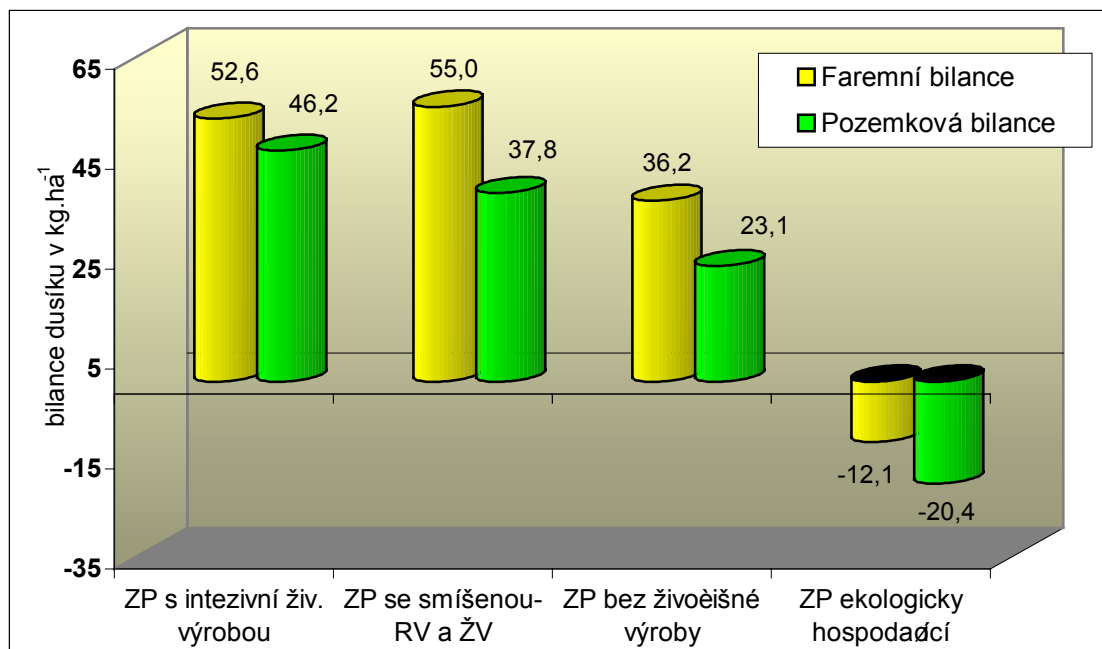
Graf 1

Výsledky bilance **dusíku** ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) na reprezentativních zemědělských podnicích ČR průměr let 1999 - 2001



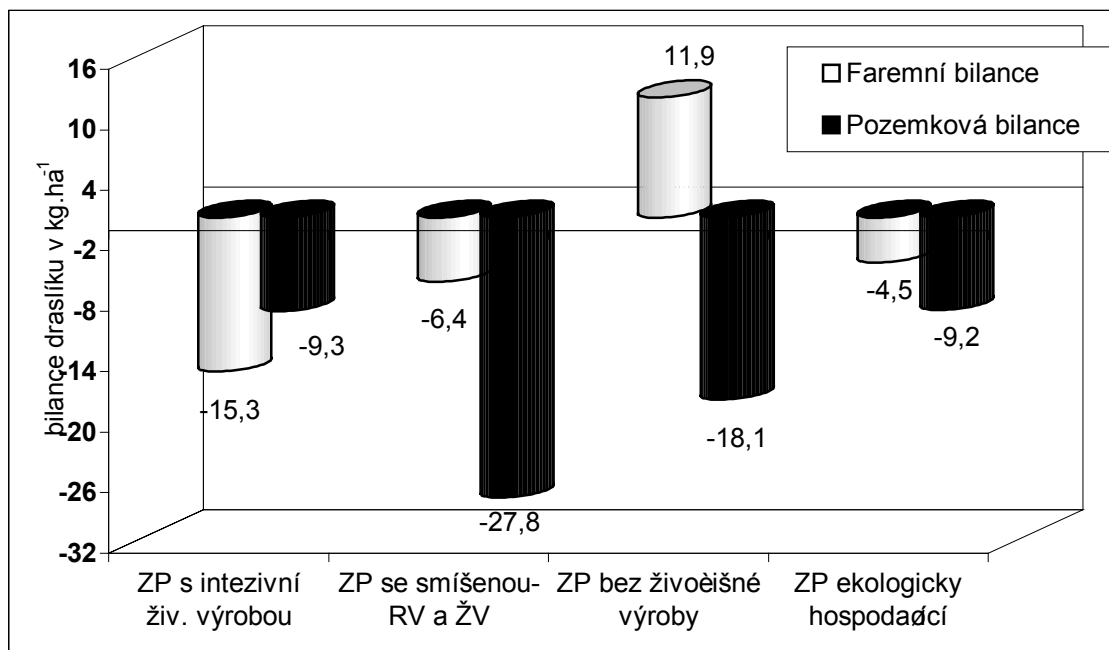
Graf 2

Výsledky bilance **fosforu** ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) na reprezentativních zemědělských podnicích ČR
průměr let 1999 – 2001



Graf 3

Výsledky bilance **draslíku** ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$) na reprezentativních zemědělských podnicích ČR
průměr let 1999 - 2001



PRODUKČNÉ PARAMETRE PÔD VÝCHODOSLOVENSKEJ NÍŽINY

Jozef Vilček

*Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy Bratislava, Regionálne pracovisko Prešov,
Reimanova 1, 080 01 Prešov, e-mail: vilcek@vupop.sk*

Úvod

Východoslovenská nížina napriek rôznym diskusiám o spôsobe jej najefektívnejšieho hospodárskeho využitia bola a doposiaľ aj je typickým nivným agrárnym ekosystémom. Intenzita poľnohospodárstva v tomto regióne Slovenska je viac ako v iných oblastiach závislá od existujúcich klimatických, pôdných i vodohospodárskych pomerov. Tieto sú vzhľadom na geografickú polohu územia jedinečné a vo vzájomnom komplexe do značnej miery špecifikujú a predurčujú agrárny potenciál regiónu.

Odhliadnuc od súčasnej ekonomickej situácie a finančných tokov do agrosektoru a ich prerozdelenia v ňom, je zrejmé, že pôdy Východoslovenskej nížiny pri racionálnom poľnohospodárskom využití sú schopné produkovať komodity, ktoré sú zaujímavé tak po stránke kvantitatívnej, kvalitatívnej a taktiež aj ekonomickej.

Obsahom a cieľom tohto príspevku je poukázať na možný potenciál naturálnej i ekonomickej efektívnosti poľnohospodárskych pôd, ako aj kategorizáciu pôd z hľadiska rentability pestovania poľnohospodárskych plodín.

Stručná charakteristika oblasti

Východoslovenská nížina (VSN) predstavuje severovýchodný výbežok Potiskej nížiny. Rozprestiera sa na ploche 2 500 km². Geomorfologický vývoj regiónu sa prejavil v rozšírení pôdných predstaviteľov, z ktorých dominujú nivné a hydromorfne pôdy a tiež v charaktere pôdotvorných procesov, z ktorých dominujú glejové a pseudoglejové procesy. Rozsiahle plochy nížiny sú ovplyvňované vysokou hladinou podzemných vôd, čo podmienilo vznik oglejenia až glejovatenia pôd a v niektorých častiach i vznik zasolených pôd.

Prevážna väčšina pôd je využívaná ako pôda poľnohospodárska (asi 69 % územia), z ktorej až 68 % predstavuje pôda orná. Na orných pôdach poľnohospodári pestujú hustosiate obilniny (37 %), kukuricu na zrno (10 %), strukoviny (5 %), olejninu (10 %), cukrovú repu (5 %), jednoročné krmoviny (8 %) i viacročné krmoviny (12 %). Je treba povedať, že súčasné využívanie poľnohospodárskych pôd ešte stále nie je v súlade s produkčným potenciálom územia. Najmä ťažké, glejové pôdy sú často využívané ako pôdy orné.

Práce mnohých autorov ukazujú, že tak geomorfologicky, ako aj pôdne nie je VSN jednoliaty celok. Pedologický prieskum potvrdil výskyt viacerých pôdných skupín a typov, ktorých plošné rozšírenie je závislé na charaktere hlavných pôdotvorných procesov, t.j. na charaktere transformácie a migrácie látok a energie v najvrchnejšej časti zemskej kôry, a vzájomného pôsobenia pôdotvorných faktorov: klimatických (množstvo zrážok, teplota ovzdušia), biologických (vegetácia, živočíchy a mikroorganizmy), geomorfologických a geologických (substráty a materské horniny pôd). V súlade s najnovším Morfogenetickým a klasifikačným systémom pôd Slovenska môžeme na danom území

definovať 9 skupín, 17 typov a mnoho subtypov, variet a foriem pôd. Tieto pôdy sa vzájomne líšia nielen svojou morfológiou a genézou, ale z pohľadu poľnohospodára aj produkčnou schopnosťou.

Dislokácia pôdných predstaviteľov s ich ekonomickým potenciálom následne výrazne ovplyvňuje ekonomiku pestovania poľnohospodárskych plodín. Kým v okresoch Michalovce a Trebišov sa nachádzajú černozeme i čiernice a vyšším podielom sú zastúpené aj fluvizeme, v okresoch Vranov nad Topľou a Sobrance dominujú zrnitostne ťažšie pseudogleje, gleje, resp. kambizeme. Podobné zastúpenie pôd je aj v hodnotených pôdno-ekologických regiónoch. Pre Laboreckú rovinu, Kapušanské pláňavy, Malčická tabuľu, Pozdišovský chrbát i Ondavskú rovinu sú typické černozeme, čiernice, hnedozeme i luvizeme. V Podvihorlatskej pahorkatine sú najrozšírenejším pôdnym typom fluvizeme glejové, gleje, luvizeme pseudoglejové i pseudogleje a kambizeme. Uvedené zastúpenie pôdných predstaviteľov tak diferencuje aj očakávané produkčné i ekonomické výsledky v rastlinnej výrobe.

Na základe dlhodobého výskumu zaoberajúceho sa problematikou pôd VSN, využívajúc existujúce databázy údajov o produkčných i ekonomických parametroch bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek môžeme konštatovať, že práve pôda je tou zložkou prírodného prostredia, ktorá diferencuje a predurčuje spôsob využitia tunajšej krajiny a tým aj jej agroekonomickú prosperitu.

Produkčný potenciál pôd oblasti

Produkčný potenciál poľnohospodárskych pôd VSN vyjadrený pomocou typologicko-produkčnej kategorizácie poľnohospodárskych pôd je prezentovaný v nasledujúcej tabuľke.

Zastúpenie typologicko-produkčných kategórií poľnohospodárskych pôd VSN v %

Typologicko-produkčná kategória pôd	% p.p.
veľmi produkčné orné pôdy	11,3
produkčné orné pôdy	28,6
stredne produkčné orné pôdy	7,8
menej produkčné orné pôdy	6,1
málo produkčné orné pôdy	0,2
stredne produkčné o.p. a veľmi produkčné trávne porasty	21,8
menej produkčné o.p. a stredne produkčné trávne porasty	0,9
málo produkčné o.p. a menej produkčné trávne porasty	3,5
veľmi až stredne produkčné TTP	0,4
menej produkčné TTP	17,9
málo produkčné TTP	0,7
pre agroekosystémy nevhodné územia	0,8

Prvé dve kategórie v rámci typologicko-produkčnej kategorizácie pôd Slovenska (najprodukčnejšie a vysoko produkčné orné pôdy) sa v danej oblasti nevyskytujú. Najvyšší podiel majú tzv. produkčné orné pôdy a pre túto oblasť typické tzv. striedavé polia. Ak hodnotíme potenciál poľnohospodárskych pôd podľa okresov, najlepšie je na tom okres Michalovce – 55 bodov (v stobodovej škále v rámci Slovenska), nasleduje Trebišov – 54 bodov, Vranov nad Topľou – 47 bodov a Sobrance – 46 bodov. Z pohľadu pôdno-

ekologických regiónov sú najkvalitnejšie pôdy v regióne Laborecká rovina a Kapušanské pláňavy – 59 bodov, kým v regióne Podvihorlatská pahorkatina je to už len 44 bodov. Táto rozdielnosť podmienok je vyjadrená postupným poklesom výmery orných pôd vhodných pre pestovanie poľných plodín. Priemer za celú VSN je 52 bodov.

Vzhľadom na štruktúru a kvalitu tunajších pôd sa z pohľadu trvalej udržateľnosti existujúceho produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd ukazuje ako vhodná nasledujúca štruktúra využitia poľnohospodárskej krajiny: orná pôda 65,8 % (z toho hustosiate obilniny 43,8%, kukurica na zrno 5,7 %, strukoviny 4,3 %, cukrová repa 1,4 %, zemiaky 4,5 %, olejniný 5,7 %, jednoročné krmoviny 11,1 %, viacročné krmoviny 21,7 %) , sady, záhrady, vinice, chmeľnice 6,1 %, trvalé trávne porasty 28,1 %.

Produkčný potenciál pôd Východoslovenskej nížiny, vzhľadom na existujúce pôdnoekologické podmienky pri súčasných technológiách a spôsobe výroby a pri rešpektovaní nárokov plodín na potrebné živiny, umožňuje dosiahnuť primerané potenciály naturálnej výnosovosti.

