

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE
ČESKÁ PEDOLOGICKÁ SPOLEČNOST



PEDOLOGICKÉ DNY 2002

SBORNÍK Z KONFERENCE NA TÉMA

DEGRADACE PŮDY

Editor: Luboš Borůvka

Česká zemědělská univerzita v Praze

14. a 15. října 2002

Pořadatelé Pedologických dnů 2002:



Česká pedologická společnost



Odbor pedologie České akademie zemědělských věd



Česká zemědělská univerzita v Praze



Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy v Praze

ve spolupráci



s Ministerstvem životního prostředí ČR

© Česká zemědělská univerzita v Praze 2003

ISBN 80-213-1052-9

OBSAH

Předmluva	1
I. Vývoj půdního fondu	3
Vývoj půdního fondu v ČR	5
<i>Václav Marek</i>	5
Present and future situation of the soil fund and nutrition - some case studies	11
<i>Othmar Nestroy</i>	11
Súčasný vývoj a degradácia poľnohospodárskych pôd v podmienkach SR	19
<i>Jozef Kobza</i>	19
Změny ve způsobech využívání půdního fondu po roce 1990	27
<i>Václav Mazín</i>	27
II. Kontaminace půdy	33
Kontaminace půdy rizikovými prvky: některé problémy a jejich možná řešení	35
<i>Luboš Borůvka</i>	35
Kontaminace půd české republiky DDT a jeho metabolity	43
<i>Šárka Havlíková, Pavla Tieffová</i>	43
Databáze obsahu vybraných těžkých kovů a stopových prvků v lesních půdách	45
<i>Vilém V. Podrázský, Jaroslav Karas</i>	45
Distribúcia Pb, Cu a Ni v pôdných profiloch lesných pôd Slovenského rudohoria	47
<i>Richard Lazúr</i>	47
Problém těžkých kovů v půdách Štiavnických vrchův	51
<i>Ján Styk</i>	51
Podíl těžkých kovů ve frakcích huminových látek kontaminované půdy	55
<i>Luboš Borůvka, Ondřej Drábek</i>	55

Využití biologických metod k posouzení kvality půdy v dlouhodobém pokusu	59
<i>Olga Mikanová, Jitka Nováková, Jaromír Kubát</i>	59
III. Acidifikace půdy	63
Degradace lesních půd v důsledku acidifikace	65
<i>Jiří Kulhavý</i>	65
Vývoj základních pedochemických vlastností lesních půd imisní oblasti Jizerské hory	73
<i>Iva Ulbrichová, Vilém V. Podrázský, Ivan Kuneš, Jaroslav Karas</i>	73
Chování hliníku a fluoru v povodí Lesního potoka	75
<i>Lenka Mládková, Luděk Minařík, Petr Skřivan</i>	75
Účinnost některých činidel pro extrakci Al z půdy v závislosti na jejich koncentraci	79
<i>Ondřej Drábek, Luboš Borůvka, Lenka Mládková, Jarmila Čechmánková</i>	79
Biochemické vlastnosti půd horských ekosystémů zasažených acidifikací	83
<i>Hana Šantrůčková, Jiří Kopáček, Miloslav Šimek, Tomáš Pícek, Milan Grund, Jiří Šetlík</i>	83
Porovnanie biochemických aktivít vo voľnej a rizosférenej pôde (kataster obce Nálepko)	87
<i>Martina Uhrinová, Tomáš Gábor, Miroslav Kromka, Zuzana Viechová</i>	87
Půdní reakce a stenoektnost lesních dřevin: Lesní stanoviště s přirozeným dominantním výskytem sedmi druhů listnatých dřevin v podmínkách Norského království	89
<i>Klement Rejšek</i>	89
Vápnenie pôd - podmienka trvale udržateľnej pôdnej úrodnosti	93
<i>Stanislav Torma</i>	93
Vápnění imisních holin – ekologická rizika	97
<i>Ivan Kuneš, Jaroslav Karas, Vilém V. Podrázský</i>	97

IV. Eroze půdy	99
Výzkum degradace půdy erozí a možnosti jejího omezení v rámci pozemkových úprav	101
<i>Miloslav Janeček, Miroslav Dumbrovský</i>	101
Identifikácia prejavov eróznno-akumulačných procesov - ich odraz v klasifikácii pôd SR	109
<i>Jaroslava Sobocká, Rastislav Skalský</i>	109
Hodnocení vodní eroze půdy v rámci podrobného pedologického průzkumu	115
<i>Zdeněk Vašků</i>	115
Současné metody výzkumu vodní eroze půdy	123
<i>Renata Chmelová, Bořivoj Šarapatka</i>	123
Ekonomické dopady vodnej erózie pri pestovaní poľnohospodárskych plodín	127
<i>Jozef Vilček</i>	127
Introskeletová eroze	129
<i>František Šach, Vladimír Černohous</i>	129
Potenciál introskeletové eroze na lokalitě Trojmezenský prales – I. zóna NP Šumava	133
<i>Miroslav Svoboda, Vilém V. Podrázský</i>	133
V. Jiné formy degradace půdy	135
Jiné formy degradace půdy	137
<i>Pavel Novák, Miloš Valla</i>	137
Monitorovanie zmien organickej hmoty na vybraných pôdnych typoch Slovenska	143
<i>Gabriela Barančíková</i>	143
Desagregace půdní hmoty vlivem různého hospodaření se slámou	147
<i>Barbora Badalíková, Blanka Procházková</i>	147
Zhutňování má degradační účinky na půdu	151
<i>Jiří Lhotský</i>	151
Utuzení půdy v redukováných systémech jejího zpracování	155
<i>Jan Horáček, Rostislav Ledvina, Jiří Stach, Věra Čechová</i>	155

Degradace půdy skotem na tzv. zimní pastvině a její vliv na emise oxidu dusného	159
<i>Miloslav Šimek, Petr Brůček, Eva Uhlířová, Hana Šantrůčková, Dana Elhottová, Vlastimil Kamír</i>	159
Režim půdního fosforu v podmínkách pokusné meliorace profilu zhutnělých semihydromorfních půd	163
<i>Karel Voplakal</i>	163
Degradace lesní půdy je důsledkem degradace lesního ekosystému	165
<i>Jiří Lhotský</i>	165
Dopad buldozerové přípravy na stav a vývoj lesních ekosystémů	167
<i>Iva Ulbrichová, Jaroslav Karas, Vilém V. Podrázský</i>	167
Scaling of the Two-Phase Capillary Pressure-Saturation Relationships	169
<i>Radka Kodešová, Svatopluk Matula, Miroslav Kutílek, Jana Veselá</i>	169
VI. Remediacce a rekultivace půdy	171
Použití remediačních opatření na zemědělských půdách	173
<i>Radim Vácha</i>	173
Obnova půdního povrchu po těžbě	181
<i>Jaroslava Vráblíková, Petr Vráblík</i>	181
Toxicita výsypkových substrátů pro půdní živočichy a možnosti jejího zmírnění – předběžné výsledky	183
<i>Jan Frouz, Hana Vaňková, Václav Křišťůfek, Jiří Kalčík</i>	183
Role půdních bezobratlých při tvorbě půd na výsypkách – možné metodické postupy	185
<i>Jan Frouz</i>	185
Ukazatel remediace půd z pohledu draselného režimu půd	187
<i>Václav Macháček</i>	187
Sekundární zasolení půd a jejich postupná regradace	191
<i>Vítězslav Hybler, Alois Prax</i>	191
Kvalita/zdraví půd ječmenářské oblasti střední Moravy	195
<i>Eduard Pokorný, Olga Denešová</i>	195

VII. Využití informačních systémů v hodnocení degradace půdy	199
Degradace půd – vybrané postupy k jejímu posuzování v Evropě	201
<i>Josef Kozák</i>	201
Využitie informačného systému o pôde pri hodnotení potenciálnej vodnej erózie	205
<i>Blanka Ilavská, Ondrej Rybár</i>	205
Multiphase Multicomponent Pollutant Transport in Saturated and unsaturated Soils	207
<i>Libor Jendele, Svatopluk Matula</i>	207
Programový balík PŮDNÍ FYZIKA	211
<i>Pavel Křivohlavý</i>	211
Seznam autorů	214

Předmluva

Tento sborník obsahuje příspěvky přednesené na konferenci Pedologické dny 2002, kterou uspořádaly Česká pedologická společnost, Odbor pedologie při ČAZV, Katedra pedologie a geologie České zemědělské univerzity v Praze a Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy v Praze ve spolupráci s Ministerstvem životního prostředí ČR ve dnech 14. a 15. října 2002 v nově otevřeném kongresovém sále Studijního a informačního centra České zemědělské univerzity v Praze. Téma konference „Degradace půdy“ bylo zvoleno po dohodě s MŽP v souvislosti se Světovým dnem boje proti desertifikaci 17. června, který byl v roce 2002 věnován právě degradaci půdy. Současně téma souvisí s oficiálním projednáváním věcného záměru zákona o ochraně půdy.

Pedologické dny 2002 navštívilo více než 100 účastníků z ČR, osm účastníků ze Slovenska a profesor Othmar Nestroy z Rakouska. Příspěvky byly rozděleny do sedmi tématických okruhů, které pokrývaly široký rozsah problémů spojených s degradací půdy, jako je vývoj půdního fondu, kontaminace, acidifikace, eroze, či zhutnění. Pozornost byla věnována i možnostem nápravy poškozených půd – remediací, rekultivaci půd po těžbě i možnostem využití moderních informačních technologií pro hodnocení degradace půdy. Celkem zaznělo osm přednášek, dalších 42 příspěvků bylo prezentováno formou posterů.

V rámci jednání dostala prostor i firma Ekotechnika, s.r.o., výhradní zastoupení firmy Eijkelkamp pro ČR a SR, aby předvedla v jednacím sále i v polních podmínkách některé z dodávaných přístrojů a zařízení.

Exkurse v rámci Pedologických dnů 2002 směřovala do bývalého vojenského výcvikového prostoru Ralsko, kde byly skupinou Ing. Pavla Nováka, CSc., z VÚMOP Praha připraveny zajímavé profily podzolu arenického a luvizemě arenické, a do státního podniku Diamo Stráž pod Ralskem, zabývajícího se těžbou a zpracováním uranu.

Konference Pedologické dny 2002, konaná v roce 17. světového pedologického kongresu, ukázala poměrně povzbudivý stav současné české pedologie, která se úspěšně rozvíjí a nezaostává za světovou konkurencí.

Luboš Borůvka

I.

VÝVOJ PŮDNÍHO FONDU

VÝVOJ PŮDNÍHO FONDU V ČR

Václav Marek

Ministerstvo životního prostředí ČR, Vršovická 65, Praha 10

E-mail: vaclav_marek@env.cz

Půda společně s ovzduším, vodou, flórou, faunou a elektromagnetickým zářením patří mezi základní, přírodní složky životního prostředí. Životní prostředí je podle systémové definice chápáno jako systém složený z přírodních, umělých a sociálních složek materiálního světa, které jsou nebo mohou být s určitým objektem ve vzájemné interakci. Do přírodních složek patří ty, které vznikly bez zásahu člověka. Nepatří sem uměle vyrobené, v přírodě původně neexistující látky a organismy vzniklé genovými manipulacemi. Tyto organismy a uměle vyrobené látky, spolu s ostatními člověkem vyrobenými objekty, tzv. fondy, kam patří například stavby, řadíme do pojmu umělé složky. Pojem životní prostředí se teoreticky vztahuje na libovolný živý objekt, v praxi se však pod tímto pojmem, není-li uvedeno jinak, rozumí životní prostředí člověka. V České republice po léta používaný pojem „půdní fond“ není zcela v souladu s definicemi uvedenými výše. V anglickém překladu se používá nejčastěji výraz soil resources.

Půda je ovlivňována působením přírodních sil a člověka. Míra a charakter jejich působení pak ovlivňují kvalitu půdy. Ta se buď zvyšuje nebo snižuje. Kvalita obecně znamená schopnost půdy plnit určité funkce v životním prostředí. Vývoj půdního fondu lze hodnotit z několika hledisek. Vedle kvalitativních změn jsou významné i změny ve výměrách jednotlivých druhů pozemků, dnes evidované Českým úřadem zeměměřičským a katastrálním. Problematické kvalitativních změn, degradačních procesů, je věnováno téma letošních Pedologických dnů. Ve svém příspěvku se zaměřím na hodnocení plošného vývoje půdního fondu z pohledu změn druhů pozemků.