Potenciály naturálnej výnosovosti pôd VSN

Plodina	Produkcia	
	t.ha ⁻¹	spolu za VSN (tis.t)
Pšenica ozimná	5,13	200
Raž ozimná	4,13	11
Jačmeň jarný	5,09	127
Kukurica na zrno	4,90	45
Hrach	2,60	14
Cukrová repa	36,0	80
Slnečnica	2,78	9
Repka ozimná	2,46	13

Je logické, že rôznorodý úrodotvorný potenciál pôd sa nemôže neprejavovať na diferenciácii ekonomických parametrov rastlinnej výroby. Z tohto pohľadu je zaiste zaujímavý prehľad zastúpenia poľnohospodárskych pôd z pohľadu potenciálnej ekonomickej rentability pestovaných plodín.

Zastúpenie pôd VSN z pohľadu ekonomickej rentability pestovaných plodín v %

Kategória rentability	Pšenica ozimná	Kukurica na zrno	Cukrová repa	Repka ozimná	Rastlinná výroba spolu
Pôdy nerentabilné	2,3	47,5	39,5	19,2	46,9
Pôdy málo rentabilné	5,1	9,6	11,6	41,3	14,0
Pôdy stredne rentabilné	47,8	20,7	9,89	23,3	16,9
Pôdy vysoko rentabilné	27,9	22,2	39,1	16,2	22,2
Pôdy veľmi vysoko rentabilné	16,9	-	-	-	-

Ukazuje sa, že kým na Slovensku je napr. pre pestovanie pšenice ozimnej nerentabilných až 36 % pôd, na Východoslovenskej nížine je to len 2,3 %. Pri kukurici na zrno je tento pomer cca 60 % ku 48 %, cukrovej repe 61 % ku 40 % a repke ozimnej 31 % ku 19 %.

Všeobecne za celú rastlinnú výrobu môžeme konštatovať, že bez dotácii je pre pestovanie rastlín na Východoslovenskej nížine pri súčasných ekonomických pravidlách 46,9 % poľnohospodárskych pôd nerentabilných, 14,0 % málo rentabilných, 16,9 % stredne

rentabilných a 22,2 % vysoko rentabilných. Uvedené parametre potenciálu pôd v porovnaní s podobnou kategorizáciou za celé Slovensko radia, napriek absencii veľmi vysoko rentabilných pôd (miera rentability nad 10 %), Východoslovenskú nížinu k oblastiam pre poľnohospodárstvo vhodnejším. Dokumentujú to aj potenciálne možné ekonomické parametre, ktoré je možné na tunajších poľnohospodárskych pôdach dosiahnuť. Pri priemerných nákladoch na 1 hektár poľnohospodárskej pôdy 10 227 Sk.ha⁻¹, je možné očakávať výnosy na úrovni 10 295 Sk.ha⁻¹, čo aj bez dotácii predstavuje zisk 68 Sk.ha⁻¹ (miera rentability 0,67 %).

Záver

Pôdy VSN majú regionálne črty a svojrázny charakter. Početné zastúpenie genetických pôdných predstaviteľov v pomerne vyrovnaných klimatických podmienkach je spôsobené rozdielnosťou pôdnej klímy, podmienenou konfiguráciou terénu a zrnitostným zložením pôdotvorného substrátu, ktoré záviseli od rozdielnych vlhkostných pomerov pôdy.

Na zrnitostne ťažkých, pre vodu slabo priepustných pôdotvorných substrátoch v zníženinách a depresiách nížinnej oblasti sa vyvinuli prevažne fluvizeme glejové, gleje, čiernice glejové, čiernice.

Na pôdotvorných substrátoch pre vodu priepustnejších a vodou menej ovplyvňovaných sa vyvinuli černozeme, regozeme, hnedozeme, luvizeme, pseudogleje.

Využitie poľnohospodárskych pôd je dané ich vlastnosťami a často aj vývojom počasia. Produkčný potenciál pôd územia ho však predurčuje k poľnohospodárskemu využívaniu. Je však treba povedať, že oproti iným nížinám na Slovensku je práve kvôli pôdnym pomerom pestovanie poľnohospodárskych plodín náročnejšie a to tak po stránke agronomickej, ako aj ekonomickej.

Literatúra

1. Čurlík, J., Ševčík, P. (2000): Tibreg – Prieskum prírodných zdrojov vo vzťahu k životnému prostrediu v styčnom regióne Slovensko-Maďarsko-Ukrajina (záverečná správa), VÚPOP Bratislava, 2000, 68 s.
2. Džatko, M. (2002): Hodnotenie produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd a pôdno-ekologických regiónov Slovenska. Bratislava: VÚPOP, 2002, 88 s.
3. Hronec, O. a kol. (2000): Prírodné zdroje. Royal Unicorn, Košice, 235 s.
4. Kromka, Miroslav - Bedrna, Zoltán (2002): Hygiena pôdy. - 1. vyd. - Bratislava: Univerzita Komenského, 2002. - 88 s. - (Zv.), ISBN 80-223-1602-4.
5. Linkeš, V., Pestún, V., Džatko, M. (1996): Príručka pre používanie máp bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek. VÚPÚ, Bratislava, 103 s.
6. Vilček, J., Litavec, T., Gutteková, M. (1998): New approaches in the bonitation information system interpretation; Vedecké práce VÚPÚ č. 21, Bratislava 1998, s. 91-100.
7. Vilček, J. a kol. (1999): Pôdnoekologické parametre usporiadania a využívania poľnohospodárskej krajiny, (záver. správa), Bratislava: VÚPOP, 1999, 113 s.
8. Vilček, J. (2001): Produkčný a ekonomický potenciál pôd Východoslovenskej nížiny; In: Agroekologický potenciál Východoslovenskej nížiny z hľadiska produkčného, environmentálneho a ekonomického (zborník referátov z vedeckej konferencie), OVÚA Michalovce, 2001, s.110-114.

PREDIKČNÍ A SIMULAČNÍ MODELY ACIDIFIKACE PŮDY A UVOLŇOVÁNÍ LABILNÍCH FOREM HLINÍKU - PŘEHLED

Luboš Borůvka, Ondřej Drábek, Lenka Mládková

*Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita, 165 21 Praha 6 – Suchbátka;
E-mail: Boruvka@af.czu.cz, Drabek@af.czu.cz, Mladkova@af.czu.cz*

Acidifikace půdy představuje závažný problém zejména v horských oblastech pod lesními porosty. Důsledkem acidifikace je jednak samotné zhoršování vlastností půdy (nižší pH, nedostatek bazických složek, omezená biologická činnost, omezený nebo nepříznivý vývoj organické hmoty atd.), jednak negativní vliv uvolněných forem Al a rizikových prvků na vegetaci a možnost jejich vyplavení do podzemních či povrchových vod. Tato nepřímá acidifikace a kontaminace se posléze mohou projevit i v nivách na středních a dolních částech vodních toků. Existuje celá řada predikčních a simulačních modelů, které se snaží z různého hlediska a s různým cílem tyto procesy popsat. Modely úrovně acidifikace vycházejí obvykle z modelování atmosférických a klimatických procesů, velikosti srážek, emisí S a N a pohybů látek ovzduším. Tento příspěvek podává přehled a stručnou charakteristiku některých modelů a přístupů uváděných v literatuře a příklady jejich aplikací.

Druhy modelů acidifikace

Modely lze obecně třídit podle různých hledisek (Tab. 1).

Tab. 1. Třídění modelů (upraveno podle Jorgensen, Bendricchio, 2001, doplněno)

Typ modelu	Charakteristika
Výzkumné modely	Používané jako výzkumný nástroj
Modely řízení	Používané jako nástroj řízení
Deterministické m.	Předpovídané hodnoty jsou vypočteny přesně
Stochastické m.	Předpovídané hodnoty závisí na rozložení pravděpodobnosti
Mechanistické m.	Vycházejí z přesně formulovaných známých zákonitostí a principů
Empirické m.	Založené na pokusně zjištěných vztazích a závislostech
Kauzální m.	Vstupy, stavy a výstupy jsou vzájemně propojeny kauzálními vztahy
Typ „černá skříňka“	Změny vstupů ovlivňují výstupy, ale není požadována kauzalita
Redukcionistické m.	Zahrnují tolik odpovídajících podrobností, kolik lze
Holistické m.	Používají obecné principy
Statické m.	Proměnné definující systém nejsou závislé na čase
Dynamické m.	Proměnné definující systém jsou funkcí času (popř. prostoru)
Rozložené (<i>distributed</i>) m.	Parametry jsou považovány za funkce času a polohy
Shrnující (<i>lumped</i>) m.	Parametry jsou pro určité polohy a časy považovány za konstantní
Lineární m.	Jsou používány rovnice 1. řádu
Nelineární m.	Jedna nebo více rovnic není 1. řádu
Modely chování	Popisují nebo předpovídají chování systému nebo jeho složky
Modely účinku	Předpovídají výsledky systému nebo účinek jeho složek
Kvalitativní m.	Výstupem jsou např. kvalitativní popisy stavu systému
Kvantitativní m.	Výstupem jsou číselné hodnoty
Autonomní m.	Odvozené hodnoty nejsou jasně závislé na nezávislé proměnné (čase)
Neautonomní m.	Odvozené hodnoty jsou jasně závislé na nezávislé proměnné (čase)

Existují i další hlediska, protože ale většina modelů kombinuje různé přístupy, následující rozdělení skupin modelů je pouze orientační.

Modely založené na chemické rovnováze v půdě

Modely chování hliníku v půdě jsou nejčastěji založeny na chemické rovnováze mezi kapalnou fází a jednotlivými složkami pevné fáze půdy (Mulder, Stein, 1994; Bi et al., 2001). Problém modelů založených na rozpustnosti půdních minerálů (MAGIC, SAFE, SMART aj.) spočívá v tom, že hliník v půdním roztoku je také vázán do komplexních sloučenin s organickými látkami (Berggren, Mulder, 1995). Proto model WHAM (*Windermere Humic Aqueous Model*; Tipping, 1994) zahrnuje navíc komplexotvorné reakce s půdní organickou hmotou. Van Hees a Lundstrom (2000) použili pro popis vázání Al a Fe do komplexů s nízkomolekulárními organickými kyselinami v půdním roztoku rovnovážný model MINEQL+. Model ALCHEMI počítá koncentrace anorganických a organických specií Al (Matzner et al., 1998). Model BEM (*Batch Equilibrium Model*; Ludwig et al., 1998) zahrnuje rovnice produktu rozpustnosti, kationové výměny, látkové bilance, bilanci náboje a aktivitní koeficienty. Model SSMB (*Steady-state Mass Balance Model*) je podobně jako složitější PROFILE založen na rovnováze zdrojů alkality a acidity (Lokke et al., 1996). Jedná se o rovnováhu faktorů ovlivňujících poměr bazických kationtů a Al v půdním roztoku (BC/Al). Model SMART (*Simulation Model for Acidification's Regional Trends*) předpovídá reakci koncentrací NO_3^- a Al^{3+} v půdním roztoku na atmosférický spad (Finke et al., 1999). Niefeld (2001) popisuje model chování Al v rhizosféře kyselých lesních půd. Dufey et al. (2001) představili model iontové výměny na kořenech rostlin.

Modely okyselování povrchových a podzemních vod

Řada modelů je určena k simulaci acidifikace vody způsobené okyselováním půd. Tyto modely mají obvykle komplexní povahu a liší se mimo jiné podle toho, na kterou složku je kladen větší důraz (zvětrávání, iontová výměna, vyluhování a pohyb vody apod.). Model okyselování povodí CHUM (*CHEMistry of the Uplands Model*) vychází v případě vztahu půda-půdní roztok z principů rovnovážného modelu WHAM (Tipping, 1996) doplněného hydrologickým submodelem. Dynamický model MAGIC (*Modelling of Acidification of Groundwater In Catchments*) je založen na řešení systému rovnovážných rovnic půda-půdní roztok a látkové bilanci získaných produktů (Hruška, 2001). Model SAFE je dynamický model půdního profilu v rámci malého hydrologického povodí (Sverdrup et al., 1995), který vyhodnocuje rychlost zvětrávání půdních minerálů a závislost chemických vlastností půdy a odtékající vody na atmosférických vstupech okyselujících látek. Jeho submodelem je PROFILE, který počítá látkovou bilanci mezi kapalnou a pevnou fází půdy (Sverdrup, Warfvinge, 1993).

Modely chování lesních ekosystémů

Model pohybu, akumulace a přeměny forem prvků v lesním ekosystému by měl zahrnovat vstup z atmosféry, stromovou vegetaci (koruna-kmen-kořeny), nadložní a minerální horizonty půdy, půdní roztok a výstupy (vymytí, eroze, těžba dřeva) (Verstraten et al., 1990). Rovnice SMB (*Simple Mass Balance*; Freer-Smith, Kennedy, 2003) umožňuje výpočet kritických zátěží lesních půd při zohlednění všech procesů odpovědných za acidifikaci a pufrování.

Existují i mechanistické modely založené na matematickém popisu biogeochemických a fyziologických procesů. Problémem ale je určení odpovídajících vstupních parametrů (Pietsch, Hasenauer, 2002). Krám et al. (1999) použili pro popis a předpověď acidifikace povodí Lysina komplexní model PnET-BGC/CHESS, který spojuje pokročilejší verzi modelu bilance uhlíku a vody v lesním ekosystému Pn-ET (*Photosynthesis and EvapoTranspiration*) s rovnovážným modelem CHESS (*Chemical Equilibria in Soils and Solutions*). Model ROMUL (*model of Raw humus, mOder and MULI*) popisuje vývoj půdní organické hmoty včetně přeměn dusíku v půdě (Chertov et al., 2001).

Modely prostorového rozložení acidifikace

Kromě modelů zkoumajících jednu lokalitu nebo určité území jako celek existuje velké množství modelů, které poskytují odhad prostorového rozložení ukazatelů acidifikace. Využívají technologie GIS nebo geostatistickou analýzu prostorového rozložení, popřípadě s využitím údajů dálkového průzkumu Země či digitálního modelu terénu. Drda (1996) ukázal závislost imisního poškození lesů na nadmořské výšce a orientaci svahů v Krkonoších právě pomocí prostředků GIS. Některé přístupy ke geostatistickým modelům časové a prostorové závislosti diskutují Kyriakidis a Journel (1999).

Mnohé z modelů prostorového rozložení ukazatelů acidifikace vycházejí z modelování pohybu polutantů v ovzduší, např. PEARL (*Prediction Air Quality in Urban and Regional Locations*; Kitwiroon et al., 2002), RAMS (*Regional Atmospheric Modeling System*; Millán et al., 2002), FRAME (*Fine Resolution AMmonia Exchange*; Fournier et al., 2002) aj.

Závěrečné poznámky

Předložený přehled modelů acidifikace půdy a chování labilních forem Al v půdě není zdaleka úplný, pouze nastiňuje hlavní směry modelování a stručně charakterizuje nejčastěji používané modely. Je třeba zdůraznit, že neustále dochází k vývoji dalších modelů a ke zdokonalování těch stávajících.

Při výběru či tvorbě modelu je vždy nutno řešit kompromis mezi potřebou co nejlépe popsat skutečný stav a omezeními danými technickými prostředky a dostupnými údaji. Na vývoji a aplikaci modelů by měli spolupracovat odborníci z různých oborů. Aby získané výsledky modelů odpovídaly skutečnosti, je vždy nutné je ověřit v daných podmínkách.

Poděkování

Tento příspěvek byl podpořen grantem NAZV QC 1250.

Použitá literatura

1. Berggren, D., Mulder, J. (1995): The role of organic matter in controlling aluminum solubility in acidic mineral horizons. *Geochim. Cosmochim. Acta* 59: 4167-4180.
2. Bi, S.P., An, S.Q., Tang, W., Xue, R., Wen, L.X., Liu, F. (2001): Computer simulation of the distribution of aluminum speciation in soil solutions in equilibrium with mineral phase imogolite. *J. Inorg. Biochem.* 87: 97-104.
3. Drda, V. (1996): Distribuce holin a poškození lesních ekosystémů KRNAP z hlediska orientace svahu a nadmořské výšky. *Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku*, Opočno, 15.-17.4.1996: 44-51.
4. Dufey, J.E., Genon, J.G., Jaillard, B., Calba, H., Ryfíykiri, G., Dalvaux, B. (2001): Cation exchange on plant roots involving aluminium: Experimental data and modeling. In: Gobran, G.R., Wenzel, W.W., Lombi, E. (eds.): *Trace Elements in the Rhizosphere*. Chapter 11. CRC Press, Boca Raton: 227-252.

5. Finke, P.A., Wladis, D., Kros, J., Pebesma, E.J., Reinds, G.J. (1999): Quantification and simulation of errors in categorical data for uncertainty analysis of soil acidification modelling. *Geoderma* 93: 177-194.
6. Fournier, N., Pais, V.A., Sutton, M.A., Weston, K.J., Dragosits, U., Tang, S.Y., Aherne, J. (2002): Parallelisation and application of a multi-layer atmospheric transport model to quantify dispersion and deposition of ammonia over the British Isles. *Env. Pollut.* 116: 95-107.
7. Freer-Smith, P.H., Kenedy, F. (2003): Base cation removal in harvesting and biological limit terms for use in the simple mass balance equation to calculate critical loads for forest soils. *Water, Air, Soil Pollut.* 145: 409-427.
8. Hruška, J. (2001): Mechanismus poškození půd kyselou depozicí – průběh, současný stav a predikce budoucnosti, včetně vápnění. Aplikace modelu MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments) na Krkonoše a Slavkovský les. In Hruška, J., Cienciala, E. (eds.): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. MŽP Praha: 59-73.
9. Chertov, O.G., Komarov, A.S., Nadporozhskaya, M., Bykhovets, S.S., Zudin S.L. (2001): ROMUL - a model of forest soil organic matter dynamics as a substantial tool for forest ecosystem modeling. *Ecol. Model.* 138: 289-308.
10. Jorgensen, S.E., Bendoricchio, G. (2001): Fundamentals of Ecological Modelling. Third Edition. Elsevier, Amsterdam: 530 pp.
11. Kitwiroon, N., Sokhi, R.S., Luhana, L., Teeuw, R.M. (2002): Improvements in air quality modelling by using surface boundary layer parameters derived from satellite land cover data. *Water, Air, Soil Pollut. Focus* 2: 29-41.
12. Krám, P., Santore, R.C., Driscoll, Ch.T., Aber, J.D., Hruška, J. (1999): Application of the forest-soil-water model (PnET-BGC/CHES) to the Lysina catchment, Czech Republic. *Ecol. Model.* 120: 9-30.
13. Kyriakidis, P.C., Journel, A.G. (1999): Geostatistical space-time models: A review. *Mathem. Geol.* 31: 651-684.
14. Ludwig, B., Prenzel, J., Khanna, P.K. (1998): Modelling cations in three acid soils with differing acid input in Germany. *Eur. J. Soil Sci.* 49: 437-445.
15. Matzner, E., Pijpers, M., Holland, W., Manderscheid, B. (1998): Aluminum in soil solution of forest soils: Influence of water flow and soil aluminum pools. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 62: 445-454.
16. Millán, M.M., Sanz, M.J., Salvadora, R., Mantilla, E. (2002): Atmospheric dynamics and ozone cycles related to nitrogen deposition in the western Mediterranean. *Env. Pollut.* 118: 167-186.
17. Mulder, J., Stein, A. (1994): The solubility of aluminum in acidic forest soils: Long-term changes due to acid deposition. *Geochim. Cosmochim. Acta* 58: 85-94.
18. Nietfeld, H.W.F. (2001): Modeling the dynamics of the rhizosphere aluminum chemistry in acid forest soils. In: Gobran, G.R., Wenzel, W.W., Lombi, E. (eds.): Trace Elements in the Rhizosphere. Chapter 12. CRC Press, Boca Raton: 253-307.
19. Pietsch, S.A., Hasenauer, H. (2002): Using mechanistic modeling within forest ecosystem restoration. *Forest Ecol. Management* 159: 111-131.
20. Sverdrup H., Warfvinge P. (1993): Calculating field weathering rates using a mechanistic geochemical model - PROFILE. *J. Appl. Geochem.* 8: 273 - 283.
21. Sverdrup H., Alveteg M., Langan S. Pačes T. (1995): Biogeochemical modelling of small catchments using PROFILE and SAFE. In Trudgill, S.T. (ed.): Solute Modelling in Catchment Systems. John Wiley & Sons Ltd., New York: 75 - 99.
22. Tipping, E. (1994): WHAM – a chemical equilibrium model and computer code for waters, sediments, and soil incorporating a discrete site/electrostatic model of ion-binding by humic substances. *Comput. Geosci.* 20: 973-1023.
23. Tipping, E. (1996): CHUM: A hydrochemical model for upland catchments. *J. Hydrol.* 174: 305-330.
24. van Hees, P.A.W., Lundstrom, U.S. (2000): Equilibrium models of aluminium and iron complexation with different organic acids in soil solution. *Geoderma* 94: 201-221.
25. Verstraten, J.M., Dopheide, J.C.R., Duysings, J.J.H.M., Tietema, A., Bouten, W. (1990): The proton cycle of a deciduous forest ecosystem in the Netherlands and its implications for soil acidification. *Plant and Soil* 127: 61-69.

ERÓZNO-AKUMULAČNÉ KATÉNY NIEKTORÝCH HNEDOZEMÍ, ICH POPIS A CHARAKTERISTIKA

Jaroslava Sobocká

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

Úvod

Základným predpokladom identifikácie erózných procesov v pôdnom profile je založenie eróžno-akumulačných katén v transektách, charakterizujúcich reprezentatívne lokality. Katéna je pomenovanie reliéfovo-pôdnej sekvencie a chápe sa ako transektu svahu, ktorej hranice predstavuje rozvodnica, resp. vrchol na jednej strane a vodný tok, resp. dno svahu na druhej strane. Jej súčasťou je pôda ohraničená kontaktom s materskou horninou (ktorá má byť homogénna) a atmosférou. Zmeny pôdných vlastností prebiehajú jednak v samotnom pôdnom telese, t.j. vo vertikálnom výreze, jednak v smere po spádnicí. Základná analýza katén spočíva: a) v detailnom geomorfologickom mapovaní; b) v pedologickom sondovaní a odberu pôdných vzoriek; c) v interpretácii a porovnaní vybraných chemických a fyzikálnych vlastností pôdneho profilu v jednotlivých častiach katény (LEHOTSKÝ, 1999).

Materiál a metódy

Transekty boli založené na území PVOD Kočín, ktoré je charakteristické pahorkatinným typom reliéfu s výskytom hnedozemných typov a subtypov vyvinutých prevažne z karbonátovej spraše. Hlavným pôdno-degradačným činiteľom je plošná vodná erózia spôsobujúca priemerný ročný erózný odnos $15 - 20 \text{ t} \cdot 1\text{ha}^{-1}$. Nadmorská výška je 200 – 250 m n.m., priemerná ročná teplota $9,3^\circ \text{C}$, priemerné ročné zrážky 550 - 600 mm. S cieľom porovnať expozície svahov z hľadiska pôdnej erózie boli založené dve transekty – v južnej a severnej expozícii tej istej lokality. Pôdny profil vo vrcholovej časti bol uvažovaný ako referenčný pôdny profil. Na základe metodiky pôdoznaleckého prieskumu (ČURLÍK, ŠURINA 1998) boli skúmané nasledovné vlastnosti eróžno-akumulačnej katény:

Všeobecná charakteristika: orografická jednotka, reliéf, expozícia, priemerné ročné zrážky, priemerná ročná teplota, frekvencia zrážok, erózný odnos, využitie zeme, vegetačný pokryv, protierózne opatrenia.

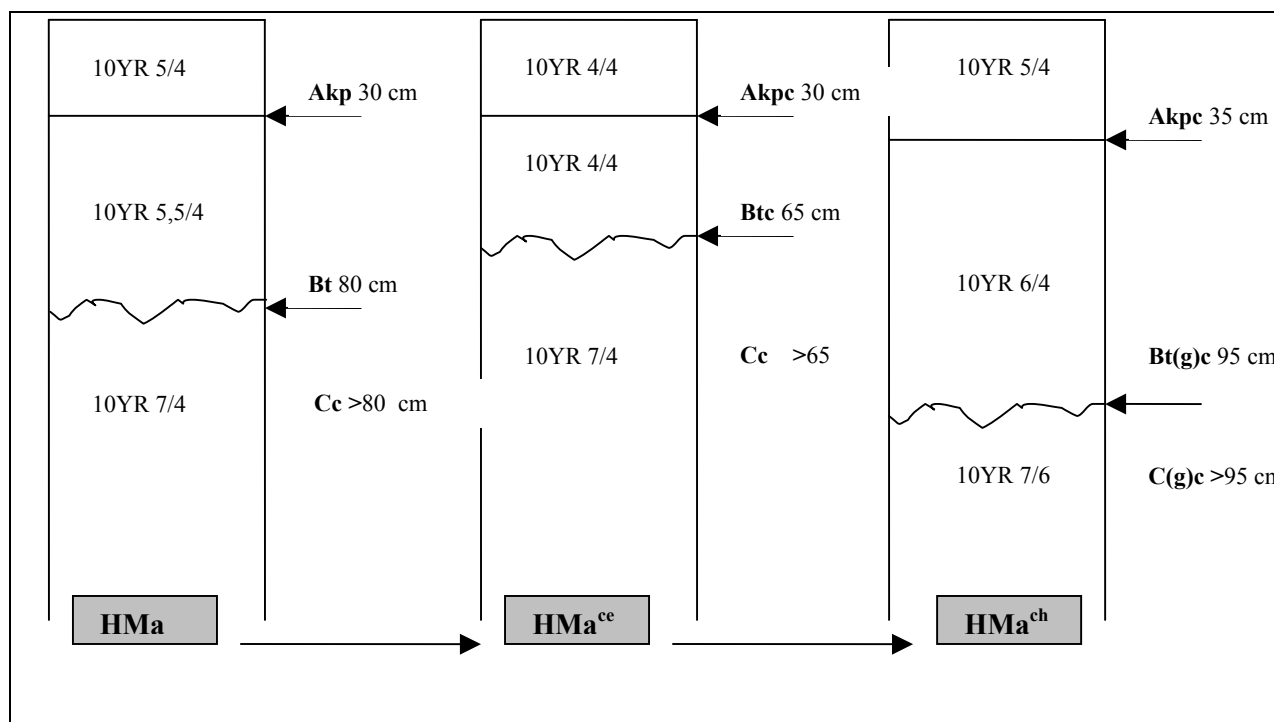
Charakteristika transektu: poloha katény, mikroreliéf (geometrická forma reliéfu), nadmorská výška, relatívne prevýšenie, sklon svahu, dĺžka svahu.

Morfologické znaky pedonov: klasifikácia (MKSP SLOVENSKA 2000), signatúra horizontov, pôdotvorný substrát, hrúbka ornice, hrúbka 2. horizontu, hrúbka sola, predpokladaná pôvodná hrúbka sola, rozdiel skutočnej a predpokladanej hrúbky sola, farba (Soil Standard Colour Charts), vlhkosť a konzistencia, zrnitosť a skeletovitosť, štruktúra, prítomnosť novotvarov, prekorenenie a biologická aktivita a karbonáty.