Půdní fond je limitován plošnou výměrou státu a je tradičně rozdělován na zemědělskou půdu a půdu nezemědělskou. Zemědělská půda je evidována v členění orná půda, chmelnice, vinice, zahrady, ovocné sady a trvalé travní porosty. Nezemědělská půda v členění lesní pozemky, vodní plochy, zastavěné plochy a ostatní plochy.

Vývoj zemědělského půdního fondu v Čechách a na Moravě v létech 1845, 1966, 1991 a 2001 je uveden v tabulce.

Z přehledů je zřejmé, že přes růst výměry zahrad, sadů, lesů a vodních ploch (po odečtení rybníků) došlo ke zvýšení podílu výměry na jednoho obyvatele jen u ploch zastavěných a ostatních. U ostatních ploch

se jedná o růst ploch komunikací a těch, které reprezentují pozemky různým způsobem devastované (dobývací prostory, skládky, manipulační plochy).

Pokud jde o úbytky zemědělské půdy jeví se v posledních 35 letech, ale asi i historicky vůbec, nejhorší období 1976 – 1981, kdy v České republice ubylo 69 190 ha zemědělské půdy. Následují období 1981 – 1986 s úbytkem 46 875 ha a období 1966 – 1971 s úbytkem 44 370 ha.

V těchto letech ubývalo denně 30 – 40 ha zemědělské půdy. Vývoj byl hodnocen jako krajně nepříznivý a patřil tehdy k nejhorším v Evropě.

V období po roce 1990 jsou vykazovány relativně malé úbytky zemědělské půdy. V období 1991 – 1996 jde o úbytek 7 664 ha, V období 1996 – 2001 dokonce přírůstek 53 ha. Je zřejmé, že do statistických údajů se promítlo zpřesňování evidence druhů pozemků v katastru nemovitostí. Situace s úbytky zemědělské půdy nebude v posledním období asi tak příznivá, jak vykazuje statistika. Do katastru nemovitostí a do statistických ročenek nejsou zřejmě promítnuty všechny odsouhlasené změny využití území, kde půda přestala být zemědělsky obhospodařována. Jde často o větší výměry pozemků, výhledově určené pro průmyslové zóny, služby, bydlení a další aktivity.

Výměra lesní půdy od roku 1790, kdy byla evidována v Josefském katastru, stále roste. Do roku 2001, tedy za 201 let se zvětšila z 1 794 tis. ha na 2 637 tis. ha, tj. o 663 tis. ha. Od roku 1945 činí přírůstek lesů 217 tis. ha, lesní půdy přibýly zejména v pohraničních územích v důsledku snížení intenzity zemědělského hospodaření a samovolného rozšiřování lesů na zemědělské pozemky. Na obyvatele dnes připadá 0,25 ha lesní půdy. Otázky dalšího rozšiřování lesních pozemků jsou předmětem diskusí i v současné době. S rozšířením lesů v řádu stovek až tisíců ha se uvažuje v souvislosti s prodejem půdy spravované Pozemkovým fondem ČR. Zemědělské pozemky, kde nabídka prodeje je opakovaně neúspěšná, by měly být státem zalesněny a převedeny evidenčně na lesní pozemky. Problém je v tom, že zdaleka ne všechny takovéto pozemky jsou pro zalesnění vhodné. V jednotlivých případech dochází k prolínání různých, často protichůdných zájmů. Např. pozemky, které by lesní závod byl ochoten převést mezi pozemky plnící funkce lesů, odmítají odsouhlasit k zalesnění orgány ochrany přírody a opačně. Osobně se domnívám, že tempo dalšího zalesňování zemědělských pozemků by v příštích letech mělo být nízké. Projevující se snahy po dalším zalesnění vesměs směřují do oblastí, které jsou z hlediska lesnatosti nad celostátním průměrem.

Z hlediska ekologie krajiny je současný poměr mezi zemědělskými a nezemědělskými pozemky považován za téměř optimální vzhledem k přírodním poměrům státu. Krajina je v průměru vyvážená ve smyslu stability, polovinu území státu zaujímají společenstva působící příznivě

z hlediska stability (lesy, trvalé travní porosty, zahrady a sady, vodní plochy), polovinu pak společenstva citlivá vůči vnějším vlivům.

Zajímavý je vývoj rozlohy vodních ploch, zejména rybníků. Vývoj vodních ploch v období od roku 1845 ukazuje stálý růst. Pokud však jde o rybníky jako takové je v tomto období zaznamenán pokles o 20 747 ha. V delším časovém období, od roku 1585 je zaznamenán pokles o cca 129 tis. ha. První písemná zpráva o rybnících v Čechách je z roku 1115. Rybníky vzniklé ve 13. a 14. století přispěly k ozdravení mnoha území a tak nepřímo významně ovlivnily další vývoj půdního fondu. Cestní síť, vedená po jejich hrázích, napomohla rozvoji obchodu se sousedními zeměmi. Nemáme přesná čísla o počtu a ploše rybníků v době rozkvětu jejich výstavby. Uvádí se, že za Rudolfa II. v roce 1585 bylo v Čechách a na Moravě asi 180 tis. ha vodních ploch. Toto číslo nebylo již nikdy v další historii dosaženo. Politické a hospodářské změny v zemi, vrcholící třicetiletou válkou, přispěly v 17. století ke stagnaci ve výstavbě rybníků a následně i k jejich rušení. Podle statistických údajů z roku 1990 bylo v České republice 50 789 ha rybníků, tj. 28 % výměry z období vrcholného rozkvětu rybníkářství. Rybníky s chovem ryb nebo vodní drůbeže náležejí dnes, ve smyslu § 1 odst. 3 zákona č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, do kategorie zemědělský půdní fond. Na území státu jsou předpoklady pro další rozšiřování ploch rybníků a malých vodních nádrží. Při vhodném návrhu a provozování těchto staveb lze počítat, kromě hospodářského přínosu z chovu ryb, i s lepším hospodařením s vodou v povodí, s vyrovnaním odtokových poměrů ve smyslu snížení extrémů. Rozvoj výstavby nových malých vodních nádrží rybníčního typu však asi nebude v příštích letech příliš velký. V záměrech bude vhodné sledovat možnosti obnovy některých rybníků zrušených v minulosti.

Vývoj půdního fondu v zahraničí

Otázky vývoje půdy z hlediska kvality a výměry zajímají téměř všechny evropské země. V dokumentech z jednání na téma „politika ochrany půdy“ se objevují významné snahy zastavit vesměs nepříznivý vývoj pomocí všech dostupných nástrojů. Vedle prevence degradačních procesů je v poslední době věnována pozornost záborům půdy pro další urbanizaci území a výstavbu (Sealing and Urbanisation). Pro porovnání s poměry v České republice ubývá v sousedním Německu denně 120 ha půdy, v Rakousku 35 ha, v Holandsku 35 ha, Švýcarsku 10 ha. Tlak na další exploataci území stoupá. Rostou nároky na bydlení, dopravu, infrastrukturu. Příčinou jsou velké rozdíly v cenách pozemků a nákladech na bydlení ve městech a na periferiích měst. Lidé opouští byty v historických centrech měst kam se stěhují obchody, úřady a sídla firem.

Tento pohyb přináší potřebu nových, vesměs územně náročnějších staveb pro bydlení, často ve volné krajině, ale i potřebu další infrastruktury. Obce a města se šíří nekontrolovaně do krajiny. Evropané, přestože početně stagnují, potřebují stále větší prostor. Narůstá dopravní zatížení, stoupá spotřeba energií, zásahy do tradičního venkovského zázemí měst představují zhoršení kvality venkova, ale i životního prostředí obecně. Proces působí zcela proti koncepci trvale udržitelného rozvoje a je hlavním důvodem stoupající spotřeby (záborů) úrodných zemědělských půd pro výstavbu. Situace je hodnocena jako dlouhodobě neudržitelná.

Faktory ovlivňující vývoj půdního fondu v ČR

Specifickým problémem v České republice jsou územní nároky na nové průmyslové zóny a velké obchodní areály. Mnohá průmyslová odvětví a průmyslové podniky postihla recese, průmyslová výroba v tradičních lokalitách často zanikla. Obdobný osud potkal i jiné aktivity, například vojenská letiště, výcvikové prostory, obchodní areály, skladové areály, těžební prostory apod. Obnově těchto území, vesměs postižených nejrůznějšími starými zátěžemi, se dosud věnuje minimální pozornost. Namísto toho se vyhledávají nové areály pro průmyslovou výrobu, nákupní centra, sklady, často ve volné krajině na „zelené louce“. Je to opět dáno velkou nabídkou relativně levných zemědělských pozemků a nedostatečnou nabídkou pozemků nevyužívaných v důsledku nevhodné zástavby, kontaminace nebo úpadku majitele. Tyto tzv. „brownfieldy“ jsou bez investiční pobídky státu dlouhodobě nevyužitelné. Navíc mohou představovat i rizika pro životní prostředí. Sanaci opuštěných nebo přežilých areálů a rekultivaci pozemků přesouváme jako zátěž na budoucí generace. K tomu je připravujeme o další pozemky, které dříve nebo později budou potřebovat pro zajištění základních potřeb. To je jeden z důvodů, proč v republice přibývají plochy devastované. Nedostatečně promyšlené záměry výstavby nových průmyslových nebo jiných areálů, kdy se neověří reálné možnosti zajištění kvalifikovaných pracovních sil v místě, vyvolávají velký pohyb obyvatelstva se všemi negativními dopady na životní prostředí. Přestože jsme před živelným šířením sídel, areálů a staveb do volné krajiny (anglicky „sprawl“) byli opakovaně varováni, nevytvořily se dosud dostatečné ochranné mechanismy. Pokud se k nízké ceně zemědělských pozemků připojí ještě investiční pobídka státu pro získání tzv. „strategického investora“ je o osudu těchto pozemků rozhodnuto.

Stoupají požadavky na urbanizaci volné krajiny, bez vazby na historicky osídlená území. V urbanizaci území i v architektuře staveb se objevují tendence pro tento region zcela cizí, dosud známé převážně ze severní Ameriky. Územní plánování se k těmto projevům staví značně

shovívavě, v územních plánech se vesměs pouze evidují územní nároky obcí, bez promítnutí významných limitů území.

Nabízí se otázka: jak vzniklou situaci řešit? Odpověď není jednoduchá. Ukazuje se, že přes četná varování ze zemí, kde negativní vývoj nastoupil dříve než u nás, se nepoučíme a dokud nenastane kritická situace tak se nic podstatného nestane. O problémech se čas od času mluví na odborných seminářích, konferencích, ale nic se nemění. Přibývají požadavky na zařazení nových ploch pro tzv. rozvoj do územních plánů, často bez respektování základních požadavků na šetrné hospodaření s přírodními zdroji a ochranu území. Téměř každá obec požaduje zařadit zelené plochy pro umístění nové výstavby, které jsou nabízeny investorům. Nabízené využití často postrádá základní pravidla racionálního využití území. Do územního plánování se promítají zájmy vlastníků pozemků, kteří se snaží převést pozemky zemědělské na pozemky stavební. Územní plány, náročně projednané se správními úřady, po krátké době postupují proces změn a doplňků a vše se opakuje. Pojem restituční urbanismus je pro situaci velmi výstižný. Legislativa, která tyto aktivity brzdí, byla označována jako nadbytečná, bránící vlastníkům pozemků v nakládání s jejich majetkem, podporující korupční prostředí a zatěžující státní rozpočet. Snaha skupiny poslanců zrušit ochranu zemědělského půdního fondu bez náhrady předloženým poslaneckým návrhem zákona byla na programu jednání Poslanecké sněmovny Parlamentu v letošním roce. V oblasti ochrany zemědělského půdního fondu doposavad velký kus práce odvádějí okresní úřady. Obávám se, že po jejich zániku, od začátku příštího roku a přenosu kompetencí na obecní úřady, se situace zkomplikuje. Naší snahou však musí být zvládnutí situace tak, aby nedošlo k výraznějšímu zhoršení ve vývoji půdního fondu.

Použité podklady:

Statistické ročenky půdního fondu ČR, ČÚZaK 2001, ČÚGaK (1990).

Říha, J. (1973): Ochrana a tvorba biofyzikálního prostředí. Skriptum ČVUT, Praha.

Šálek, J., Mika, Z., Tresová, A. (1989): Rybníky a účelové nádrže, SNTL, Praha.

Kolektiv autorů (1997): Úvod do ekonomiky životního prostředí. Skriptum VŠE, Praha.

Aspects of soil protection as seen by the European Commission, Statement of D. Grant Lawrence at Bonn workshop on soil protection (1998).