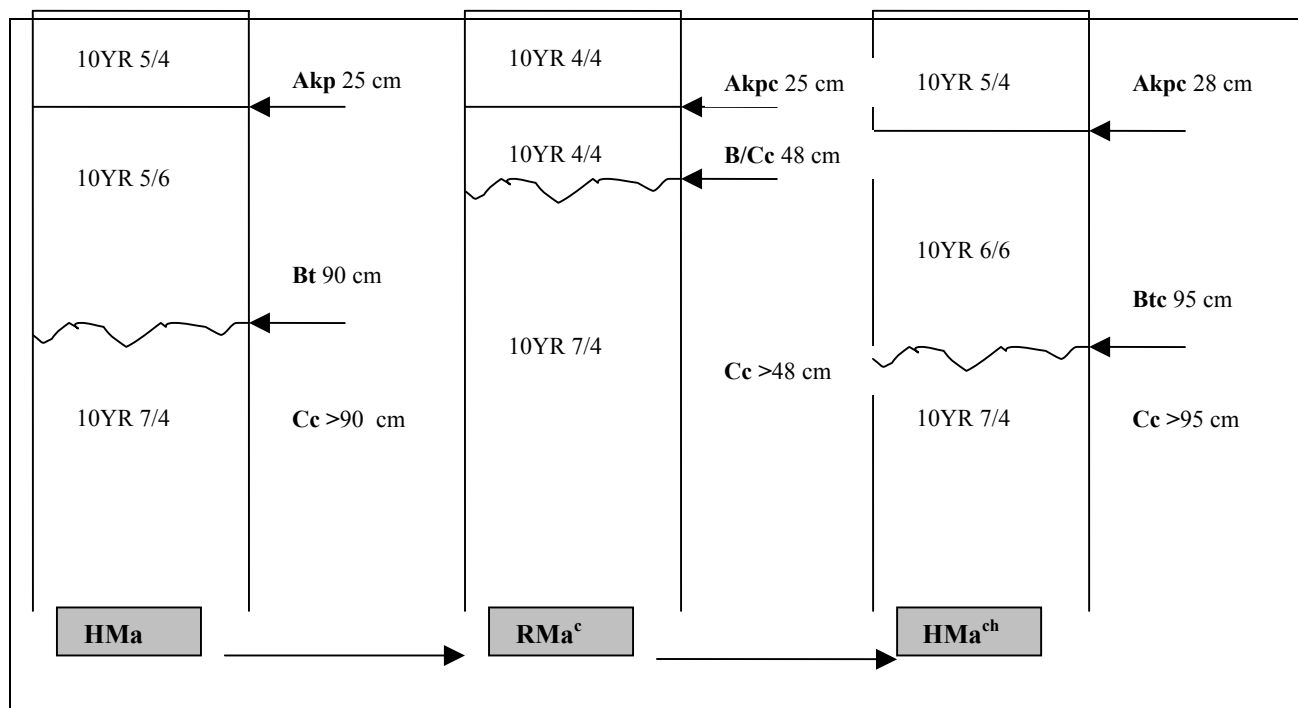
Analytické znaky: zrnitostné frakcie (jemnozern $< 2 \text{ mm}$), koeficient textúrnej diferenciácie, textúrny trojuholník, objemová hmotnosť, pH v KCl, pH v H_2O , obsah karbonátov (%), obsah organického uhlíka (%), obsah humusu (%), CEC.

Výsledky

Boli hodnotené morfológické znaky a analytické výsledky zástupcov pôdnej sekvencie hnedozemnej oblasti s typickým pôdnym predstaviteľom hnedozeme kultizemnej.



Obr. 1. Južná katéna.



Obr. 2. Severná katéna.

Analytické výsledky boli priemerované z obidvoch katén.

Tab. 1 Priemerované fyzikálne vlastnosti katén.

<i>Textúra</i>	0,05-2,00 mm (piesok)	0,002-0,05 mm (prach)	< 0,002 mm (íl)	koefficient textúrnej diferenciácie	Textúrny trojuholník	Objemová hmotnosť (ρ d g.cm⁻³)
Profil J1 (horná časť)						
Akp-horizont	13,52	57,48	29,00		ssi	1,3
2. horizont	12,62	57,88	29,51	1,017	ssi	1,3
C-horizont	16,52	65,11	18,37		ssh	1,37
Profil J2 (stredná časť)						
Akp-horizont	13,90	61,44	24,66		ssh	1,325
2. horizont	13,55	60,37	26,01	1,054	ssh	1,32
C-horizont	16,54	64,94	18,51		ssh	1,375
Profil J3 (dolná časť)						
Akp-horizont	19,16	59,77	21,06		ssh	1,355
2. horizont	15,13	62,45	22,41	1,064	ssh	1,345
C-horizont	15,90	64,03	20,01		ssh	1,36

ssi - prachovito-ílovito-hlinitá

ssh - prachovito-hlinitá

Tab. 2 Priemerované chemické vlastnosti katén.

<i>Chemické vlastnosti</i>	pH v H₂O	pH v KCl	Obsah CaCO₃ (%)	Obsah Cox (%)	CEC cmol(+).kg⁻¹	Obsah humusu (%)
Profil J1 (horná časť)						
Akp-horizont	7,50	5,85	0,1	1,475	11,99	2,542
2. horizont	7,62	6,01	0,0	1,24	14,81	2,137
C-horizont	8,18	7,35	22,0	0,31	13,0	0,534
Profil J2 (stredná časť)						
Akp-horizont	8,45	7,12	5,6	1,41	15,41	2,430
2. horizont	8,48	7,11	3,0	1,07	15,94	1,844
C-horizont	8,68	7,34	18,2	0,355	13,63	0,612
Profil J3 (dolná časť)						
Akp-horizont	8,53	7,21	9,4	0,995	14,64	1,715
2. horizont	8,65	7,20	4,3	0,56	15,17	0,965
C-horizont	8,72	7,35	12,2	0,38	14,05	0,655

Diskusia

Morfológia profilov

Pri komplexnom zhodnotení morfológických znakov eróznno-akumulačnej katény treba v prvom rade zdôrazniť, že dlhodobý vplyv plošnej vodnej erózie sa výrazne podieľa na formovaní všetkých pôdných profilov, ktoré sú v obidvoch smeroch: v horizontálnom (v smere katény) i vertikálnom (v smere profilu) odlišiteľné aj vizuálne (morfológicky). Vytvárajú mozaikový pattern pôdneho pokryvu vyvinutého z homogénneho pôdotvorného substrátu spraší a mapovateľného na topickej až chórickej úrovni.

Porovnaním južnej a severnej transektky sa nepotvrdila domnienka o intenzívnejších erózných procesoch južných svahov oproti severným, naopak, výraznejšie prejavy erózie sú zaznamenané na severných svahoch. Napr. v severnej transekte je konvexný svah charakteristický prítomnosťou regozeme na rozdiel od konvexného svahu južnej transektky, kde sa vyskytujú hnedozeme erodované. Je možné, že tento jav spôsobila expozícia nie presne smerovaná juho-severným smerom (južná transekta - JJZ, severná transekta - SSV), ale aj ostatné faktory ako sú spôsoby poľnohospodárskeho obrábania pôdy, protierózne opatrenia, oševné postupy nie sú zanedbateľné.

Zaujímavým údajom je hrúbka sola, ktorá pre južnú transektu predstavuje hodnoty v smere katény: 80 cm - 65 cm - 95 cm. Predpokladáme, že pôvodná referenčná hrúbka sola je zachovaná na vrchole svahu (katény). V tomto prípade je to 80 cm, čo v porovnaní s hodnotami v konvexnej časti svahu predstavuje úbytok -15 cm a v konkávnej časti svahu prírastok +15 cm. Pre severnú transektu sú hodnoty hrúbky sola ešte výraznejšie: v sekvencii 90 cm - 48 cm - 95 cm je v konvexnej časti úbytok hrúbky profilu -42 cm a v konkávnej časti je zaznamenaný prírastok +5 cm.

Farba bola zisťovaná pomocou štandardných farebných tabuliek (Soil Standard Colour Charts). Pôdne profily sú farebne rozlíšiteľné len v horných a dolných častiach obidvoch katén. Stredné časti katén orničného a podorničného horizontu majú približne rovnakú farebnosť. Tento fakt potvrdzuje domnienku, že pôvodne vytvorený humusový horizont je už dávno odnesený a súčasný orničný kultizemný horizont sa vytvára obrábaním strednej, alebo dolnej časti pôvodného Bt-horizontu, resp. pôdotvorného substrátu.

Iným problémom sú konkávne svahy, kde farebnosť horizontov je pomerne dobre rozlíšiteľná, avšak nie je zaznamenaná prítomnosť typického Bt-horizontu (chýbajú znaky iluviácie, materiál je silne karbonátový). Pod orničným horizontom sa vyskytuje vrstevnatá sedimentácia pôdneho materiálu z horných častí svahu a vytvára horizont akumulácie, pokrývajúci pôvodnú hnedozem.

Z novotvarov sme našli charakteristické argilany (koloidné povlaky na povrchu pedov) a karbonátové poprašky a konkrécie. Musíme poznamenať, že typické hnedozeme (teda aj ich novotvary) sme našli jedine vo vrcholových viac-menej neporušených častiach katén, zatiaľ čo na ostatných plochách sme zaznamenali výrazné zmeny v horizontácii i morfológii profilu (viď obr. 1. a 2). Pre stredné časti katén sú charakteristické karbonátové poprašky a konkrécie a slabo vyvinuté argilany, resp. bez známk iluviálnych procesov. Pre dolné časti katén sú charakteristické procesy akumulácie, resp. vrstevnatosti, nebývajú zriedkavé znaky reliktného oglejenia v podobe Fe a Mn nodulov a škvŕn.

Z ostatných terénne merateľných znakov je zaujímavá prítomnosť karbonátov v pôdnom profile. Pri obidvoch skúmaných transektách sú vrcholové časti katén nekarbonátové, pedony majú kyslú pôdnu reakciu. Ostatné územie je stredne až silne karbonátové od horného horizontu po pôdotvorný substrát. Je to priamy dôsledok intenzívnych erózných procesov, ktoré sa podstatným spôsobom podieľajú na karbonátovosti pôdnych profilov.

Fyzikálne vlastnosti

Na základe zhodnotenia fyzikálnych vlastností pôdnych profilov katén sme dospeli k niektorým zaujímavým výsledkom. V obidvoch katénach vrcholové časti považované za referenčné profily, t.j. prakticky vodnou eróziou len slabo postihnuté pôdy, majú obsah fyzikálneho ílu a ílovitých častíc vyšší než stredné a dolné profily, pričom rozdiel v obsahu fyzikálneho ílu je vyšší než rozdiel v obsahu ílovitých častíc. Obsahy ílovitých častíc stredných a dolných horizontov v porovnaní s referenčnými profilmi (100 %) sú na úrovni 97 až 86 %. Tab. 3 ukazuje klesajúcu tendenciu obsahu fyzikálneho ílu a ílovitých častíc v smere katény. Predpokladáme, že transportná rýchlosť ílovitých častíc je oveľa menšia než

u piesku alebo prachu. Preto erózo-akumulačné procesy sa nepodieľajú na transporte ílovitých častíc v smere katény. Obsahy prachu a piesku zaznamenávajú určité zvýšenie, čo predpokladá ich väčšiu povrchovú transportnú rýchlosť.

Podobne v smere profilu je zaznamenaný len nepatrný posun ílovitých častíc, o čom svedčí aj vypočítaný koeficient textúrnej diferenciacie. To znamená, že proces ilimerizácie, t.j. posun ílovitých častíc v profile už nie je aktívny. Tento fakt si možno vysvetliť jednak určitou zmenou klimatických podmienok (priemerná ročná teplota 9,3° C, 600 mm zrážok ročne), ale predovšetkým súčasnou sekundárnou karbonatizáciou profilov, t.j. v karbonatizovanom prostredí by nemalo dochádzať k posunu ílovitých častíc

Tab. 3 Percentuálne porovnanie obsahu fyzikálneho ílu a ílovitých častíc I. a II. horizontu obidvoch katén.

	I. horizont (% podiel)		II. horizont (% podiel)	
Južná katéna	< 0.002	< 0.02	< 0.002	< 0.02
Profil J1	100 %	100 %	100 %	100 %
Profil J2	80,6 %	95,5 %	88,4 %	95,8 %
Profil J3	66,1 %	86,5 %	68,4 %	89,7 %
Severná katéna	< 0.002	< 0.02	< 0.002	< 0.02
Profil S1	100 %-	100 %	100 %	100 %
Profil S2	91,4 %	97,2 %	88,7 %	95,7 %
Profil S3	79,5 %	86,3 %	84,6 %	89,7 %

Podľa textúrneho trojuholníka všetky hodnotené horizonty spadajú do kategórie ssh - prachovito-hlinitá okrem vrcholových profilov, kde je zaznamenané výraznejšie množstvo ílu (kategória ssi - prachovito-ílovito-hlinitá). Hodnoty objemovej hmotnosti nevykazujú väčšie známky diferenciacie pôdných horizontov.

Jedným z kritérií iluviálneho luvického Bt-horizontu, ktorý je diagnostickým horizontom pre klasifikáciu ilimerických typov pôd, je koeficient textúrnej diferenciacie, pre hnedozeme > 1.2. V našej štúdii ani jeden hodnotený pôdny profil nespĺňa uvedené kritérium, dokonca ani pôdne profily uvažované ako referenčné hnedozeme nemajú požadovaný parameter. Táto skutočnosť potvrdzuje názor, že pôvodné hnedozeme, tak ako sú opísané v klasickej pôdoznaleckej literatúre v tejto oblasti nenájdeme, t.j. obraz súčasných kultizemných hnedozemí erózných oblastí je úplne iný od doteraz zaužívanej predstavy. Je oprávnený predpoklad sa domnievať, že pôvodný humusový horizont bol odnesený erózo-denudačnými procesmi už dávnejšie (zrejme už po historickom odlesnení a nástupe systematickej primitívnej agrotechniky). V súčasnosti ornice vznikajú obrábaním časti Bt-horizontu s podložným Bt-horizontom alebo C-horizontom.

Naše morfológické a analytické výsledky dokazujú veľmi slabú diferencovanosť medzi ornice a podornice (okrem výskytu podorničného hardpanu). To znamená, že ornica dedí vlastností pôvodného B-horizontu a antropogénne činitele (orba, agrochemikálie, oševný postup, ap.) ju transformujú do súčasnej podoby. Sme presvedčení, že pôvodný humusový horizont hnedozemí poľnohospodárskych erózne ohrozených oblastí nie je zachovaný takmer nikde.

Chemické vlastnosti

Z chemických vlastností je dôležité stanovenie pH a obsah karbonátov. Môžeme konštatovať, že na rozdiel od referenčných pôdných profilov, ktoré vykazujú slabo kyslú až neutrálnu pôdnu reakciu (pH v KCl 5,4 - 6,3) s obsahom karbonátov 0,0 - 0,2 %, všetky ostatné profily sú stredne až silne karbonátové. Hodnoty pôdnej reakcie zodpovedajú kategóriám slabo alkalická až alkalická. V celom profile okrem substrátu majú hodnoty pH

v KCl 7,0 - 7,2 s obsahom CaCO_3 od 3 - 13 %. Substrát - karbonátová spraš ma približne rovnaké hodnoty okolo 20 %.

Ďalším dôležitým ukazovateľom je obsah humusu vypočítaný z obsahu oxidovateľného uhlíka. Najvyšší obsah humusu vykazuje ornica a podornica, avšak len vrcholové a stredné časti katén (priemerne 1,4 - 1,5 % Cox, 2,5 - 2,7 % humusu). Úpätne koluviálne časti svahov majú obsahy humusu výrazne nižšie, priemerne 0,9 - 1,0 % Cox a 1,6 - 1,8 % humusu, čo je dosť prekvapivý fakt, avšak v súlade s výskumami LEHOTSKÉHO (1999). Tab. 4 ukazuje percentuálny podiel humusu v porovnaní s obsahom humusu v ornici a podornici referenčnej hornej časti svahu. Je zrejmé, že úpätne časti svahov vykazujú od 34 % do 76 % obsahu humusu hornej časti svahu.

Tab. 4 Percentuálne porovnanie obsahu humusu I. a II. horizontu obidvoch katén.

Južná katéna	I. horizont (% podiel humusu)	II. horizont (% podiel humusu)
Profil J1	100 %	100 %
Profil J2	90,4 %	72,9 %
Profil J3	59,0 %	58,6 %
Severná katéna	I. horizont (% podiel humusu)	II. horizont (% podiel humusu)
Profil S1	100 %	100 %
Profil S2	101,2 %	98,6 %
Profil S3	76,9 %	33,9 %

Naše zistenia evidujú zachovanie humóznej stability v horných a stredných častiach svahov. Problémom je teda dolná časť svahu, kde v obidvoch katénach je zaznamenaný výrazne nižší podiel humusu. Tento fakt si je možné vysvetliť jednak akumulárnym prekryvaním pôvodnej pôdy materiálom transportovaným z horných častí svahu jednak väzbou humóznych látok na štruktúrne agregáty, ktorá je erózo-transportačnou činnosťou porušená a následne v smere katény dochádza k ochudobneniu o humusové látky.

Celkovým zhodnotením fyzikálnych a chemických analytických rozborov sme zistili:

1. V hneдозemiach erózne postihnutých oblastí nie je zaznamenaný posun ílovitých častíc smerom nadol, t.j. v smere katény, naopak je zaznamenaný úbytok na úkor prachu a piesku. Skutočnosť je pripisovaná slabej transportnej rýchlosti ílovitých častíc. Posun prachu a piesku po svahu nadol možno hodnotiť ako priamy efekt erózo-akumulačných procesov.
2. Posun ílovitých častíc v vertikálnom smere, t.j. v smere profilu bol len nepatrný. Tiež koeficient textúrnej diferenciácie pre Bt-horizont (> 1.2) ako kritériálny znak pre zaradenie pôd do luvického pôdneho typu nedosahuje parametre pre klasifikáciu týchto pôd do triedy hneдозemí. Tento fakt poukazuje na neexistenciu recentných ilimerizačných procesov v tejto oblasti zrejme podmienených jednak klimaticky, jednak karbonátovosťou pôdneho prostredia.
3. Obsah CaCO_3 a hodnôt pH vykazujú podobne diferencované hodnoty pozdĺž každej katény. Horné a ploché časti svahov majú slabo kyslú pôdnu reakciu, sú nekarbonátové na rozdiel od ostatných častí svahov, ktoré sú sekundárne karbonátové prakticky v celom pôdnom profile. pH hodnoty sú na úrovni slabo alkalické až alkalické pôdnej reakcie. Toto zistenie možno hodnotiť ako priamy efekt erózo-akumulačných procesov.
4. Obsahy Cox a humusu majú podobne diferencované hodnoty pozdĺž každej katény. Horné a stredné časti svahov zachovávajú stabilitu v obsahu humusu na úrovni stredne humóznych pôd, zatiaľ čo dolné časti svahov vykazujú známky len miernej humóznosti. Tento znak možno hodnotiť ako priamy efekt erózo-akumulačných procesov.

Záver

- a) Eróznno-akumulačné procesy sa podstatným spôsobom podieľajú na stavbe pôdneho profilu, ktorý sa odráža v zmenenej horizontácii a morfológii pôdneho profilu, odlišných chemicko-fyzikálnych vlastnostiach a v odlišnom klasifikačnom zatriedení a bonitácii pôd.
- b) Teoreticko-metodologickou bázou skúmania bolo založenie pôdných eróznno-akumulačných katén hnedozemnej zóny Trnavskej sprašovej pahorkatiny a ich detailná pedologická analýza.
- c) Zistilo sa, že hnedozeme s typickou sekvenciou pôdných horizontov možno nájsť len vo vrcholových častiach katény s výskytom kultizemných hnedozemí stredne až silne kyslých, s dostatočným obsahom humusu, horizontálne bez výraznejšieho posunu ílovitých častíc, vertikálne bez textúrnej diferenciácie.
- d) V stredných konvexných formách katény sú registrované asociácie kultizemných subtypov hnedozemí karbonátových s regozemami karbonátovými a hnedozemami erodovanými karbonátovými. Tiež nie je zaznamenaný výrazný posun ílovitých častíc, majú dostatočný obsah humusu, sú karbonátové v celom profile, so slabou alkalickou pôdnou reakciou.
- e) Dolné, prevažne konkávne časti katény predstavujú asociáciu kultizemných subtypov hnedozemí akumulovaných karbonátových, miestami prekrytých. Obsahujú väčšie množstvo prachu a piesku ako priamy dôsledok eróznno-akumulačných procesov, sú na humus chudobné, karbonátové v celom profile, s alkalickou pôdnou reakciou.
- f) Naše výsledky potvrdzujú už skôr prezentovanú domnienku, že časť súčasných hnedozemí sprašových pahorkatín za daných podmienok množstva zrážok, teploty a nízkej nadmorskej výšky sú pôdami minulosti a v súčasnosti proces iluviácie nie je aktívny. Ide zrejme o retrográdny pedogenetický proces, kde procesy ilimerizácie môžu byť pomaly vystriedané procesmi akumulácie organickej hmoty.

Literatúra

1. Čurlík, J., Šurina, B., 1998: Príručka terénneho prieskumu a mapovania pôd. VÚPOP Bratislava, 134 s.
2. Fulajtár, E., 1999: Vplyv človeka na pôdny kryt sprašových pahorkatín juhozápadného Slovenska. In: Zbor. sem. Antropizácia pôd V. VÚPOP Bratislava, s. 72-78.
3. Jambor, P., Sobocká, J., 1997: Calcic Chernozem and Haplic Luvisol Degradation Caused by Water Erosion in Slovakia. Proc. Conf. "Soil Dynamics". Tiberias, Technicon Haifa, 11s.
4. Jambor, P., Sobocká, J., 1999: Water erosion processes in period of 30 years large-scale landuse - soil genetic changes. In Proc. Soil conservation in large-scale land use. Bratislava, May 12-15, 1999, s.337-342.
5. Kolektív, 2000: Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Societas pedologica slovac, Bratislava, 76 s.
6. Lehotský, M., 1999: Eróznno-akumulačné katény a degradácia pôd. In: Zbor. sem. Antropizácia pôd V. VÚPOP Bratislava, s. 72-78.
7. Lehotský, M., 2001: Growth of Colluvial Bodies and Rice of Bottoms of Linear Depressed Landforms as Example of Soil Anthropization. Proc. Soil Anthropization VI., June 20-22 Bratislava, VÚPOP Bratislava, s. 43-50.
8. Sobocká, J., Jambor, P., 1998: Diagnostics and location of erodible soils and anti-erosion proposals on example of SE-Danubian lowland part. Landscape and urban planning: 41, pp. 129-133.
9. Sobocká, J., 2001: Physical Degradation Processes Demonstration in Soil Profile. In: Proceedings of the Trilateral Co-operation Meeting on Physical Soil Degradation. VÚPOP Bratislava, pp. 76-83.

PROBLEMATIKA PŮDNÍCH CHARAKTERISTIK JAKO VSTUPNÍCH DAT DO SIMULAČNÍCH MODELŮ

Hana Nováková, Jana Veselá, Tomáš Dostál

*ČVUT v Praze, Fakulta stavební, Katedra hydromeliorací a krajinného inženýrství,
Thákurova 7, 166 29 Praha 6, tel.: 224 354 740, e-mail: novakovah@mat.fsv.cvut.cz*

Úvod

Eroze půdy na zemědělských pozemcích se v poslední době stává stále intenzivněji diskutovaným problémem. Pro kvantifikaci transportu sedimentu byla vedle empirických metod vyvinuta i řada matematických simulačních modelů. Tyto modely podrobněji popisují podmínky, za kterých eroze vzniká (morfologické charakteristiky terénu, půdní vlastnosti, parametry zátěžové srážky). To ale současně přináší vyšší nároky na kvalitu a množství těchto vstupních parametrů.

Popis modelu

EROSION 3D je fyzikálně založený matematický simulační model ztráty půdy z povodí. Byl vyvinut v letech 1992 - 1996 na Technické Universitě Bergakademie Freiberg, Německo.

Model EROSION 3D popisuje erozní proces na základě známých fyzikálních zákonů a veškeré výpočty provádí pomocí fyzikálně podložených rovnic (např. rovnice pro uvolnění částic půdy nebo pro transport sedimentu povrchovým odtokem). Je to model epizodní; simulace ztráty půdy probíhají pro jednotlivou srážku, rozdělenou do několika časových kroků. Novější verze modelu umožňuje automaticky zařadit několik srážkových sekvencí za sebou a přiblížit se tak kontinuálním modelům zahrnutím dlouhodobého vlivu deště na odnos půdy. Podle plošného hlediska se řadí mezi modely pro povodí. Velikost povodí vhodného pro simulaci závisí na podrobnosti rastru, který je limitován na jedné straně schopností podrobného určení vstupních parametrů (např. vlastností půdy), a na straně druhé kapacitou výpočetní techniky. Program uvažuje prostorovou variabilitu vstupních údajů. Celé území je rozděleno do pravidelné sítě (rastru) a pro každý její prvek jsou k dispozici parametry popisující vlastnosti reliéfu a půdy. EROSION 3D do výpočtů zahrnuje ztrátu půdy způsobenou jak plošným, tak soustředěným odtokem (Dostál, Nováková, Veselá, 2003).

Vstupní data modelu se dělí do čtyř základních skupin. První tvoří popis reliéfu daného povodí ve formě digitálního modelu terénu. Druhou skupinou jsou parametry charakterizující vlastnosti půdy. Ty se odvozují částečně analýzou půdních vzorků odebraných při terénním průzkumu a doplňují se daty z Katalogu půdních parametrů, který je k modelu připojen. Třetím vstupem je mapa využití území odvozená často na základě družicových či leteckých snímků v kombinaci s terénním průzkumem. Posledními vstupy jsou vlastnosti srážky. Pro simulace se volí většinou tzv. extrémní scénáře, to znamená, že zátěžovou srážkou jsou většinou srážky „návrhové“ (s různou pravděpodobností opakování). Pro dlouhodobé simulace je nutné vytvořit posloupnost srážek. Tato metodika je ve vývoji.

Výstupy simulací jsou ve formě ASCII rastru, kde je v každém elementu uložena hodnota konkrétních výstupních veličin. Model rozlišuje prvky rastru ovlivněné plošným a

soustředěným odtokem a výstupy počítá jak pro jednotlivé elementy, tak pro spádové oblasti všech elementů. Graficky lze zobrazit vždy jednu vybranou veličinu. Výstupy z modelu jsou následující: hodnoty eroze/depozice [kg/m^2], odtoku [m^3/m], transportovatelného množství sedimentu [kg/m], koncentrace sedimentu [kg/m^3] a zrnitosti sedimentu [%]. Pro spádovou oblast daného elementu navíc model počítá hodnoty ztráty půdy [t/ha], množství usazeného materiálu [t/ha] a čisté ztráty půdy [t/ha]. Výstupem dlouhodobého modulu programu je pak jen kumulovaný objem sedimentu v jednotlivých elementech rastru [kg/m], kumulovaný objem sedimentu v prvcích ovlivněných soustředěným odtokem [kg/m] a čistá ztráta půdy vztažená na plochu [kg/m^2].