Tabulka 1. Vývoj půdního fondu v Čechách a na Moravě v letech 1845, 1966, 1990, 2001 (podle přehledů ÚSGaK, ČÚGaK, ČÚZaK)

Druh pozemku	1845		1966		1990		2001	
	ha	ha/ obyv.	ha	ha/ obyv.	ha	ha/ obyv.	ha	ha/ obyv.
Role	3 825 612	0,57	3 351 570	0,34	3 232 229	0,31	3 082 383	0,30
TTP	1 392 830		950 100		828 309		961 070	
Chmelnice	5 718		9 427		11 436		11 232	
Vinice	16 976		7 984		15 818		15 794	
Zahrady a sady	67 201		195 052		208 533		209 617	
Zemědělská půda	5 308 337	0,79	4 514 133	0,46	4 296 325	0,41	4 279 876	0,42
Lesní pozemky	2 278 675	0,34	2 599 628	0,26	2 628 993	0,25	2 637 289	0,26
Vodní plochy	114 759		128 213		156 063		159 349	
z toho rybníky	71 536		51 551		50 789			
Zastavěné plochy	46 326		110 000		125 307		130 522	
Ostatní plochy	182 943		539 645		679 672		679 489	
Nezemědělská půda	2 622 703		3 377 486		3 590 035		3 606 649	
Celkem	7 931 040		7 891 619		7 886 360		7 886 525	

PRESENT AND FUTURE SITUATION OF THE SOIL FUND AND NUTRITION - SOME CASE STUDIES

Othmar Nestroy

*Institute of Engineering Geology and Applied Mineralogy,
Graz University of Technology, A-8010 Graz, Rechbauerstraße 12, Austria;
E-mail: Nestroy@egam.tu-graz.ac.at*

Abstract

After a short presentation of the global food situation and the global soil fund is the focal point the threats to soil, like erosion by water and wind, chemical and physical threats, soil sealing and the reasons (deforestation, overgrazing, agricultural mismanagement and bio-industrial activities). The final chapter is dedicated for a positive charge to eliminate the hunger in the world by change the food habit and a better soil management. 9 tables and one figure explain these problems.

Key words: global food, global soil fund, threats to soil, soil erosion, soil sealing.

Souhrn

Po krátkém představení celosvětové potravinové situaci a půdního fondu je hlavní pozornost věnována různým způsobům ohrožení půdy, jako vodní a větrné erozi, chemickým a fyzikálním způsobům degradace, úbytku půdy ("sealing"), a jejich příčinám (odlesnění, vyčerpání pastvou, špatné zemědělské hospodaření a průmyslové činnosti). Poslední část je věnována pozitivnímu přístupu k omezení hladovění ve světě změnou stravovacích návyků a lepším hospodařením na půdě.

Introduction

This paper deals not with the *development* of the soil fund worldwide, much more with the *situation* of the soil fund and the situation of the food production indices total and the food production per capita. After this short information about the common situation I will show some ways to prohibit the hunger in the world.

At first some common data about the situation worldwide.

Global data

Table 1. Land use, worldwide (FAO, 1999)

	1985 (km ²)	1998 (km ²)
total area	133,997.390	133,870.190
land area	130,436.550	130,484.070
arable land	13,728.190	13,808.480

Table 2. Total population (FAO, 1999)

	1990	1999
World	5.266,442.000	5.978,401.000

In connection with this information I will give you an information about the available areas for intensive cultivation.

Table 3. Breakdown of the global potential for agricultural production (Driessen et al., 1991)

20% of the world's land (exclusive of glaciers and ice caps) is too cold;
23% of the lands are too dry;
20% of all lands are too steep or too shallow;
5% of the land surface is too wet;
10% of the land surface is occupied by soils of very low fertility.

Only 22 % of the world's land area is suitable for cultivation, but the present cultivated area of the world is estimated to 14.75 mil. km², i.e. 11 % of the global land surface, and for arable crop production are potentially suitable 15 mil. km², another 11 % of the land surface. The conclusion and the parole is to intensify the cultivated areas, and not to expand!

The situation of the alimentation goes worldwide better but it is still, as ever critical in some countries in the world (see table 4 and 5).

Table 4. Food production indices (1989-91=100) (FAO, 1999)

	1987	1999
World	93.3	120.8
<u>1999 (less than 80%):</u>		
Cuba	60.3	Estonia 44.4
Suriname	75.8	Hungary 75.7
Armenia	79.7	Latvia 42.8
Azerbaijan	62.7	Lithuania 68.1
Kazakhstan	63.2	MoldovaRep. 43.6
Tajikistan	61.0	Russian Fed. 60.1
Belarus	60.6	Slovakia 60.7
Bulgaria	72.4	Ukraine 46.9
Croatia	64.8	

Table 5. Food production indices, per capita (1989-91=100) (FAO, 1999)

	1987	1999
World	98.2	106.4
<u>1999 (less than 80%):</u>		
Botswana	78.8	Suriname 73.4
Burundi	76.1	Iraq 70.2
Congo.Dem.R.	68.1	Mongolia 75.5
Mauritius	77.2	SaudiArabia 68.1
Namibia	77.4	Bulgaria 76.3
SierraLeone	68.5	Hungary 77.9
Swaziland	63.3	Tonga 74.6
Cuba	57.4	

Threats to soils

More or less is this the optimistic share of this topic. A look on the physical and chemical deterioration (compaction, waterlogging, contamination with pesticides and mineral fertilizers and trough over-application of manure) of soils worldwide, in the EU (15) and some european countries gives a more negative situation (see table 6 and table 7).

Table 6. Global situation (UNEP, Der Fischer Weltalmanach 2002)

Free from ice area:	130.4 mil. km ²
thereby:	37.6 % agricultural area
	thereby: 11,5% arable land
	26,1% pastures
	33.1 % woodland and forest
	<u>29.3 %</u> extensive areas and sealed areas
	100.0%
Degradation, global:	19.6 mil. km ² , i.e. 15 % of the total area
Reasons:	56 % by water
	28 % by wind
Losses:	75 thousand mil. t/year

Table 7. Human-induced soil degradation for Europe (with the part of the former USSR) in 103 km² (Concil of Europe. European Soil Resources, nr. 71, 1995)

Type of degradation	light	moderate	strong	extreme	total	
	soil degradation				10 ³ km ²	%
Water	214	810	98	24	1145	52.3
loss of topsoil	189	647	92	-	928	
terrain deformation	25	163	6	24	218	
Wind	32	382	-	7	422	19.3
loss of topsoil	32	382	-	7	422	
Chemical	81	171	6	-	258	11.8
loss of nutrients/o.m.	29	3	-	-	32	
salinization	10	23	5	-	38	
pollution	41	143	1	-	188	
Physical	279	81	4	-	364	16.6
compaction	248	78	4	-	330	
waterlogging	5	3	-	-	8	
subsidence organic soils	26	-	-	-	26	
Total	606	1.444	107	31	2.189	
%	27.7	66.0	4.9	1.4		100.0
Reasons:					10 ³ km ²	
deforestation					840	
overgrazing					500	
agriculture mismanagement					640	
bio(industrial) activities					210	

Remarks:

Light: The terrain has somewhat reduced agricultural suitability, but is suitable for use in local farming systems. Restoration to full productivity is possible by modifications of the management system. Original biotic functions are still largely intact.

Moderate: the terrain has greatly reduced agricultural productivity but still suitable for use in local farming systems. Major improvements are required to restore productivity. Original biotic function are partially destroyed.

Strong: The terrain is non reclaimable at farm level. Major engineering works are required for terrain restoration. Original biotic functions are largely destroyed.

Extreme: The terrain is unreclaimable and beyond restoration. Original biotic functions are fully destroyed.

Another main threat to soil is the soil sealing. On the table 8 we can see the dimensions of this activity.

Table 8. Sealed areas (by day and year) and total areas and inhabitants in Austria, Germany, Switzerland and The Netherlands (Der Fischer Weltalmanach 2002; European Commission, 2001; Petz, 2001; Tertschnig, 2001).

	ha/day	m ² /person/year	total area (km ²)	inhabitants
Austria	15-25	7-12	83.858	8,092.000
Germany	120	5	357.020	82,100.000
Switzerland	10	5	41.285	7,136.000
The Netherlands	35	8	41.526	15,805.000
EU (15)			3,200.000	375,000.000

Forward look

A worldwide dramatically decreasing of arable land is facing an increasing of the need per caput on vegetable. The reason for this phenomenon is the increasing population on the one hand and the change of the feeding habits on the other: The increasing consumption of meat and other highly qualified products. I will specify more precisely. We know that the hunger in the world is a many-layered problem. The first but not the most important factor is the food production in the field, the next factors are the harvesting, transport and storage with a minimum of losses. The next problem is the distribution, the price for one unit and the question if the hungry peoples have enough money for buy the needed food. But this is more a political complex as a topic for soil scientists. On the figure 1 you can see the development of the grains and meat consumption per caput in connection with the income.

We see that with increasing income the share of highly qualified food, i.e. the consumption of meat increases. But we must take into consideration that the production of one unit of meat is very expensive. By every change from one trophic level to the other we have a loss of about 85% of energy, or with other words, only 15% of input of energy is effective. This is valid for every trophic level. In the consequence of this fact it's important to change the feeding habits: to reduce the consumption of meat and other grafted products and more prefer cereals, vegetables and other directly produced products.

Many persons say that all soils are ill and the fertility drop down. I have another opinion. As member of the board of the soil evaluation in Austria I had the change to participate on the second checking of the country soil specimens in Austria. For this reason I can present you the results from this comparison concerning the soil fertility in 1971/74 and 1994/95.

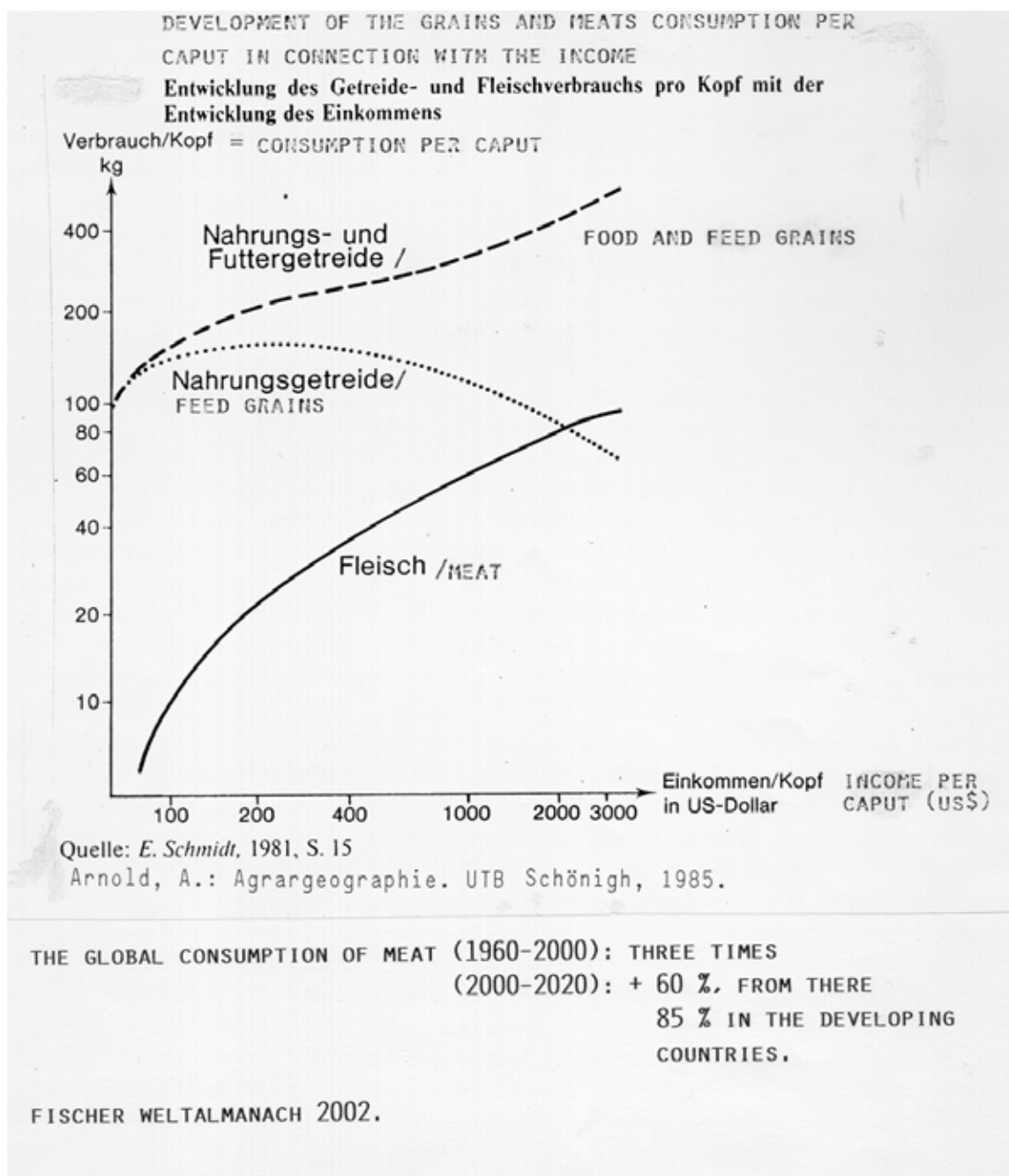


Figure 1. Development of the grains and meat consumption per caput in connection with the income

We see on table 9 33 soil specimens in Lower Austria and 18 soil specimens in Styria. From this total units are 36% in Lower Austria and 33% in Styria constant, a plus difference (2 to 3 points) have 12% in Lower Austria and 28 % in Styria and a plus difference from more than 3 points have 40 % in Lower Austria and 28 % in Styria. This is satisfactory and delightful! Only 12 % in Lower Austria and 11 % in Styria have a negative difference of more than 2 points. I think that the reasons for this very

positive trend are more knowledge, a better soil mangement, better seed and a good exchange of informations between farmers and adviser from the chamber of agriculture and industry. I am optimistic in this case and I think that the hunger in the world - at present about 800 mio. peoples are hungry - can be conquered in a real teamwork between soil scientists, agricultural politicians, advisers and farmers.