Problematika půdní zrnitosti

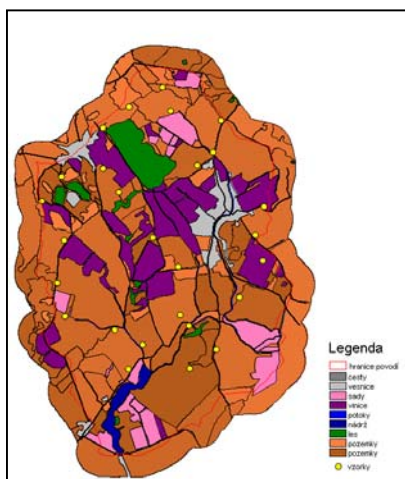
Znalost zrnitostního složení půdy je výchozím krokem k určení hodnot ostatních parametrů. Na základě terénních experimentů s dešťovým simulátorem byl autorským kolektivem vypracován katalog půdních parametrů. Hodnoty jednotlivých vstupních parametrů jsou zaříděny v závislosti na pěstované plodině, způsobu obhospodařování půdy, vegetačního stádia plodiny a právě zrnitostního složení půdy. Nalezení vhodného zdroje dat je předmětem současné práce s modelem. Základním problémem je odlišnost německého a českého klasifikačního systému půdní zrnitosti. Popis zrnitosti, který vyžaduje model Erosion 3D, vychází z německého standardu KA 4 (čtvrté vydání „Bodenkundliche Kartieranleitung“ (AG Boden, 1994)). Půdní částice s průměrem zrn menším než 2 mm jsou klasifikovány do základních tří kategorií: jílu, prachu a písku. Každá tato třída je dále dělena na tři podtřídy jemné, střední a hrubé frakce. Metodika KA4 obsahuje 31 tříd. Pro zařazení půdy v katalogu postačí znalost procentního zastoupení třech základních frakcí půdy (jíl, prach, písek). Procentní hodnoty všech 9 texturních tříd jsou ale jedním ze vstupů do modelu.

V současné době jsou pro celé území ČR v digitální podobě k dispozici mapy Komplexního průzkumu půd (KPP) v měřítku 1:200 000, které umožňují získání velmi hrubé představy o zrnitosti půdy. Další možností jak získat vstupní data jsou pak papírové mapy KPP v měřítku 1:5 000, případně doplněné konkrétními archivovanými daty z proběhlého průzkumu. Tento postup vede k získání přesnějších hodnot zrnitostního složení půdy, je ovšem nezbytné v každém konkrétním případě data vyhledat a zpracovat do digitální podoby. V úvahu též přichází možnost získání informací o půdní zrnitosti z digitálních map BPEJ, které jsou k dispozici v měřítku 1:5 000. Z konkrétních studií bylo ovšem prokázáno, že polygony ohraničující jednotlivé hlavní půdní jednotky v mapách BPEJ naprosto neodpovídají rozložení půdní zrnitosti zjištěné odebráním vzorků v terénu. Poslední a opět z praktického hlediska spornou možností, je určení zrnitosti laboratorním rozbořem půdních vzorků odebraných při terénním průzkumu v řešeném území. Jedním z problémů tohoto přístupu je volba vhodného algoritmu pro vygenerování digitální vrstvy z hodnot určených laboratorním rozbořem.

Ve dnech 23. až 25.4.2003 byl v rámci studie transportu sedimentu z povodí VN Bílovice (Dostál a kol., 2003) spojené s měřením množství sedimentu v těchto nádržích proveden terénní průzkum. Při něm bylo odebráno 27 porušených a 14 neporušených půdních vzorků. V pedologické laboratoři katedry hydromeliorací a krajinného inženýrství Stavební fakulty ČVUT byly pomocí prosévací zkoušky a hustoměrné metody zjištěny čáry zrnitosti všech 24 porušených vzorků. Z těchto křivek bylo pak jednoduchým způsobem provedeno zařazení podle německého standardu KA4. Ukázka zařazení je v tabulce 1.

Tabulka 1: Zatřídění vzorků podle německého standardu KA4. Intervaly průměrů zrn jsou v milimetrech, hodnoty zastoupení v procentech.

VZ.č.	<0.002	0.002 0.0063	- 0.0063	0.0063 0.02	- 0.02 0.063	Σ	0.063 0.2	- 0.2 0.63	0.63 2.0	- 2.0	Σ	class KA4	
1	1	7	19	49	75	12	8	4	24	Us	Sandy silt		
2	6	11	25	39	75	14	3	2	19	Us	Sandy silt		
3	6	12	21	40	73	15	4	2	21	Us	Sandy silt		
4	10	17	22	19	58	15	12	5	32	Uls	Sandy loamy silt		
5	3	9	20	42	71	20	5	1	26	Us	Sandy silt		
6	5	10	21	47	78	13	3	1	17	Us	Sandy silt		
7	8	9	19	30	58	17	14	3	34	Us	Sandy silt		
8	5	12	23	41	76	14	3	2	19	Us	Sandy silt		
9	4	9	22	42	73	18	4	1	23	Us	Sandy silt		
10	9	12	21	44	77	10	3	1	14	Ut2	Weak clay silt		



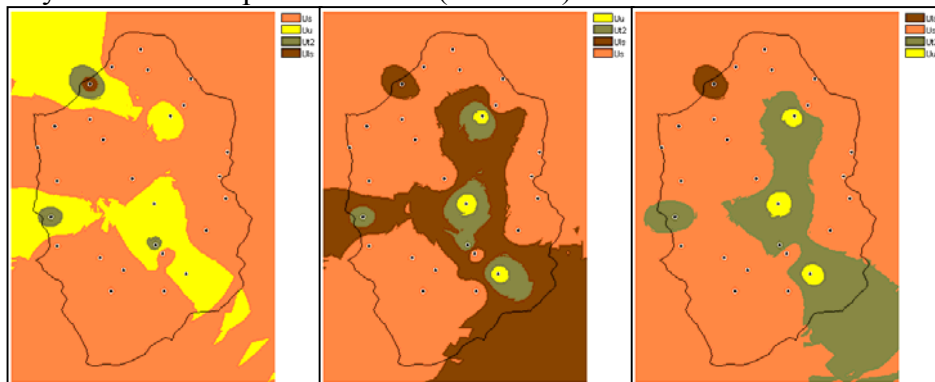
Obrázek 1: Mapa povodí se zanesenými vzorky

Uvedené zatřídění bylo provedeno pro všech 24 vzorků. Místa odebrání vzorků byla pomocí geografického informačního systému IDRISI zanesena do mapy využití půdy (viz obr. 1). Tím byl připraven vstup pro vytvoření vlastní digitální mapy rozložení půdní zrnitosti ve studovaném území. V tomto okamžiku ovšem nastává problém volby algoritmu, pomocí kterého budou bodové informace (tedy čáry zrnitosti v místech odebrání jednotlivých vzorků) přepočteny do souvislé vrstvy dávající v každém bodě informaci o půdní zrnitosti. To samozřejmě jednoduchým způsobem při zachování všech údajů není možné. I po zjednodušení čáry zrnitosti do tří zrnitostních skupin (jíl, prach, písek) nastává otázka, jak jednotlivé vzorky srovnat (viz dále).

Geografický informační systém IDRISI obsahuje modul INTERPOL, který umožňuje vypočítat tzv. digitální model terénu z bodových dat. Tento modul se nabízí i pro generování mapy půdní zrnitosti. V případě digitálního modelu terénu body obsahují informace o nadmořské výšce. Program potom na základě těchto údajů dopočítá hodnoty mezi jednotlivými body a vytvoří tak souvislou vrstvu. V případě půdní zrnitosti je ale jasné, že jednotlivé body neobsahují takové hodnoty, mezi kterými by bylo možné interpolovat. Nabízí se vytvoření nové vrstvy, kde bude jednotlivým vzorkům přiřazeno číslo, například podle výsledného zatřídění. Všem vzorkům ve skupině Us (Sandy silt) bude přiřazeno číslo 1, vzorkům ve skupině Uls (Sandy loamy silt) číslo 2, atd. Pak lze jednoduše interpolovat mezi těmito čísly. Do modulu je možné zadat, že hodnoty výsledné vrstvy budou pouze celá čísla. Bude tedy vytvořena mapa s rozložením půdní zrnitosti odpovídající skupině 1, 2, atd. Takováto vrstva by pak byla naprosto vhodná pro vytvoření vstupu do modelu EROSION 3D.

Absolutním problémem ovšem zůstává ono seřazení jednotlivých skupin vzorků, tedy přiřazení konkrétních čísel 1 až x. Vzhledem k tomu, že modul pak postupně iteruje pomocí váženého průměru kvadrátu vzdáleností mezi body s hodnotami 1 a 2, 2 a 3, 3 a 4 atd., je nutné, aby byly skupiny bodů seřazeny podle skutečného pořadí, v jakém spolu v půdě zrnitostní třídy sousedí. Zjednodušeně řečeno, aby byly seřazeny tak, jak jsou postupně seřazeny nadmořské výšky při vytváření modelu terénu. Jak je patrné z tabulky 1, obsahuje

každá skupina informace o obsahu jílu, prachu a písku. Součet hodnot v těchto třech třídách je pak vždy roven 100 procentům. Logicky je možné vzorky seřadit třemi základními způsoby, tedy podle obsahu jílu, prachu či písku (a pak ještě 6 dalšími, v případě shodnosti první třídy). Interpolační modul IDRISI bohužel ale pokaždé vytvoří zcela jinou mapu, tedy mapu s odlišným rozložením půdní zrnitosti (viz obr 2).



Obrázek 2: Výsledek interpolace po třech různých způsobech

Je tedy patrné, že tento postup pro vytvoření vstupní vrstvy do modelu EROSION 3D není možné

použít. Interpolačních nepřesností, které jsou patrné na obrázku 2 by se bylo možno vyhnout použitím jiného algoritmu IDRISI. Jednalo by se o vytvoření tzv. Thiessenových polygonů, tedy jednoduché oddělení jakýchkoliv odlišných čísel. V tomto případě by nedocházelo k vkládání mezilehlých (přechodových) skupin, tedy zachování posloupností 1, 2, 3, 4, ale např. zrnitostní skupina 2 by mohla přímo sousedit se skupinou 4. Problém seřazení jednotlivých skupin ovšem tento přístup neřeší.

Závěr

Podrobná znalost zrnitostního složení půdy je jedním z nejdůležitějších vstupů do modelu EROSION 3D. V podmínkách České republiky není v současné době možné získat potřebná data v digitální podobě. Odběr půdních vzorků v terénu a jejich laboratorní analýza ovšem problém jednoduše neřeší. Je nezbytné prozkoumat metodiku přípravy digitální mapy z dat z terénního průzkumu. Jednoduchý postup pomocí interpolačního modulu programu IDRISI se ukázal jako nevhodný. V tomto případě na sebe narazila snaha o získání exaktní informace ve formě digitální mapy a nemožnost popsání skutečného stavu věcí v přírodě, tedy kvantifikování přechodů mezi půdní zrnitostí v terénu.

Literatura

1. AG BODEN: Bodenkundliche Kartieranleitung (4th edition), Stuttgart/Hannover, 1994
2. Dostál T., Nováková H., Veselá J., Simulace erozní účinnosti extrémních srážek pomocí modelu EROSION 3D – validace vstupních parametrů modelu, Workshop CVUT, Praha 2003
3. Dostál, T., Krása, J., Kolářková, J., Nováková, H., Váška, J., Veselá, J., Vrána, K.: Metody odhadu erozní ohroženosti a transportu sedimentu z povodí, Závěrečná zpráva projektu COST OC 623.001, část: Fakulta stavební ČVUT v Praze, 2003 (ve stádiu odevzdávání)

Uvedený článek byl zpracován v rámci výzkumného záměru VZ2 CEZ MSM 211 100 002.

KONTAMINACE PŮDY JAKO SOUČÁST KOMPLEXNÍHO HODNOCENÍ RIZIK – PŘÍPADOVÁ STUDIE V OBLASTI KUTNÁ HORA

Milan Sáška

EKOTOXA Opava, s.r.o., Kosmákova 28, 615 00 Brno

Úvod

Oblast Kutné Hory a okolí je považována za oblast významně kontaminovanou potenciálně toxickými prvky, především arzenem, v menší míře kadmíem, mědí a zinkem. Kontaminace složek životního prostředí je primárně způsobena existencí jednoho z největších a historicky nejvýznamnějších rudních ložisek na území České republiky. Potenciálně toxické prvky pocházejí z těžných rudnin a z jejich geochemických aureol, vázaných na hydrotermálně postižené horniny v okolí ložiskových těles. Za sekundární zdroje rizikových prvků je možno považovat důlní, úpravenské a hutní (struskové) odvaly a silně mineralizované vody, samovolně vytékající či čerpané z dolů a nebo prosakující starými haldami. Terciárními zdroji kontaminace půdního pokryvu, podzemních i povrchových vod, ovzduší (prachu), a následně i rostlinných a živočišných organismů, se pak stávají rudní materiály a strusky rozvlečené ze zlikvidovaných hald do okolí.

Přestože je výskyt rizikových prvků v okolí Kutné Hory již po několik desetiletí poměrně rozsáhle dokumentováno, nebyla dosud shromážděna dostatečně data, která by umožňovala komplexní vyhodnocení. Dosud prováděná sledování byla většinou zaměřena na jednotlivé složky prostředí a původně bylo jejich cílem získat informace o obsazích rudních prvků v rudninách a v haldovinách. Teprve později byla tato šetření zaměřena na zjištění úrovně kontaminace v dané složce životního prostředí. Žádný z existujících podkladů však neumožňuje zhodnocení, které by charakterizovalo oblast z hlediska ekosystémových a především zdravotních rizik.

O provedení tohoto vyhodnocení ve formě projektu analýzy rizik bylo rozhodnuto usnesením Vlády ČR č. 538 ze dne 29. května 2002.

Materiál a metody

Řešení projektu bylo rozděleno do několika částí – věcných etap. navazujících na sebe též z hlediska časového:

1. sumarizace a validace všech dostupných dat o obsazích rizikových prvků ve složkách životního prostředí zájmové oblasti,
2. doplnění existujících dat k zajištění dostatečných podkladů k provedení vyhodnocení,
3. sestavení expozičních scénářů pro výpočty zdravotních rizik populace,
4. vlastní výpočty zdravotních rizik,
5. návrhy opatření k eliminaci rizik, pokud budou zjištěna.

V rámci první a druhé etapy byla provedena podrobná charakteristika zájmového území (cca 100 km²) a byla shromážděna všechna data o obsazích rizikových látek a rizikových prvků ve všech složkách ekosystémů. Současně bylo zájmové území rozděleno na 11 sektorů podle demografických charakteristik, předpokládané úrovně kontaminace a přírodních podmínek. Na podkladě získaných informací mohla být provedena první fáze hodnocení rizik, využitelná jak pro statistické hodnocení, tak pro stanovení ekologických a

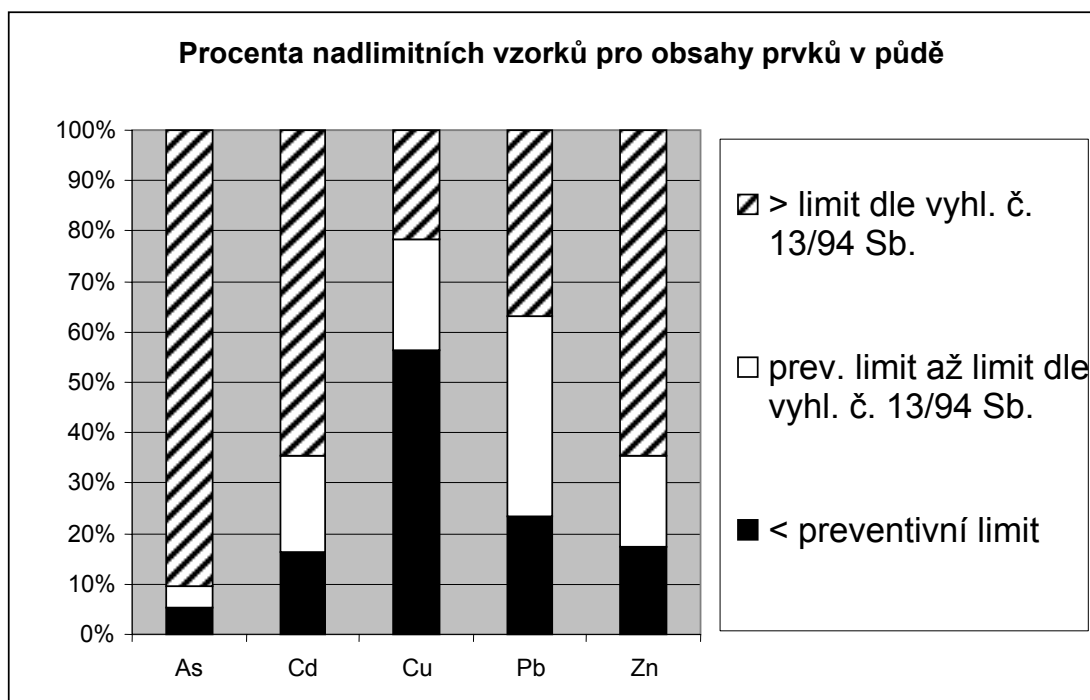
zdravotních rizik: identifikace rizika. Takto byl stanoven rozsah látek, pro které má být vyhodnocení provedeno: dominantním kontaminantem je arzén, v menší míře tyto rizikové prvky: Cd, Cu, Pb, Zn. Validací stávajících datových zdrojů a zanesením do GIS byl stanoven rozsah nutného doplňujícího vzorkování tak, aby byly přibližně rovnoměrně pokryty všechny sektory a složky ŽP. Po validaci starých dat a odběru nových vzorků bylo ve všech jedenácti sektorech k dispozici pro vyhodnocení 263 vzorků půdy, 71 vzorků materiálu hald, 160 vzorků rostlin, 158 vzorků studničních vod, 21 vzorků povrchových vod a 33 vzorků ovzduší. Až na několik výjimek týkajících se starých vzorků byly ve všech vzorcích stanoveny obsahy As, Cd, Cu, Pb a Zn, v některých vzorcích byly stanoveny ještě další rizikové prvky (Cr, Ni, Hg).

Výsledky byly vyhodnoceny statisticky, ekosystémová rizika byla vyhodnocena metodikou poměru PEC/PNEC a pro zdravotní rizika byla použita metodika, vycházející z koncepce vypracované US EPA pro hodnocení rizik z ohrožení lidského zdraví (US EPA 1989). Tato koncepce se v devadesátých letech stala základem dokumentů EU pro hodnocení rizik (zejména Směrnice pro hodnocení a řízení rizik plynoucích z existujících chemikálií EEC No. 793/93 a Principy hodnocení rizik pro člověka a životní prostředí EEC No. 1488/94).

Výsledky a závěry

Nejvíce kontaminovaným médiem v hodnocené oblasti jsou půdy a materiály hald. Limitní hodnoty pro obsahy rizikových prvků v půdách jsou překračovány často mnohonásobně. Průměrná hodnota obsahů arzenu je cca 40 x vyšší než hodnota pro celé území ČR. U kadmia je to 13 x, u zinku 9 x, u olova 8 x, a u mědi 6 x. U arzenu překračuje platný limit dle vyhlášky č. 13/94 Sb. 90 % vzorků. Procento vzorků, které jejichž obsah překračuje limitní hodnotu je pro hlavní sledované prvky vyjádřeno na obrázku 1. U chrómu, rtuti a niklu hodnoty obsahů pro dané území odpovídají běžným obsahům. Tato zátěž půd je způsobena: i) geologickými podmínkami, tj existencí rudního ložiska, ii) rozvlečením haldového materiálu - aplanací a erozí historických odvalů po těžbě a hutnění rud, iii) důlními vodami, které v minulosti vytékaly z dědičných štol, iv) v menší míře úmyslnou aplikací sedimentů a kalů na půdu. V materiálech hald je v průměru cca 5 – 10 x vyšší obsah arzenu, zinku a olova a cca dvoj- až trojnásobně vyšší obsah kadmia a mědi než v půdách.

Obrázek 1.



Počty překročení limitních hodnot obsahů rizikových prvků v rostlinách (zelenina, obiloviny, krmiva) se v zájmovém území pohybuje v hodnotách asi o jeden řád vyšších než v podmínkách běžné zemědělské výroby (kolem 20% vzorků s překročením limitu v zájmovém území proti cca 1 – 2% překročení v normálních podmínkách).

Na lokalitách, kde byly současně odebírány vzorky půd a rostlin byly pomocí regresní analýzy orientačně odvozeny obsahy prvků v půdě (výluh lučavkou), při kterých dochází ke zvýšenému riziku kontaminace rostlinné produkce (překračování limitních hodnot obsahů v rostlinách): As $\approx 500 \text{ mg.kg}^{-1}$, Cd $\approx 1,5 \text{ mg.kg}^{-1}$, Pb $\approx 100\text{--}200 \text{ mg.kg}^{-1}$.

K významné kontaminaci arzénem dochází též u podzemních vod - přibližně jedna třetina odebraných vzorků překračuje pro tento prvek limitní hodnoty pro pitnou vodu. Hodnoceny však byly i zdroje, ze kterých se voda jako pitná nepoužívá.

Naměřené hodnoty koncentrací Cd, Ni, a Pb v ovzduší se pohybovaly na úrovních cca o 1 až 2 řády nižších než udávají limitní hodnoty pro roční průměry, pro As cca na úrovni 1/3 limitních hodnot.

Při hodnocení ekosystémových rizik metodou poměru PEC - PNEC je hodnota kritického poměru (rovná 1) nejvíce překračována u arzenu. Pro As je kritická hodnota překročena ve všech sektorech; průměrná hodnota za celé zájmové území je 3,06. Ve srovnání s hodnotou pro ČR jde o patnáctinásobek! Za celé území je kritická hodnota překročena ještě u zinku (1,71) a u mědi (1,15).

U zdravotních rizik byla hodnocena jak nekarcinogenní rizika (index HI = měřítkem rizika nekarcinogenního účinku chemické látky je poměr RfD a příjmu I (mg/kg/den) odhadnutého pro danou expoziční cestu nazývaný index nebezpečnosti), tak karcinogenní rizika (CVRK = pravděpodobnost se kterou dojde za definovaných podmínek k poškození zdraví. Numerická hodnota je pro jednotlivce i populaci identická, liší se v interpretaci. Za pomyslnou hodnotu „bezpečnosti“ považujeme pro jednotlivce obvykle pravděpodobnost rovnou $1,0\text{E-}04$ a pro populaci rovnou $1,0\text{E-}06$.)

U nekarcinogenních rizik byly nejvyšší hodnoty HI zjištěny pro matrici haldy (expozice orální i dermální). U orální expozice došlo dokonce u mediánů pro všechny hodnocené sektory k překročení přijatelného rizika. Při dermálním kontaktu bylo toto překročení identifikováno u centrálních sektorů 3, 4, 5 a 8, kde jsou situovány staré haldy. U karcinogenních rizik výrazně překračují limit akceptovatelného rizika CVRK taktéž matrice haldy a půdy při orální, o řád méně při dermální expozici.

K závěrům studie byly zpracovány možnosti preventivních a nápravných opatření a postupy k eliminaci rizik. Současně byly doporučeny vhodné postupy komunikace rizika.

Literatura

1. IPCS (2000). IPCS Training module No 4.: General Scientific principles of chemical safety.
2. Sáška, M., Malec, J., Čupr, P., Kadlubiec, R., Skybová, M., Škarek, M. (2003): Riziková analýza a monitorování složek životního prostředí v Kutné Hoře a okolí. Závěrečná zpráva, 129 s. Ministerstvo životního prostředí ČR, odbor geologie.
3. Sáška, M.: Vlastnosti zemědělských půd ČR – výsledky programu bazálního monitoringu půd. Sborník referátů z konference Pedologické dny, Brno, 2001.
4. Sáška, M., Havlíková, Š., Němec, P., Malý, S., Chvátal, V.: Kontrola a monitoring cizorodých látek v půdě a vstupech do půdy. Zpráva za rok 2001. ÚKZÚZ Brno, 2002.
5. U.S. EPA. 1989a. Risk Assessment Guidance for Superfund: Volume I -- Human Health Evaluation Manual (Part A). Interim Final. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Emergency and Remedial Response. EPA/540/1-89/002.
6. U.S. EPA. 1989b. Exposure Factors Handbook. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Health and Environmental Assessment. PB90-106774.
7. U.S. EPA. 1991. Human Health Evaluation Manual, Supplemental Guidance: Standard Default Exposure Factors. U.S. Environmental Protection Agency. Office of Solid Waste and Emergency Response. OSWER Directive 9285.6-03.
8. U.S. EPA. 1992a. Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications. U.S. Environmental.
9. Vyhláška MŽP ČR č. 13/94 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu.

VYBRANÉ VLASTNOSTI PŮD LESNÍCH A TRAVNÍCH EKOSYSTÉMŮ JIZERSKÝCH HOR

Lenka Mládková, Luboš Borůvka, Ondřej Drábek

*Katedra pedologie a geologie, ČZU Praha, Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21
mladkova@af.czu.cz*

Úvod

Imisní oblast Jizerské hory je předmětem zájmu řady výzkumů hydrologických, lesnických i pedologických. Důvodem tohoto zájmu je velké zatížení imisemi v minulosti, nahrazení přirozených listnatých a smíšených porostů smrkovými monokulturami a reakce prostředí na tuto skutečnost. Biogeochemické cykly řady prvků byly narušeny. Došlo k vyplavení značného množství bazických iontů z půd a kyselá granitická podloží nestačilo tuto ztrátu vyrovnat. Vzrostla tak acidita půd, což vedlo k mobilizaci dalších prvků, například hliníku, které mohou kontaminovat podzemní i povrchové vody a narušit tak režim i v daleko nižších polohách. Tato studie je zaměřena na zkoumání půdních charakteristik a jejich porovnání vzhledem k dřevinnému složení lesního porostu a vzhledem k exponovanosti stanovišť související se zastoupením společenstev třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*). Nejvýše položené lokality pokrývají převážně travní společenstva typická pro imisní holiny vzniklá nahrazením smrkových porostů právě třtinou chloupkatou. Půdní charakteristiky se v důsledku změněných podmínek výrazně mění a je proto vhodné sledovat a porovnávat exponovaná území s územími relativně nenarušenými.

Metody

V roce 2002 proběhl jednorázový odběr vzorků půd. Na každé lokalitě byla vykopána sonda 50x50 cm a z každého horizontu, pokud to jeho mocnost dovolila, byl odebrán vzorek. Na 98 lokalitách bylo odebráno celkem 251 půdních vzorků. Odběrem bylo pokryto téměř celé území masivu Jizerských hor v hustotě zhruba 1 sonda na 2 ha. Každá lokalita byla popsána z hlediska expozice, lesnické typologie, stáří porostu, zastoupení druhů dřevin a společenstev třtiny chloupkaté a zaměřena pomocí GPS.