Table 9. Evaluation in figures of the results from the second checking of the country soil speciemens in Lower Austria and Styria (1971/74 : 1994/95) (Nestroy, 1999)

	Lower Austria	Styria
$\pm$ constant (= $\pm$ 1 point difference)	36%	33%
2-3 points +difference	12%	28%
more than 3 points +difference	40%	28%
more than 3 points -difference	12%	11%
	100%	100%
total number of soil profiles	33	18

Styria constant, a plus difference (2 to 3 points) have 12% in Lower Austria and 28% in Styria and a plus difference from more than 3 points have 40% in Lower Austria and 28% in Styria. This is satisfactory and delightful! Only 12% in Lower Austria and 11% in Styria have a negative difference of more than 2 points. I think that the reasons for this very positive trend are more knowledge, a better soil mangement, better seed and a good exchange of informations between farmers and adviser from the chamber of agriculture and industry. I am optimistic in this case and I think that the hunger in the world - at present about 800 mio. peoples are hungry - can be conquered in a real teamwork between soil scientists, agricultural politicians, advisers and farmers.

References

- Arnold, A. (1985): Agrargeographie. UTB Schöningh.
- Der Fischer Weltatlas 2002 (2001): Fischer Taschenbuch Verlag, Frankfurt am Main.
- Driessen, P.M & R. Dudal (1991): The Major Soils of the World. Agricultural University Wageningen.
- European Commission (2001): The Soil Protection Communication - DG ENV Draft, October 2001.
- FAO Production Yearbook Vol. 53 (1999), Rome.
- Nestroy, O. (1999): Die Zunahme der Ertragsfähigkeit landwirtschaftlich genutzter Böden, dargestellt an Beispielen aus Niederösterreich und der Steiermark. Mitt. d. Deutschen Bodenkundl. Ges., Bd. 91, H. 2, Oldenburg.

- Petz, K. Ch. (2001): Vergleichende Abschätzung des Flächenverbrauchs in Österreich. Versiegelt Österreich? Umweltbundesamt, Tagungsberichte, Vol. 30, Bd. 30, Wien.
- Tertschnig, W. (2001): Flächenverbrauch ist ein Umweltproblem. Versiegelt Österreich? Umweltbundesamt, Tagungsberichte, Vol. 30, Bd. 30, Wien.
- van Lyden, G.W.J. (1995): European soil resources. Nature and environment, No. 71, Council of Europe Press, Strasbourg Cedex.

SÚČASNÝ VÝVOJ A DEGRADÁCIA POĽNOHOSPODÁRSKÝCH PÔD V PODMIENKACH SR

Jozef Kobza

*Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava,
Regionálne pracovisko 974 04 Banská Bystrica, Mládežnícka 36, SR;
E-mail: vupu@isternet.sk*

Komplexným hodnotením vývoja pôd sa zaoberáme od roku 1993, a to nielen v ornici, ale aj v podornici. Jedná sa o sledovanie širokej škály dôležitých pôdných vlastností, ktoré súvisia s významnými a často diskutovanými procesmi, ako je acidifikácia, alkalizácia a salinizácia pôd, kontaminácia pôd, vývoj obsahu prístupných živín – najmä fosforu a draslíka, vývoj kvantitatívneho a kvalitatívneho zloženia humusu, zhutňovanie a erózia pôd. I keď sa zatiaľ jedná o pomerne krátke časové obdobie sledovania, určite indície poznáme už v súčasnosti, a treba pripustiť, že vývoj niektorých parametrov je skôr nepriaznivý. Ide o určité varovanie, pretože už v súčasnosti treba zachytiť tento nepriaznivý trend a vychádzať z neho pri stratégii zúrodňovania a ochrany poľnohospodárskych pôd.

Zistené vývojové trendy

Acidifikácia pôd

Acidifikácia pôd je prirodzený proces a činnosť človeka to môže urýchliť (používanie fyziologicky kyslých hnojív, vplyv kyslých dažďov a pod.). Tento proces sa výraznejšie neprejavuje v morfológii pôd, môže sa prejavovať v zmene niektorých chemických vlastností, ako je zníženie hodnoty pôdnej reakcie, zvýšenie hodnoty aktívneho hliníka, ako aj v zmenách kationovej výmennej kapacity. Proces acidifikácie neprebíha na všetkých pôdach rovnako, náchylnejšie na acidifikáciu sú kyslé pôdy na kyslých substrátoch (kambizeme podzolové, podzoly, rankre), čo sa potvrdilo i v komplexnom monitoringu pôd SR, i keď rozdiel je prevažne štatisticky nepreukazný. Jedná sa však o pôdy, ktoré sa ani v minulosti intenzívne nehnojili, čo len potvrdzuje skutočnosť, že sa jedná o prirodzený, pozvoľný proces. Najmenej náchylné na acidifikáciu sú humózne (s prevahou humínových kyselín) a karbonátové pôdy na karbonátových substrátoch (černozeme a čiernice karbonátové, rendziny)

Okrem prirodzenej acidifikácie treba mať na pamäti aj určité pozvoľné znižovanie hodnôt pôdnej reakcie na kyslých pôdach, ktoré sa využívajú ako orné pôdy. Tieto pôdy sa v minulosti často intenzívne

vápnil, pričom v súčasnosti pri nízkej, alebo takmer žiadnej úrovni vápnenia dochádza k „úprave“ pôdnej reakcie smerom k pôvodným hodnotám. Nejedná sa o acidifikáciu v pravom slova zmysle, pretože vyššie hodnoty pôdnej reakcie boli v minulosti nadobudnuté prevažne vápnením a po jeho prerušení dochádza k opätovnému znižovaniu hodnôt. Samozrejme vytvára sa tým menej priaznivé pôdne prostredie pre väčšinu poľnohospodárskych plodín. Kyslé dažde však môžu tento efekt ešte zosilňovať.

Značný podiel kyslých atmosferických polutantov v ovzduší spôsobil, že sa acidita zrážkových vôd 30 násobne zvýšila oproti predindustriálnemu obdobiu, kedy sa pH dažďa pohybovalo okolo 5,6. Podľa výsledkov meraní EMEP (Environmental Monitoring and Evaluation Program) sa Slovensko nachádza na juhovýchodnom okraji v oblasti s najväčším regionálnym znečistením ovzdušia a kyslosťou zrážkových vôd (pod pH 4,4) v Európe.

Všetky hlavné uvedené faktory sa môžu najvýraznejšie prejavovať najmä na kyslých pôdach. I keď značná časť kyslých až veľmi kyslých pôd sa nachádza mimo poľnohospodárskeho pôdneho fondu (lesné pôdy a pôdy nad hornou hranicou lesa) predsa len takmer 500 tisíc ha výrazne kyslých pôd sa nachádza v poľnohospodárskom pôdnom fonde (19,7 % z poľnohospodárskeho pôdneho fondu). Ide o pomerne značnú výmeru pôd, preto je nanajvýš aktuálne eliminovať vyššie uvedené rizikové faktory zakysľovania pôd, a to nielen z pohľadu úrodnosti pôd, ale aj z pohľadu hygienického stavu pôd. Kyslé pôdy totiž poskytujú vhodnejšie prostredie pre mobilitu rizikových prvkov (najmä ťažkých kovov), a teda i ich zvýšený príjem do rastlín a do potravinového reťazca.

Alkalizácia a salinizácia pôd

Opakom acidifikácie je alkalizácia a salinizácia pôd, t.j. zvyšovanie hodnôt pôdnej reakcie. Môže prebiehať pozvoľne v prirodzenom vývoji v pôdach v podloží ktorých sa vyskytujú silne mineralizované vody, zrejme ako dôsledok globálneho otepľovania, avšak najintenzívnejšie môže tento proces prebiehať sekundárne, vplyvom alkalických emisií a odpadov.

Pôdy v ktorých obsah solí sodíka a jeho iónov dosiahne množstvo, ktoré škodí rastu väčšine rastlín, majú všeobecný názov soľné pôdy. Môžu obsahovať buď neutrálne sodné soli, hlavne chlorid sodný a síran sodný (NaCl , Na_2SO_4) - zasolené pôdy (slaniská), alebo alkalicky hydrolyzovateľné soli, hlavne uhličitan, hydrogenuhlícitan a kremičitan sodný (Na_2CO_3 , NaHCO_3 , Na_2SiO_3) - alkalické pôdy alebo slaniská.

Tieto dve hlavné skupiny soľných pôd sa líšia nielen chemickým charakterom prítomných solí, ale aj fyzikálnymi, chemickými a

biologickými vlastnosťami. Aj ich poľnohospodárske využívanie a metódy meliorácie sú rozdielne. Soľné pôdy na Slovensku sú rozšírené na Podunajskej a na Východoslovenskej nížine.

Doterajšie výsledky vývoja procesov salinizácie (zasoľovanie) a alkalizácie pôd potvrdzujú, že v prirodzených podmienkach sa jednotlivé skupiny solí v pôdach nevyskytujú samostatne, prevažne sú zastúpené obidve skupiny, pričom vo väčšine prípadov býva jedna skupina dominantná. Bolo zistené, že proces alkalizácie je často výraznejší, a tým aj dominantný. Výsledkom uvedených procesov je rozšírenie slabo slaniskovaných a slabo slancovaných pôd. Človek môže svojou činnosťou tieto procesy ešte zvýrazniť, a to najmä pri zavlažovaní silne mineralizovanou vodou, vodohospodárskymi úpravami krajiny a dielami, ktoré ovplyvňujú režim hladín podzemných vôd. Uvedené skutočnosti môžu podmieniť sekundárny vznik soľných pôd.

Súčasný vývoj uvedených faktorov prebieha na našich nížinách v smere zvyšovania ich účinku na vývoj soľných pôd. Postupne sa zvyšuje nielen mineralizácia podzemných vôd, ktorá je hlavnou príčinou ich vzniku a vývoja, ale dochádza aj k postupnému otepľovaniu klímy, čo zvyšuje výpar a akumuláciu solí v pôde zo vzliňajúcej podzemnej vody. Je preto reálny predpoklad postupného rozširovania soľných pôd. Je to o to významnejšie, že salinizácia a alkalizácia pôd výrazne znižuje nielen úrody poľnohospodárskych plodín, ale aj úrodnosť pôd.

Na Slovensku máme do 5000 ha zasolených a alkalických pôd. Jedná sa prevažne o slaniská a slance, ako aj o menšiu časť alkalických pôd v oblasti vápeniek, magnezitiek a alkalických odpadov (Žiar nad Hronom).

Prirodzene zasolené pôdy sa nachádzajú v teplejších oblastiach, často s vyššou hladinou podzemnej vody, silne mineralizovanej. I keď predikovať ďalší vývoj týchto pôd nie je jednoduché (zistené trendy sú zatiaľ málo výrazné – určité narastanie mineralizácie podzemných vôd, prípadne i zvyšovanie ich hladín), určité zistené trendy môžu byť odrazom skôr globálnych klimatických zmien (nerovnomernosť rozloženia zrážok, zvyšovanie suchých období).