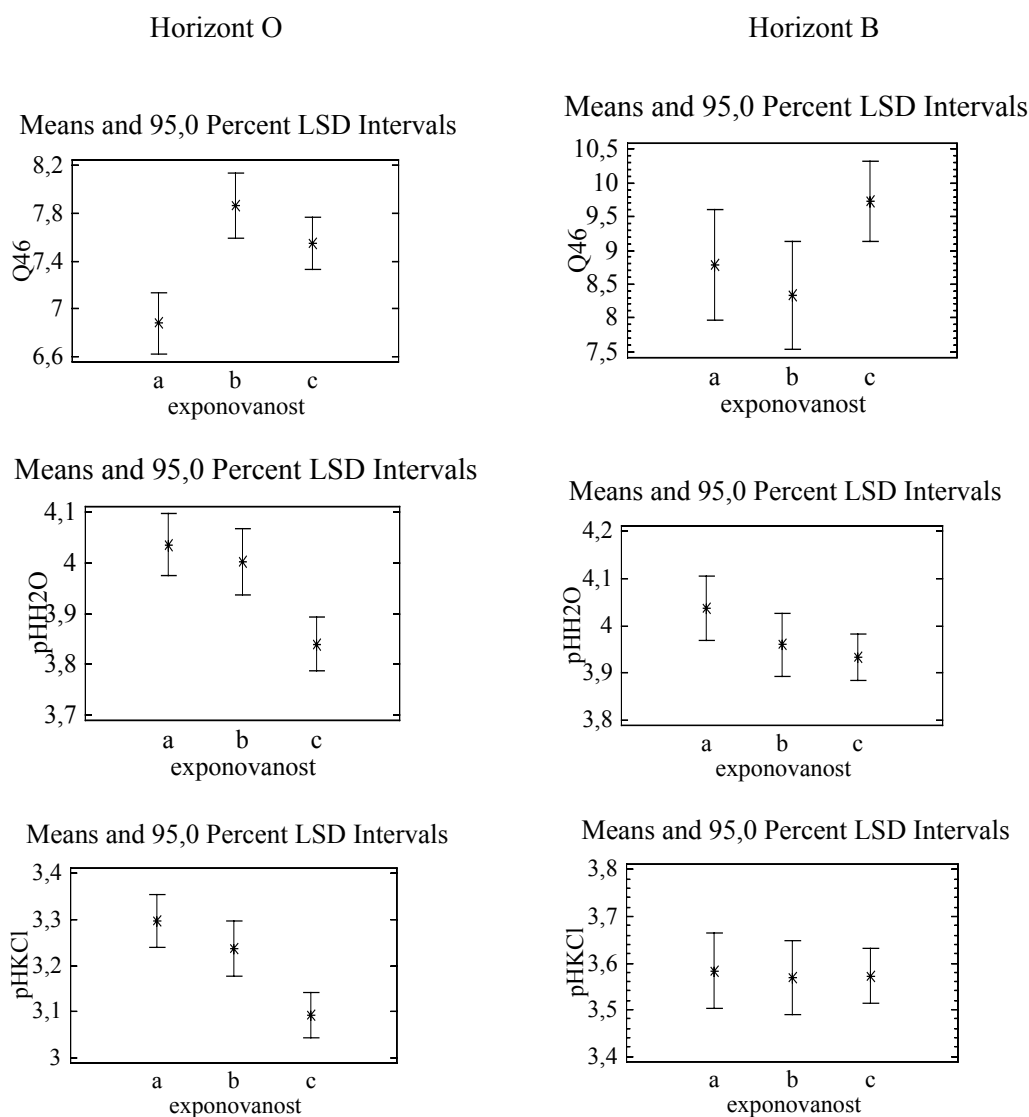
Odebrané vzorky byly usušeny a přesáty přes síto o průměru ok 2 mm. Dosud byly v celém souboru vzorků zjištěny tyto půdní charakteristiky: kvalita organické hmoty popsána barevným kvocientem $Q_{4/6}$, pH_{H_2O} a pH_{KCl} a celková koncentrace Ca a Mg. Měření dalších charakteristik probíhá.

Výsledky a diskuse

První sledovanou závislostí je vztah půdních vlastností k typu lesního porostu, jeho dřevinné skladbě. Kvalita půdní organické hmoty popsána barevným kvocientem $Q_{4/6}$ se u půd smrkových, smíšených a bukových porostů v horizontu O (soubor horizontů nadložního humusu lesních půd F-H) významně nelišila. Rozdíl v kvalitě půdní organické hmoty těchto porostů nebyl prokázán ani u vnitřních horizontů B (jde zejména o horizont kambický Bv a procesem podzolizace obohacené horizonty Bhs a Bs).

Podle hodnot $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$ i pH_{KCl} v horizontech O i B lze dokumentovat, že půdy pod smrkovým porostem jsou kyslejší než pod porostem bukovým, většinou však nejde o rozdíl statisticky významný. Výjimku tvoří rozložení pH_{KCl} v horizontu B, zde se jedná o statisticky významný rozdíl v půdní výměnné reakci mezi smrkovým a bukovým porostem.

Další sledovanou závislostí je vztah exponovanosti lokality k půdním charakteristikám. Exponovanost je v našem případě chápána příslušnost lokality k jedné ze skupin a-c. Tyto skupiny jsou definovány jako: **a** - lokality s nadmořskou výškou přes 900 m n. m., **b** - lokality s nadmořskou výškou od 800 do 900 m n. m., **c** - lokality položené níže než 800 m n. m. Vrcholové partie byly v minulosti nejvíce vystaveny imisím, respektive suché depozici například síry. Proto je použit termín exponovanost.



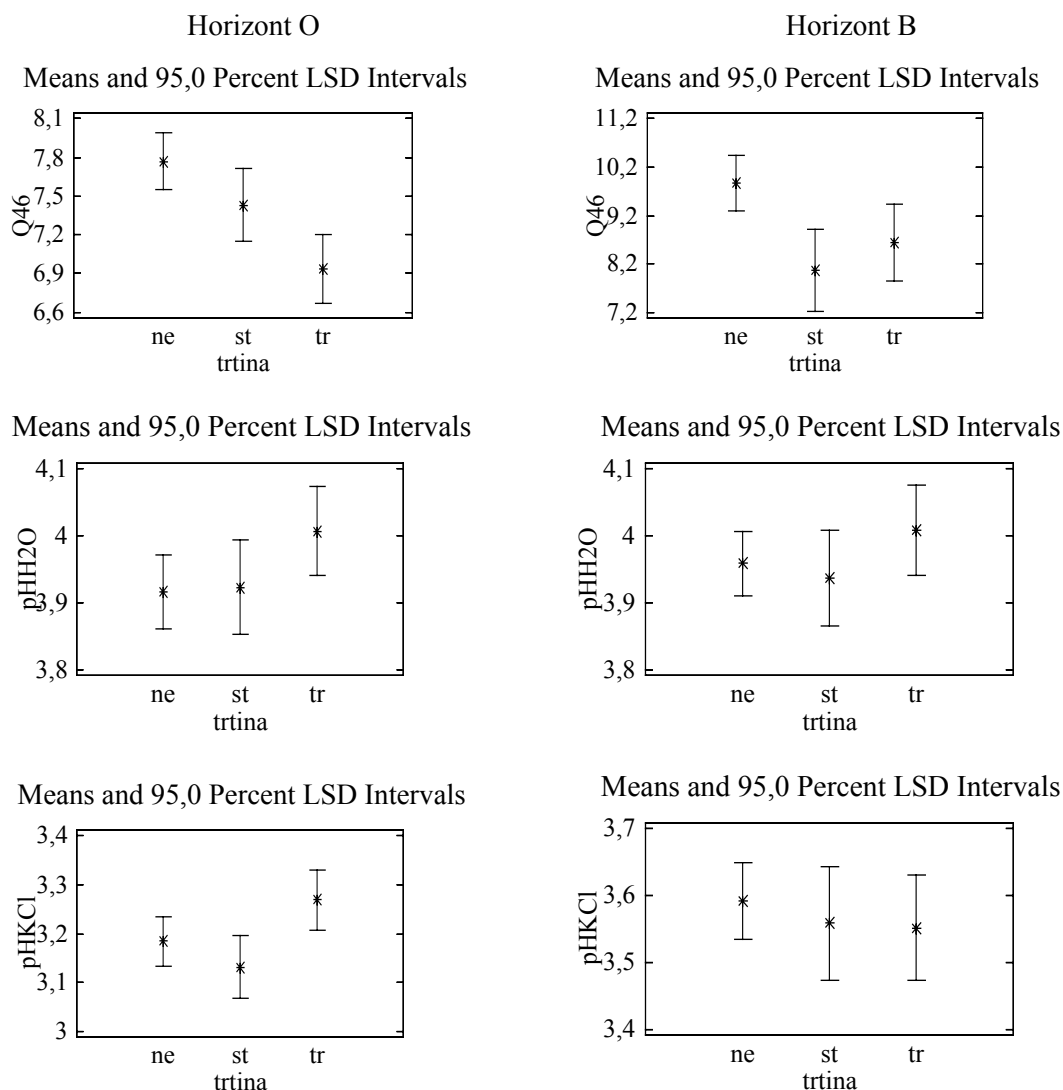
Obr. 1: Závislost půdních vlastností na exponovanosti

a - 30 lokalit s nadmořskou výškou přes 900 m n.m.

b – 27 lokalit s nadmořskou výškou od 800 do 900 m n.m.

c – 41 lokalit položených níže než 800 m n.m.

Z grafů na obr.1 je patrné, že na lokalitách s nejvyšší nadmořskou výškou, tedy nejexponovanějších (a) nabývají uváděné půdní vlastnosti paradoxně lepších hodnot než u lokalit níže položených a tedy méně exponovaných. Kvalita organické hmoty je v horizontu O statisticky významně vyšší u varianty **a** oproti variantě **b** a **c**. V horizontu B jsou již tyto rozdíly setřeny a neexistuje prokazatelný rozdíl mezi variantami. Oba typy půdní reakce vykazují v horizontu O průkazný pokles pH s poklesem nadmořské výšky. V horizontu B je tento trend patrný již pouze u $\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$, ale není statisticky významný. V případě pH_{KCl} nejsou rozdíly mezi variantami.



Obr. 2: Závislost půdních vlastností na zastoupení porostů třtiny chloupkaté

ne – 43 lokalit bez porostů třtiny chloupkaté

st – 26 lokalit s ostrůvkovitým výskytem třtiny chloupkaté

tr – 29 lokalit se 100% pokryvností třtiny chloupkaté

Podle Vacka a kol. (1996) se pokryvnost společenstev třtiny chloupkaté v Krkonoších progresivně mění s nadmořskou výškou. Třtina chloupkatá nahradila i v Jizerských horách převážně smrkové porosty vrcholových partií. Spolu s metličkou

křivolakou (*Deschampsia flexuosa*) pozitivně reagují na prosvětlení porostů v našem případě jako důsledku jejich odumírání a i na zvýšený přísun některých prvků, například N, v podobě imisí (Soukupová 1996). Porovnání sledovaných lokalit z hlediska zastoupení třtiny chloupkaté podpořilo předpoklad o pozitivním působení těchto porostů na základní půdní charakteristiky. V horizontu O dosahují oba typy pH vyšších hodnot na lokalitách, kde má třtina 100 % pokryvnost, oproti lokalitám, na kterých není zastoupena. V horizontu B platí toto tvrzení pouze u pH_{H_2O} . Ve všech případech jde ovšem o rozdíly statisticky nevýznamné. V případě hodnocení kvality organické hmoty je situace odlišná. Zde je prokazatelný vliv třtiny na kvalitu organické hmoty v horizontu O. V horizontu B se významně liší varianty bez třtiny a s ostrůvkovitým zastoupením porostů třtiny.

Závěr

Uvedené výsledky lze shrnout následovně. Na území masivu Jizerských hor jsou v současné době sledované půdní charakteristiky méně příznivé v oblastech s nižší nadmořskou výškou než ve vrcholových partiích, což neodpovídá jejich dřívějšímu zatížení imisemi. V nejvyšších partiích Jizerských hor vznikla v minulosti imisní holina, krytá prakticky souvislým porostem třtiny chloupkaté (*Calamagrostis villosa*). Tento nový stav měl pravděpodobně největší podíl na utváření nových půdních podmínek. Nekvalitní opad smrkových porostů nahradila každoročně odumírající třtina s vlastnostmi pro půdu daleko příznivějšími. Porosty třtiny také nejsou vystaveny vnosu kyselých iontů intercepční depozicí v takové míře jako dosud přežívající lesní porosty v nižších nadmořských výškách, což souvisí s vlastnostmi jejich receptorových povrchů. Tato relativně krátce trvající situace doposud výrazně ovlivnila pouze nejsvrchnější půdní horizonty.

Poděkování

Tento příspěvek byl podpořen grantem č. QC 1250 Národní agentury pro zemědělský výzkum při MZe ČR.

Literatura

1. L. Soukupová (1996): Víceletá dynamika rozvoje *Calamagrostis villosa* v acidifikovaných horských smrčínách středních Sudet. Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku, sborník z konference, Opočno, 321-326.
2. S. Vacek, J. Lepš, M. Bastl (1996): Vegetační změny na výzkumných plochách ve smrkových, smrkobukových a bukových porostech Krkonoš. Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku, sborník z konference, Opočno, 114-124.

Pedologické dny 2003

Sborník z konference na téma Ochrana a využití půdy v nívních oblastech

Editoři: Milan Sánka, Jiří Kulhavý

Vydavatel: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně
Rok vydání: 2003
Vydání: první
Počet stran: 173
Počet výtisků: 150
Tisk: Ediční středisko MZLU v Brně

Za obsahovou a jazykovou správnost příspěvků odpovídají jejich autoři.

ISBN 80-7157-735-9