Kontaminácia pôd

Zemská kôra a teda aj pôdny kryt má určitý štandardný prirodzený obsah stopových prvkov, ktorý predstavuje najvšeobecnejšie hodnoty geochemického pozadia. Až zvýšené hodnoty nad týmto pozadím sa dajú považovať za anomálne a z hľadiska životného prostredia za rizikové. Tieto sa môžu vyskytovať v troch základných alternatívach:

- výskyt rizikových hodnôt prvkov (hlavne ťažkých kovov) v oblastiach tzv. pedogeochemických anomálií (oblasti zrudnenia, rudných žíl – prevažne horské oblasti)

- výskyt rizikových hodnôt prvkov spôsobených antropogénnou činnosťou (vplyvom priemyselnej činnosti, komunálnych odpadov, poľnohospodárskej činnosti a pod.)
- výskyt rizikových hodnôt prvkov v oblastiach zmiešaného vplyvu (kombináciou prvých dvoch skupín)

Je preto nevyhnutné v prvom rade poznať charakter a povahu kontaminácie a až potom môže nasledovať spôsob remediácie a využitia kontaminovanej plochy. Totiž od charakteru kontaminácie sa musia odvíjať následné postupy, či je výhodnejšie a ekonomickejšie pôdu remediovat' a akým spôsobom, alebo je výhodnejšie ju vyňať z poľnohospodárskeho využívania, a tým eliminovania kontaminantov do poľnohospodárskych plodín, a teda aj do potravinového reťazca. Závisí to hlavne od distribúcie ťažkých kovov v pôdnom profile, t.j. či rizikový obsah ťažkého kovu (kovov) je výrazný v celom pôdnom profile (najmä oblasť pedogeochemických anomálií), alebo len v povrchovej časti pôdy (prevažne antropogénne znečistenie). Najrizikovejšie z pohľadu kontaminácie sú oblasti zmiešaného vplyvu, kde boli zistené aj najvyššie hodnoty ťažkých kovov (hygienické limity B – C a nad C), kde treba už uvažovať so sanáciou pôd. Jedná sa však v tomto prípade prevažne o horské oblasti (lesné pôdy, extenzívne trávne porasty, menej orné pôdy).

Na základe našich doterajších pozorovaní v rámci monitoringu pôd SR nebol zatiaľ (od roku 1993) zistený signifikantný rozdiel v obsahu rizikových prvkov, a to ani v relatívne čistých oblastiach, ani v zaťažených regiónoch. Toto konštatovanie je významné hlavne v kontaminovaných oblastiach, pretože to znamená dlhodobé uchovávanie rizikových prvkov v pôdach (na rozdiel od niektorých ostatných zložiek životného prostredia ako je ovzdušie, voda a pod.). Inými slovami to znamená, že pôdu možno pomerne rýchlo kontaminovať, pričom nepriaznivé parametre si udržiava dlhú dobu.

Preto kontamináciu pôd nemožno odvodzovať od kontaminácie ovzdušia ako tomu bolo v minulosti, keď nebolo dostatok meraní v pôde, ale musí vychádzať z detailného prieskumu charakteru a rozsahu znečistenia pôd. Najmä v kontaminovaných regiónoch bude potrebné venovať aj v budúcnosti problematike kontaminácie a ozdravenia pôd zvýšenú pozornosť.

Vývoj prístupných živín

Vývoj obsahu prístupných živín – fosforu a draslíka je v našich pôdach odrazom úrovne hnojenia. Najmä tie pôdy, ktoré sa v minulosti intenzívne hnojili (orné pôdy), pri súčasnom výraznom poklese úrovne hnojenia zisťujeme pokles obsahu prístupného fosforu a draslíka v priemere o 10 – 30 %. Pôdy ako černozy a hnedozemy (produkčné

orné pôdy) si ešte aj v súčasnosti udržujú dobrý až vysoký obsah prístupných živín.

Nízky obsah prístupných živín bol zistený najmä na pôdach, ktoré sa aj v minulosti slabo, alebo prakticky nehnojili, zasolené pôdy, pôdy pod trvalými trávnyimi porastami s horšou dostupnosťou, ako aj pôdy horských oblastí (podzoly, rankre). Pôdy, ktoré v súčasnosti majú ešte dobrý až vysoký obsah prístupných živín, tento je odrazom ich starej zásoby. Ak by však tento trend mal takto ďalej postupovať, bude to jeden z faktorov zapríčinenia poklesu úrodnosti pôd.

Vývoj kvantitatívneho a kvalitatívneho zloženia humusu

Ďalšou dôležitou kľúčovou charakteristikou pôdnej úrodnosti je obsah humusu. Ovplyvňuje totiž mnohé biologické, chemické a fyzikálne vlastnosti pôdy. Preto je pozoruhodné, že prakticky na všetkých orných pôdach zisťujeme mierny úbytok pôdneho humusu.

Tento jav je odrazom nízkeho alebo žiadneho organického hnojenia v poslednom období. pretrvávajúci trend poklesu obsahu humusu v pôdach by mal vážne dôsledky na zníženie úrodnosti pôdy, ako aj jej ochranných funkcií.

Na základe nepriaznivého súčasného vývoja v obsahu a kvalite humusu ide o vážne zistenie, pretože pôdny humus zohráva značnú úlohu – zvyšuje úrodnosť pôd, zlepšuje mikrobiálnu činnosť, znižuje potenciálne riziko erózie, upravuje vlhový režim, zlepšuje fyzikálne vlastnosti a pod. Preto je nevyhnutné zabrániť súčasnému zisteniu trendu na orných pôdach pravidelným prísunom kvalitných organických hnojív, do osevných postupov zaraďovať plodiny, ktoré zanechávajú po sebe veľa organických pozberových zvyškov, strieďať plytkokoreniace plodiny s hlbokokoreniacimi v snahe zvýšiť prehumóznenie pôd. Treba tiež veľmi citlivo pristupovať k prehlbovaniu ornice, pretože sa k nej príberá menej humózna podorničná zemina, čím dochádza taktiež k úbytku pôdneho humusu.

Zhutňovanie pôd

Proces utlačania pôd závisí jednak od ich textúrneho zloženia, jednak od spôsobu využívania. Ťažké pôdy (s výrazným zastúpením ílu) patria už tradične k tzv. rizikovým pôdam v dôsledku ich vysokej náchylnosti na zhutňovanie, a to primárne, ako aj sekundárne. Vzhľadom na to, že stredne ťažké (hlinité) pôdy patria k našim najintenzívnejšie využívaným pôdam, sú aj ich fyzikálne vlastnosti intenzívne ovplyvňované činnosťou človeka v negatívnom, ako aj v pozitívnom zmysle. Zhutnenie u týchto pôd je spôsobené skoro výlučne činnosťou človeka až na výnimky, u ktorých je zhutnenie spôsobené aj prirodzenou cestou. Sú to tie pôdy, u ktorých

prebiehajú glejové a pseudoglejové procesy, prípadne vo svojom profile majú horizont obohatenia ílom, napr. luvizeme, hnedozeme. Pri týchto pôdach zisťujeme výraznejší trend zhutňovania, čo je spôsobené jednak textúrnou diferenciáciou (často výrazný obsah ílu už v podornici), jednak prejazdom ťažkých mechanizmov (sú prevažne využívané ako orné pôdy). Dôležité indikátory stavu uľahnutosti pôd, ako sú objemová hmotnosť a pórovitosť, vykazujú menej priaznivé hodnoty aj u ostatných pôdných typoch okrem rendzín a výrazne skeletnatých pôd. Znižovanie obsahu humusu a prejazd ťažkých mechanizmov najmä na orných pôdach ukazuje na nepriaznivý trend zhutňovania pôd aj v budúcnosti.

Zhutnenie pôdy obmedzuje rast koreňov, redukuje infiltráciu vody do pôdneho profilu a retenčnú kapacitu pôd. Obmedzuje prienik vzduchu do pôdy a výmenu pôdneho vzduchu, čím redukuje biologickú aktivitu pôd a znižuje pôdnu úrodnosť a prejavy ekologických funkcií pôdy. Môže tiež zvýšiť vodnú eróziu pôdy. Preto je dôležité minimalizovať zhutnenie pôdy o to viac, že na Slovensku máme do 200 tisíc ha reálne zhutnených poľnohospodárskych pôd.

Erózia pôd

Je známa rozdielna náchylnosť jednotlivých pôd na eróziu. Závisí predovšetkým od obsahu humusu, zrnitostného zloženia, svahovitosti, ale zvyšuje sa aj neodborným obhospodarovaním pôdy (orba po spádnicí, nesprávne oševné postupy a pod.). Erózia je veľmi vážny proces, pretože na rozdiel od niektorých predchádzajúcich procesov sa jedná o nezvratný, ireverzibilný proces, pričom dochádza k odnosu vrchnej úrodnej vrstvy pôdy, a tým trvalej strate pôdnej úrodnosti, ako aj ochranných funkcií pôdy. Ide o aktuálny proces, ktorý môže nadobudnúť značné rozmery najmä po privalových dažďoch, ktoré bývajú častejšie v poslednom období hlavne vplyvom klimatických oscilácií a nerovnomerného rozdelenia zrážok. Uvedená skutočnosť, ako aj trend znižovania obsahu humusu dáva predispozície pre aktuálnosť tohto procesu aj v budúcnosti.

V podmienkach Slovenska sa vyskytuje hlavne vodná a veterná erózia. Vodnou eróziou je na Slovensku potenciálne ohrozených 576 tisíc ha orných pôd (asi 38 %) a veternou eróziou je ohrozených 390 tisíc orných pôd (asi 25 %).

Erózia nie je iba poľnohospodárskym problémom, ale ovplyvňuje ďalšie zložky životného prostredia. V niektorých vyspelých krajinách si túto skutočnosť už dávnejšie uvedomili a zaviedli účinné protierózne opatrenia vo forme aplikovaných pôdoochranných technológií, ktoré sú založené na priamej sejbe plodín, či minimálnom obrábaní a aplikovaní mulčovacej medziplodiny.

Jeden z článkov 6. Environmentálneho Akčného Programu Komisie EÚ (článok 10) zo dňa 24.1.2001 hovorí o monitoringu a hodnotení jeho výsledkov, ako aj o ich implementácii do národných pôdných politík. Komplexnosť opatrení musí byť v spojitosti s udržateľným vývojom nielen pôd, ale aj krajiny.

ZMĚNY VE ZPŮSOBECH VYUŽÍVÁNÍ PŮDNÍHO FONDU PO ROCE 1990

Václav Mazín

*Okresní úřad Plzeň-jih, referát okresního pozemkového úřadu,
Slovanská alej 26, 317 05 Plzeň; E-mail: Vaclav.Mazin@oku-pj.cz*

Úvod a zaměření příspěvku

Cílem tohoto příspěvku není podrobná analýza, nebo dokonce souhrnné vyčíslení způsobů využívání půdy v České republice, ale pouze subjektivní pohled na některé trendy v této oblasti, ve srovnání se stavem před rokem 1990.

Způsoby využívání zemědělské půdy vycházejí nejen z hospodářské situace našeho národa, jeho geomorfologických podmínek, ale především z agrární politiky. Z toho, jak se společnost dívá na zemědělství a venkov. Z toho, jak kultura národa odráží vztah společnosti a jednotlivců k půdě jako podstatě státu, respektive území, na kterém je stát vymezen.

Další základní pravdou o půdě je to, že způsoby využívání půdního fondu přímo ovlivňují kvalitu půdního profilu. Buď je půda kultivací zvelebována, nebo neoprávněným způsobem využívání, nepřiměřenou intenzitou a špatnou agrotechnikou, ale v neposlední řadě špatnou organizací pozemků, degradována. Degradční procesy jsou pak bohužel nevratné.

Nad těmito ekonomickými a technickými parametry využívání půdního fondu je něco hmotně nedefinovatelného, tedy jakási půdní etika, nebo lépe řečeno vztah společnosti a jednotlivců k půdě. Před rokem 1990 byl tento vztah k půdě nepřírozně zjednodušen, protože soukromé vlastnictví a svobodné podnikání bylo státem potlačeno, čímž byl vztah natolik deformován, že se vymknul jakémukoliv objektivnímu vyhodnocení. V dnešní době, kdy přirozené atributy normální společnosti byly obnoveny, bylo možné očekávat racionální přístup ke způsobům využívání půdy, ale situace se stala poměrně nepřehlednou. V podmínkách úplného tržního hospodářství v České republice se stále více dostává do popředí problém nekontrolovaného působení nabídky a poptávky, ale hlavně arogantního vztahu k půdě ze strany některých skupin vlastníků půdy, podnikatelů, ale i politiků. Lze připomenout snahy některých politiků o zrušení zákona o ochraně zemědělského půdního fondu koncem roku 2001. I když se v tomto případě jednalo o možná dobře míněnou snahu zrušit plošnou ochranu půdy na úkor „svobodného“ rozvoje v území, tedy investiční výstavby, přesto je věc zarážející. Daleko hůře se dá vyhodnotit

vztah společnosti a jednotlivců k profilové ochraně půdy a vody. Tyto dvě složky přírodního prostředí spolu čím dále, tím více souvisí a bude nutné jim věnovat vyšší pozornost při hledání racionální ochrany a diferencovaným způsobům využívání těchto zdrojů.

Podobně nejasná je strategie ochrany půdy a agrární politika, respektive postavení zemědělství a venkova v národním hospodářství a koncepce využití území. Této situaci nepřispívá ani současný vývoj vztahu českého zemědělství k Evropské unii.

To vše je třeba mít na mysli, když chceme popsat vývoj půdního fondu a procesy degradace půdy v našem státě. Přitom je jasné, že půda v sounáležitosti s člověkem je zvláštní těžko definovatelný, živý, dynamický organismus. V další části příspěvku se proto zaměřím na některé aspekty vývoje půdního fondu po roce 1990 a vztahem způsobů využívání půdy k degradačním procesům v půdním profilu, ale i v hydrosféře.

Některé aspekty vývoje půdního fondu

Lze konstatovat, že po deseti letech obnovení vlastnických vztahů, restitucí a transformaci zemědělství k zásadním změnám ve způsobech využívání nedošlo. Stále převládá velkoplošný způsob využívání, který na mnohých místech a ve velké výměře neodpovídá stanovištním podmínkám a zemědělství jen málokde prošlo restrukturalizací, která by se pozitivně a dlouhodobě promítla v šetrném užívání půdy. Půda zůstává nadále Popelkou, se kterou se málokde počítá při ekonomických úvahách podnikatelů v zemědělství, natož při úvahách o ochraně tohoto přírodního zdroje z hlediska veřejného zájmu. Bohužel ani územní plánování nezměnilo přístup k vyhodnocení stavu půdy a na půdu se nahlíží především jako na potenciální stavební pozemek. To jsou m.j. důvody, proč má zemědělská půda velmi nízkou cenu, jsou tím pádem nízké odvody za její zábor, a do dnešní doby nebyla provedena úprava daně z této zvláštní nemovitosti.

Podobně nevhodný stav je ve výkonu státní správy na úseku ochrany zemědělského půdního fondu, když výkonná složka byla delimitována z okrasních úřadů v roce 1991 na obce pověřené přenesenou působností a od roku 2003 bude přenesena zcela na samosprávu malých obcí III. typu, včetně krajské úrovně. V současnosti je výkon této agendy v defenzívě, neprovádí státní dozor nad způsoby využívání půdy a těžko se prosazuje při projednávání územních plánů obcí.

Pokud pomineme problematiku záborů zemědělské půdy a budeme se věnovat způsobům jejího využívání, pak je třeba jasně říci, že největší vliv na proces degradace má intenzivní polaření ve stanovištně nevhodných podmínkách. Tato kardinální otázka profilové ochrany zemědělských půd a

kvalitativní, ale i kvantitativní ochrany vody úzce souvisí s restrukturalizací zemědělství, dotační politikou státu a zároveň se strategií udržitelného rozvoje území a celého životního prostředí lidí.

Podle údajů Statistické ročenky půdního fondu ČR klesla výměra orné půdy od roku 1990 o 143 852 ha, ale v tomto čísle jsou zahrnuty i zábory půd na řadu plošně náročných staveb v blízkosti větších měst. Lepší obraz o vývoji půdního fondu lze odvodit od údaje o vývoji trvalých travních porostů (TTP), kde došlo po roce 1990 k jejich nárůstům, ale pouze na stav roku 1976-1980, kdy ale probíhalo plošné rozorání těchto přirozených luk a pastvin. Tedy k žádnému výraznějšímu zlepšení nedošlo. Dále je třeba mít na zřeteli, že úhrnné hodnoty vykazující nárůst TTP neříkají nic o tom, jaké pozemky byly zatravněny, tedy zda došlo k zatravnění citlivých a zranitelných půd, které jsou nejvíce ohroženy a dosud se stále využívají k intenzivnímu polaření. Nárůst TTP za rok 2001 v ČR činil 4 812 ha a lesních pozemků 1 628 ha při úbytku orné půdy 7 205 ha. I když se jedná o malé plochy, můžeme být uspokojeni, že alespoň trend se po roce 1990 obrátil ve prospěch zatravňování. Každému je zřejmé, že změna nastala ani ne tak změnou myšlení zemědělců nebo působením dozorové činnosti orgánu ochrany půdy, jakož dotační politikou státu, a to jak přímou podporou pastvy, tak podporou protierozních opatření, či pozemkovými úpravami.

Rozhodující otázky v ochraně půdy

Pro skutečné, opravdové změny využívání nevhodně zorněných půd a nesprávně zorganizovaného půdního fondu je rozhodující zaměřit se na nejvíce ohrožené půdy, které jsou nejvíce zranitelné a probíhají u nich progresivní procesy degradace. Tady již globální údaje statistické ročenky nepomohou, ale je nutné vyhodnotit situaci podle bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ). Podle údajů databáze VÚMOP Praha o trvalých travních porostech v roce 1980 bylo zatravněno pouze 26,9 % zranitelných půd. Další údaj z databáze BPEJ říká, že od roku 1980 do roku 1998 se podíl TTP zvýšil o 2 %. K zatravnění došlo pravděpodobně především v horských a podhorských oblastech a ojediněle i v pahorkatinách.

V roce 1995 byl v odborném tisku zveřejněn přehled BPEJ, který by charakterizoval zranitelné půdy. Zranitelné půdy byly rozděleny do těchto skupin:

- půdy mělké a půdy s větší propustností, lehké půdy a půdy s nevyvinutým profilem,
- půdy svažité (7 – 12 °) s vysokým faktorem erodovatelnosti, a půdy nad svah 12 °,

- půdy hydromorfní, zamokřené rašeliništní a zrašelinělé.

Tyto tři skupiny půd byly vytipovány hlavně z pohledu integrované ochrany půdy a vody. Abychom si udělali celkový obraz o skutečném stavu půdy v ČR z hlediska racionálního využívání půdy, bylo by nutné spojit informační vrstvu BPEJ s ortofotomapou bloků pozemků, kterou má MZe ČR již k dispozici. Při překrytí těchto vrstev by pak byly identifikovány pozemky, lokality nebo prostě místa zranitelné půdy, kde konkrétně dochází k silné degradaci. Trochu stranou však zůstávají nejúrodnější půdy ČR se zvláštní ochranou typu černozemních a hnědozemních půd na spraších v rovinatých územích, kde dochází vlivem eroze k odnosu metrových vrstev nejúrodnějších částic. Podobně je zvláštní fenomén ladem ležící půdy některých příhraničních okresů, kde je nedobrovolně uvedena půda, včetně zranitelných míst, do klidu a dochází k postupné sukcesi těchto zemědělských půd směrem k lesním společenstvím. Tisíciletá kultivace těchto půd tak je za několik let promarněna. Podobně probíhají i změny v půdním profilu, především změny hydromorfismu, které jsou možná pozitivní pro udržení vody v krajině, méně však pro zachování nejhroženějších typů ekosystémů přirozených luk. .

Další údaj databáze BPEJ VÚMOP Praha ilustruje jak složité je situaci objektivně vyhodnotit, když mělké, propustné půdy, náchylné na erozi, přiorávání skeletu, vysoušení, ale hlavně kontaminaci spodních vod živinami, jsou zatravněny pouze z 29,3 %. Dále je zarážející, že i takové půdy jako nevyvinuté, jsou pouze z 71,4 % zatravněné a propustnější či propustné půdy jsou zatravněny pouze ze 4 %. Podobně skeletovité půdy (25-50 % skeletu) jsou zatravněny z 8,4 %. Tyto globální údaje z roku 2000 jsou rozhodující při úvahách o vývoji půdního fondu a jeho ochraně.

Otázka diferencované ochrany půdy a vody je tedy nikoli pouze plošné zatravňování orné půdy v rámci dotace na pastvu, ale diferencované, cíleně zaměřené zatravnění těchto nejcitlivějších a nejvíce zranitelných míst. K tomuto selektivnímu vymezení a zatravnění půd či realizaci protierozních opatření však je třeba nejen stimulace dotacemi na lučně pastevní hospodaření, ale i větší dotace na provádění pozemkových úprav a jejich strategické programování pro potřeby diferencované ochrany půdy a vody. Realizací byť dobře míněných projektů ochrany půdy a multifunkčního využívání krajiny totiž brání nevyjasněné majetkoprávní poměry a vlastnická podoba pozemků, která je na úrovni roku 1948. Také potřeba jednoduchých, praktických metodických pomůcek pro vymezení zranitelných míst by pomohla lepšímu, efektivnějšímu využití všech dotačních a akčních programů, včetně probíhajícího vymezení zranitelných oblastí dle vodního zákona. Dotační politika pro účelové financování pozemkových úprav však má spíše sestupné trendy a stále se orientuje především na dokončení nebo rekonstrukce nedokončených

přídělových řízení a schvalovacích řízení z padesátých let, kdy jde především o zavedení pořádku do katastru nemovitostí a dokončení restitucí.

Určité řešení by přineslo diferencované přidělování dotací pro TTP podle jednotlivých BPEJ, které jsou charakterizovány jako zranitelné. Kontrolní mechanismus na tento způsob přidělování podpory by byl od listopadu 2002 vytvořen v podobě systému ortofotomap uživatelských bloků 1 : 7 500 IACS MZe ČR a jednotné databáze BPEJ – VÚMOP Praha MZe ČR. Podobně by tyto informační systémy mohly být využity při zavádění akčních programů zranitelných a citlivých oblastí (nitrátové směrnice), které jsou v současnosti zpracovávány. Určité úsilí však bude nutné ještě věnovat propojení těchto informačních systémů na katastr nemovitostí.

Závěr

Jak bylo uvedeno, tento příspěvek či úvaha měl za cíl naznačit, na základě subjektivního pohledu úředníka, některé z možností usměrnění vývoje půdního fondu a nové, moderní ochrany zemědělské půdy, jak profilové, tak plošné.

Jde totiž především o to, v rámci volného tržního prostředí a svobodného podnikání ovlivnit pozitivně způsoby diferencovaného využívání půdy jako veřejného zájmu. Jeví se, že po deseti letech jsou vytvořeny, jak podpůrné programy, tak informační systémy a kontrolní mechanismy. Jde jen o to, jak tyto podmínky budou využity celou společností, jak bude agrární politika nasměrována a kolik bude společnost ochotna vynaložit prostředků na ochranu přírodního bohatství a nenahraditelných zdrojů pro rozvoj území. Tyto investice mají dlouhodobý efekt, a to nejen ve stavu půdy, vody a krajiny, ale i stavu mysli lidí, etice hospodaření a kulturní úrovně celého národa.

II.

KONTAMINACE PŮDY

KONTAMINACE PŮDY RIZIKOVÝMI PRVKY: NĚKTERÉ PROBLÉMY A JEJICH MOŽNÁ ŘEŠENÍ

Luboš Borůvka

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

Kontaminace půdy představuje přítomnost určitých látek, které se v půdě nenacházejí přirozeně a obvykle mají potenciálně nežádoucí účinky, popřípadě i látek přirozeně se vyskytujících, které jsou toxické (Sheppard et al., 1992). Rizikové prvky se v půdě vyskytují přirozeně v důsledku jejich uvolňování zvětráváním matečných hornin (Jones a Jarvis, 1981). Důsledkem lidské činnosti ale může dojít ke zvýšení půdních obsahů nad přijatelnou úroveň. Na rozdíl od organických cizorodých látek se rizikové prvky nemohou v půdě rozkládat, může pouze docházet ke změně formy jejich výskytu, případně k odběru organismy nebo vymytí z půdy.

Kontaminace půdy rizikovými prvky nepředstavuje na úrovni celé České republiky příliš závažný problém, jak vyplývá z monitoringu zemědělských půd (Sánka et al., 2002). Přesto existují plochy, kde je obsah rizikových prvků výrazně zvýšen oproti běžným pozadíovým hodnotám, případně i oproti hodnotám limitním. Takovéto plochy je třeba sledovat z hlediska původu zvýšených obsahů rizikových prvků, jejich mobility a možného vyplavení do podzemní vody a nebezpečí jejich vstupu do rostlin a následně do potravního řetězce. Tento příspěvek se zabývá některými problémy v indikaci znečištění, určení zdrojů znečištění a posouzení nebezpečnosti zvýšených obsahů rizikových prvků v půdě a diskutuje některé přístupy k řešení těchto otázek.

Indikace znečištění

Chemické analýzy

Za půdu kontaminovanou rizikovými prvky lze považovat tu, kde obsahy těchto prvků překročily určitou mez. Prvním problémem je ale stanovení kritérií. V ČR platí pro zemědělské půdy v současné době vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb. s uvedením nejvyšších přípustných koncentrací jednotlivých prvků stanovených ve výluhu 2M HNO₃ a jejich obsahů zjištěných po rozkladu lučavkou královskou. Limity jsou rozlišeny podle půdních druhů: přísnější kritéria jsou stanovena pro lehké půdy než pro půdy ostatní. Toto rozlišení je poměrně hrubé, nebere v úvahu například vliv půdního typu. Navrhované systémy diferencovaných limitů kontaminace podle skupin půd (např. Podlešáková et al., 1996) ale nebyly

dosud oficiálně přijaty. Ve světě se také častěji uplatňují vícestupňová kritéria, např. svrchní hranice pozadí, mez kontaminace, mez intoxikace (Podlešáková a Němeček, 1996).

Pro posouzení míry znečištění je tedy třeba analyzovat půdní vzorky předepsanými metodami a zjištěné výsledky porovnat se stanovenými limity. Pro vyhledání kontaminovaných ploch, pokud nemáme jiné zdroje údajů například o úniku škodlivých látek na konkrétním území apod., je v tomto případě nutné provést rozsáhlý monitoring. Existují ale i jiné, rychlejší, orientační metody pro vytipování znečištěných území. Podrobný odběr a chemická analýza se pak může omezit jen na takto vytipovaná menší území.

Rostlinné indikátory

Jednou z možností jsou různé rostlinné indikátory, druhy tolerantní ke zvýšeným koncentracím rizikových prvků v půdě, které se na kontaminovaných plochách vyskytují ve větším zastoupení. Jedná se zejména o některé druhy z čeledí silenkovité a brukvovité (Kabata-Pendias a Pendias, 1992). Samotný výskyt určitých druhů, popřípadě druhové složení porostu mohou poměrně spolehlivě indikovat znečištění.

Půdní magnetismus

Jinou možnost nabízí použití magnetometrických metod pro detekci některých rizikových prvků, zejména těžkých kovů (Petrovský et al., 2000). Magnetické částice mají s těžkými kovy společné zdroje (spalování fosilních paliv, emise průmyslu) i následný možný vstup do půdy. Se zvyšující se koncentrací magnetických částic v půdě, potažmo se zvyšujícím se znečištěním, roste tzv. magnetická susceptibilita. Její měření je rychlé, nedestruktivní a umožňuje sběr velkého objemu dat. Jeho nevýhodou je, že není specifické, tzn. neurčí, které prvky se v půdě nacházejí ve zvýšené koncentraci. Magnetické měření je proto vhodné použít jako předběžnou metodu mapování znečištěných oblastí pro vytipování nejrizikovějších lokalit, ve kterých je poté třeba stanovit koncentrace těžkých kovů běžnými chemickými metodami. Těsnější korelace mezi obsahy těžkých kovů se nacházejí obvykle na půdách kontaminovaných atmosférickým spadem např. v okolí elektráren, než v případě znečištění kontaminovanou vodou u fluvizemí (Petrovský et al., 2000, 2001).

Určení zdrojů znečištění

Zdroje rizikových prvků

Rizikové prvky lze podle původu rozdělit na litogenní či geogenní, tj. získané přímo z litosféry (matečného materiálu), a antropogenní, tj. ty, které byly uloženy do půd jako důsledek lidské činnosti. Kabata-Pendias a Pendias (1992) rozlišují ještě skupinu pedogenních rizikových prvků, které jsou sice litogenního nebo antropogenního původu, ale jejich rozložení v půdních horizontech a částicích je změněno v důsledku minerální přeměny a jiných půdotvorných procesů. Podle plošného rozložení lze antropogenní znečištění půdy rozdělit na bodové a rozptýlené či difusní. V prvním případě je způsobeno bodovými zdroji, jakými jsou hutní závody, elektrárny apod. Ve druhém případě se může jednat např. o zvýšený obsah některých prvků v důsledku dlouhodobého nevhodného hnojení, o aplikaci čistírenských kalů apod. Zvláštní skupinu představují fluvizemě, které patří obecně k nejvíce znečištěným půdám (Němeček et al., 1995). Zde konkrétní zdroj znečištění nemusí být znám nebo je na příslušném toku rozmístěno zdrojů více.

Rozlišení původu rizikových prvků v půdě je obtížné, protože se zpravidla oba druhy vstupů, antropogenní a litogenní, kombinují. K tomuto rozlišení se používá celá řada přístupů (Němeček et al., 1996).

Profilová distribuce

Rozložení rizikových prvků v půdním profilu je prvním ukazatelem převažujícího původu prvků: zatímco obsahy prvků litogenního původu zpravidla stoupají směrem do hloubky, protože ve svrchních horizontech mohlo dojít k jejich naředění, odběru rostlinami nebo vymytí, obsahy prvků antropogenního původu jsou obvykle naopak nejvyšší právě ve svrchním horizontu (Borůvka et al., 1996, Vácha et al., 2002). Neplatí to však všeobecně, neboť u prvků antropogenního původu mohlo dojít k vymytí mobilních forem do hlubších vrstev.

Mobilita a speciace

Další možností je posouzení mobility rizikových prvků, neboť původ prvků ovlivňuje zastoupení jednotlivých forem, ve kterých se vyskytují, čímž ovlivňuje i jejich mobilitu. Förstner (1987) porovnává mobilitu rizikových prvků v antropogenně kontaminovaných systémech s přirozenými a uvádí tyto rozdíly:

1. Vazby vstupujících polutantů na částice jsou v kontaminovaných půdách obecně méně stabilní než vazby v litogenních pevných substrátech;

2. Interakce mezi roztokem a pevnými fázemi má v kontaminovaných systémech obvykle tendenci tvořit labilnější spojení než v systémech přirozených;
3. V důsledku slabších vazeb polutantů v kontaminovaných systémech je zde účinnější remobilizace chemickými činidly.

Podíl mobilních či mobilizovatelných forem rizikových prvků tedy může posloužit pro odlišení antropogenní kontaminace od přirozeně zvýšených obsahů (Podlešáková et al., 2001, Vácha et al., 2002). Používá se celá řada speciálních postupů a extrakčních činidel pro oddělení jednotlivých forem rizikových prvků.

Pedometrické metody

V rozlišení původu rizikových prvků mohou posloužit i statistické metody. Faktorová analýza například umožnila v souboru půdních vzorků z horských oblastí severních a východních Čech odlišit kontaminující a nekontaminující prvky a současně vyčlenit lokality silněji zasažené atmosférickým spadem a lokality relativně čisté, a dále naznačila přítomnost geochemických anomálií s přirozeně zvýšeným obsahem nekontaminujících prvků (Borůvka a Vacek, 1998). Lze využít i geostatistické metody, které pomohou identifikovat zdroje znečištění (např. Einax a Soldt, 1998). Goovaerts a Webster (1994) na základě prostorových struktur obsahu mědi a kobaltu ve svrchní vrstvě půdy potvrdili podstatný vliv složení mateční horniny, v lokálním měřítku se pak projevil i vliv obdělávání půdy.

Žádný z uvedených způsobů ale není naprosto ideální a spolehlivý sám o sobě. Pro co možná nejspolehlivější odlišení zdrojů kontaminace je vhodné jednotlivé přístupy kombinovat a doplnit je navíc údaji z geologických map a geochemických atlasů, popřípadě dalšími zdroji informací.

Hodnocení nebezpečnosti znečištění

Úroveň znečištění

Úroveň znečištění lze posuzovat srovnáním s běžnými pozadovými hodnotami či stávajícími limity. Pomineme-li již zmíněnou otázku stanovení ekologicky odpovídajících limitů, zůstává stále problémem, že celkový obsah potenciálně rizikových prvků, případně obsah extrahovatelný kyselinou dusičnou, nepostačuje pro posouzení jejich nebezpečnosti, neboť chování těchto prvků je řízeno druhem a původem prvků, jak bylo zmíněno výše, i půdními faktory, zejména půdní reakcí, obsahem a kvalitou organické hmoty, oxidačně redukčními podmínkami

atd. Celkové obsahy mohou být spíše vodítkem při hledání znečištěných oblastí, kterými je potom třeba se podrobněji zabývat.

Speciační analýzy

Speciace jednotlivých forem rizikových prvků, čili zjištění obsahu zejména mobilních a mobilizovatelných forem, představuje vhodný a relativně jednoduchý nástroj pro odhad potenciální mobility těchto prvků a jejich přístupnosti pro organismy, a tedy jejich nebezpečnosti. Existuje celá řada činidel a postupů, které lze použít (Valla et al., 2000). Problémem ale zůstává, do jaké míry tyto chemické postupy odrážejí skutečnou mobilitu prvků a jejich přijatelnost pro rostliny.

Odběr rostlinami

Skutečnou přijatelnost rizikových prvků v půdě lze zjistit pouze zjištěním jejich koncentrace v rostlinách, ať již přirozeně rostoucích na daných stanovištích (Borůvka et al., 1997), nebo v modelových nádobových pokusech (Němeček et al., 2001, Podlešáková a Němeček, 2001). Příjem rostlinami je ovlivněn nejen obsahem v půdě a půdními vlastnostmi, ale i samotným prvkem a jeho mobilitou v systému půda – rostlina. Zatímco například Cd a Zn jsou poměrně snadno pohyblivé, Pb je přijímáno z půdy málo a jeho značná část je poté navíc zadržována v kořenech.

V případě nádobových pokusů je třeba se vyvarovat zkreslených výsledků způsobených umělou kontaminací půdy, např. dodáním rozpustných solí daného prvku. Takto dodané prvky jsou obvykle mnohem snadněji pohyblivé a přijatelné než prvky již zabudované v půdě.

Mikrobiologické testy

Míru škodlivosti znečištění půdy rizikovými prvky lze posuzovat rovněž pomocí některých mikrobiologických testů. V práci Šmejkalové et al. (2001) se zvýšené znečištění těžkými kovy odrazilo nejvíce na počtu oligotrofních a sporulujících bakterií, na poměru uhlíku biomasy k celkovému oxidovatelnému uhlíku, a z enzymatických aktivit zejména na aktivitě dehydrogenázy. Mikrobiologické testy jsou velmi citlivé, jejich nevýhodou je ale nespecifičnost, nelze tedy podle nich jednoznačně určit, který prvek působí nejvýrazněji. Z tohoto důvodu by měly být vždy doplněny i chemickými analýzami.

Vulnerabilita půdy vůči kontaminaci

Vulnerabilita čili zranitelnost půdy vyjadřuje schopnost dané půdy vyrovnávat se s případným znečištěním. Je stanovena na základě vlastností jednotlivých půd (půdních typů) s využitím výsledků nádobových pokusů a

představuje komplexní informaci pro odhad chování příslušného rizikového prvku v dané půdě. Mapy vulnerability půd vůči jednotlivým prvkům nebo jejich skupinám tak představují vhodný nástroj pro posouzení nebezpečí plynoucích z případné kontaminace (Němeček a Kozák, 1997).

Řešení kontaminovaných ploch

Jak je patrné z předchozího textu, představuje hodnocení kontaminace půdy potenciálně rizikovými prvky celý soubor problémů, jež je třeba řešit, a k tomu existuje řada přístupů a metod. Teprve na základě zjištěné kontaminace půdy, určení jejích zdrojů a posouzení její nebezpečnosti je ale možné přijmout odpovídající opatření, například zahájit remediaci. O ní blíže pojednává Vácha (2003).

Citace

- Borůvka, L., Huan-Wei, Ch., Kozák, J., Křišťoufková, S. (1996): Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. *Rostl. Výr.* 42: 543-550.
- Borůvka, L., Křišťoufková, S., Kozák, J. (1997): Heavy metal accumulation in plants grown in heavily polluted soils. *Folia Microbiol.* 42: 524-526.
- Borůvka, L., Vacek, O. (1998): Exploitation of factor analysis for the determination of origin of potentially risk elements in soils of selected mountainous regions. In *Pedologické dny 1998, sborník referátů. Česká pedologická společnost, Praha*: 27-32.
- Einax, J.W., Soldt, U. (1998): Multivariate geostatistical analysis of soil contaminations. *Fresenius J. Anal. Chem.* 361: 10-14.
- Förstner, U. (1987): Metal speciation in solid wastes - factors affecting mobility. In Landner, L. (ed.): *Speciation of Metals in Water, Sediment and Soil Systems*. Springer, Berlin: 13-41.
- Goovaerts, P., Webster, R. (1994): Scale-dependent correlation between topsoil copper and cobalt concentrations in Scotland. *Europ. J. Soil Sci.* 45: 79-95.
- Jones, L.H.P., Jarvis, S.C. (1981): The fate of heavy metals. In Greenland, D.J., Hayes, M.H.B. (eds.): *The Chemistry of Soil Processes*. John Wiley and Sons, Ltd., New York: 593-620.
- Kabata-Pendias, A., Pendias, H. (1992): *Trace Elements in Soils and Plants*. 2nd edition. CRC Press. Boca Raton: 1-45.
- Němeček, J., Kozák, J. (1997): Status of soil maps, information about human-induced land degradation and approaches to soil vulnerability assessment in the Czech Republic. Implementation of a Soil Degradation and Vulnerability Database for Central and Eastern Europe (SOVEUR Workshop), Wageningen: 35-38.
- Němeček, J., Podlešáková, E., Pastuszková, M. (1995): Pozadové obsahy potenciálně rizikových prvků v půdách ČR (obsahy v extraktu 2M HNO₃). *Rostl. Výr.* 41: 25-29.
- Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R. (1996): Geochemické a antropogenní zatížení půd. *Rostl. Výr.* 42: 535-541.

- Němeček, J., Podlešáková, E., Vácha, R. (2001): Prediction of the transfer of trace elements from soils into plants. *Rostl. Výr.* 47: 425-432.
- Petrovský, E., Kapička, A., Jordanová, L., Borůvka, L. (2001): Magnetic properties of alluvial soils contaminated with lead, zinc and cadmium. *J. Appl. Geophys.* 48: 127-136.
- Petrovský, E., Kapička, A., Jordanová, L., Knab, M., Hoffmann (2000): Low-field magnetic susceptibility: a proxy method of estimating increased pollution of different environmental systems. *Environ. Geol.* 39: 312-318.
- Podlešáková, E., Němeček, J. (2001): Impact of soil factors on the transfer of trace elements into plants. *Rostl. Výr.* 47: 104-110.
- Podlešáková, E., Němeček, J. (1996): Kritéria kontaminace a intoxikace půd. *Rostl. Výr.* 42: 357-364.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Hálová, G. (1996): Návrh limitů kontaminace půd potenciálně rizikovými stopovými prvky pro ČR. *Rostl. Výr.* 42: 119-125.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (2001): Mobility and bioavailability of trace elements in soils. In: Iskandar, I. K., Kirkham, M. B. (eds.): *Trace Elements in Soil: Bioavailability, Flux, and Transfer*. CRC Press, Boca Raton: 21 – 42.
- Sánka, M., Havlíková, Š., Němec, P., Malý, S., Chvátal, V. (2002): Kontrola a monitoring cizorodých látek v zemědělské půdě a vstupech do půdy. Zpráva za rok 2001. ÚKZÚZ Brno, 31 s.
- Sheppard, S.C., Gaudet, C., Sheppard, M.I., Cureton, P.M., Wong, M.P. (1992): The development of assessment and remediation guidelines for contaminated soils, a review of the science. *Can. J. Soil Sci.* 72: 359-394.
- Šmejkalová, M., Mikanová, O., Borůvka, L. (2001): Vliv kontaminace půdy v nivě řeky Litavky na složení a aktivitu půdní mikroflóry. In: Rejšek, K., Houška, J. (eds): *Pedologické dny 2001*. MZLU, Brno: 140-144.
- Vácha, R., Němeček, J., Podlešáková, E., (2002): Significant aspects of geochemical and anthropogenic soil loads by potentially risk elements. *Rostl. Výr.* 48: 336-342.
- Vácha, R. (2003): Použití remediačních opatření na zemědělských půdách. In: Borůvka, L. (ed.): *Pedologické dny 2002. Sborník příspěvků*. Česká zemědělská univerzita, Praha.
- Valla, M., Kozák, J., Němeček, J., Matula, S., Borůvka, L., Drábek, O. (2000): *Pedologické praktikum. Skriptum ČZU Praha*: 148s.

KONTAMINACE PŮD ČESKÉ REPUBLIKY DDT A JEHO METABOLITY

Šárka Havlíková^a, Pavla Tieffová^b

^a Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno, Odbor agrochemie, půdy a výživy rostlin, Hroznová 2, 656 00 Brno; E-mail: sarka.havlikova@zeus.cz

^b Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský Brno, Laboratorní odbor, Hroznová 2, 656 06 Brno; E-mail: pavla.tieffova@zeus.cz

Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský provádí v rámci Bazálního monitoringu půd od roku 1992 sledování vybraných půdních vlastností. Kromě jiného jsou na vybraných plochách sledovány organické látky – PCB, PAH, organochlorové pesticidy. Z hlediska nálezů patří k nejvýznamnějším látky skupiny DDT.

DDT patří do skupiny látek zkráceně označovaných POPs (Persistent Organic Pollutants), jež projevují výraznou tendenci k dálkovému atmosférickému přenosu a depozici.

DDT a jeho deriváty jsou prakticky nerozpustné ve vodě, zato se však velmi dobře rozpouštějí v tucích, s čímž souvisí jejich značný potenciál kumulovat se v tukových tkáních živých organismů. Ze směsi izomerů je biologicky aktivní p, p'-DDT. DDT je klasifikováno jako potenciální lidský karcinogen.

Materiál a metody

Vzorkování půd

Půdní vzorky pro stanovení DDT a jeho metabolitů jsou odebírány jednou ročně, vždy po sklizni zemědělské plodiny, na 40 plochách Bazálního monitoringu půd. DDT a jeho metabolity jsou stanovovány také v pěti půdních vzorcích z chráněných území.

Každá plocha je v terénu definována zeměpisnými souřadnicemi; její rozměry jsou 40x25 m (1000m²). Hloubka odběru pro ornici činí maximálně 30 cm, odebírá se dle mocnosti ornice; hloubka odběru pro podornici je 30-60 cm. Hloubka odběrů vzorků nenarušených půd v chráněných oblastech koresponduje s diagnostickými horizonty.

Okamžitě po odběru jsou vzorky zmrazeny a odeslány do laboratoře.

Princip stanovení DDT

Organochlorové látky se ze vzorku extrahují do směsi hexan-aceton. Extrakt s přídavkem vnitřního standardu se přečistí na sloupci silikagelového sorbentu a dočistí přídavkem elementární mědi a zanalyzuje

se metodou GC/MS v SIM režimu měření. Obsah všech látek ze skupiny DDT se vyhodnotí z výšek vybraných charakteristických iontů. K identifikaci a kvantitativnímu vyhodnocení stanovovaných látek se použije kombinace vnitřního a vnějšího standardu. Mez stanovení pro jednotlivé stanovované složky byla 1 µg/kg sušiny vzorku, tj. LOQ = 1 ppb.

Výsledky

Tab. 1. Základní statistické charakteristiky obsahů DDT a jeho metabolitů ve vzorcích ornice z pozorovacích ploch BMP a svrchního horizontu monitorovacích ploch v chráněných územích v roce 2001

[µg/kg]	Bazální monitoring půd			Chráněná území		
	DDT	DDE	DDD	DDT	DDE	DDD
Průměr	63,3	47,5	6,4	10,9	7,1	1,3
Medián	16,6	12,3	1,8	4,5	2,2	1,0
Min	1,9	3,5	1,0	1,0	1,0	1,0
Max	516	600	52,1	28,6	19,2	2,6
Počet vz.	36	36	36	5	5	5

Průměrná hodnota obsahů jednotlivých látek je značně ovlivněna několika extrémními hodnotami, medián obsahu DDT v horní vrstvě orných půd je 16,6 µg/kg. Vezmeme-li v úvahu, že vyhláškou (13/1994 Sb.) stanovený limit pro organické chlorované pesticidy (jednotlivé) je 0,01 mg/kg, je zarážející, že ani hodnota mediánu nevyhovuje tomuto limitu. Z 36 analyzovaných vzorků 22 překračuje stanovený limit, a to pouze pro samotné DDT.

Závěr

DDT se nachází téměř na všech sledovaných lokalitách, včetně CHKO, což potvrzuje migrační princip šíření POPs v ekosystému. Projevuje se zřetelný časový nárůst DDE (hlavní metabolit) na úkor DDT. Používání přípravků na bázi DDT bylo u nás zakázáno již v roce 1974, naše výsledky tak neodpovídají domněnce mnoha autorů, předpokládajících poločas rozpadu DDT v půdě 2-15 let.

Pro statistické vyhodnocení vývoje a trendu rozkladu DDT v půdě je třeba nashromáždit více dat pořízených stejným analytickým způsobem v jedné laboratoři a za delší časové období.

DATAÁZE OBSAHU VYBRANÝCH TĚŽKÝCH KOVŮ A STOPOVÝCH PRVKŮ V LESNÍCH PŮDÁCH

Vilém V. Podrázský, Jaroslav Karas

*Katedra pěstování lesů lesnické fakulty ČZU v Praze, Kamýcká 129,
165 21 Praha 6 Suchbøl, ČR; E-mail: podrazsky@lf.czu.cz jaroslav.karas@seznam.cz*

Zatížení životního prostředí České republiky je uvažováno jako jedno z nejvyšších v Evropě i ve světovém měřítku. Kromě klasických antropogenních polutantů, sledovaných v lesnictví (oxidy síry, dusíku, ozón) se v některých případech studuje i dynamika těžkých kovů. Obsah vybraných prvků slouží tedy jako významný indikátor antropogenní zátěže. Na druhé straně se změny v biosféře projevují vznikem deficitu některých mikrobioelementů. Determinace obsahu těžkých kovů a stopových prvků v jednotlivých ekosystémových složkách pak představuje významnou část ekologických studií, bohužel málo sledovanou a především vhodným způsobem interpretovanou. Vybavení laboratoře Ústavu aplikované ekologie LF ČZU v Praze umožňuje za mimořádně výhodných podmínek provádět analýzy některých prvků těchto skupin. Cílem předkládaného příspěvku je proto seznámit specialisty zabývající se dynamikou vybraných elementů v ekosystémech s disponibilními soubory dat a formou vzájemné spolupráce nabídnout možnost jejich odpovídajícího vyhodnocení pro ekosystémové studie.

Materiál, metody a výsledky

Materiál k analýzám je k dispozici díky studiím, sledujícím otázku dynamiky humusových forem, půdního chemismu a cyklů makroelementů. Vzorky jsou archivovány a ve vybraných případech analyzovány i z hlediska obsahu vybraných těžkých kovů a stopových prvků. Technické vybavení laboratoří v Kostelci nad Černými lesy umožňuje analýzy řady významných elementů standardními laboratorními metodami (celkový obsah, AAS).

U vzorků holorganických i minerálních půdních horizontů je sledován obsah : Fe, Zn, Pb, Cr, Co, Cd, As.

Odběr půdních vzorků sleduje významné aspekty dynamiky půd v rámci lesních ekosystémů a jejich antropogenního ovlivnění, ale i významných změn přírodního charakteru a managementových (lesopěstebních) opatření. Místa jednotlivých odběrů proto tvoří výrazné regionální i lokální gradienty, využitelné i pro další studie. K nejvýznamnějším patří:

- Síť 35 trvalých výzkumných ploch (TVP) v oblasti Krkonoš, postihujících celý region z hlediska geografického, hlediska vegetační stupňovitosti, půdních typů a dřevinné složky lesních ekosystémů. Analýzy pedochemických vlastností byly provedeny v letech 1980-83, 1993, 1998, další jsou plánovány na rok 2003, analýzy obsahu dalších elementů pak v r. 1998.
- Síť 20 TVP v oblasti Jizerských hor, dokumentující účinnost provozního vápnění v celém regionu. Zahrnuje TVP vápněné a nevápněné, různé půdní (lesní) typy a druh přípravy stanoviště. Odběry byly provedeny v letech 1986, 1991, 1999.
- Síť TVP na Šumavě, postihující vegetační stupňovitost v oblasti hory Plechý a potom rozpad porostů v oblasti Modravy.
- Síť TVP v chráněných územích, dokládající stav půd při změnách managementu (pěstební zásahy, chemická meliorace, změna druhové skladby). Ke studovaným územím patří zejména: oblast Krušných hor, CHKO Žďárské vrchy, Žákova hora, Český kras, Voděradské bučiny, CHKO Orlické hory, CHKO Jizerské hory.

Závěr

K dispozici je značné množství vzorků z území celé České republiky. Místa odběru vytvářejí regionální i lokální gradienty, postihující rozdíly v expozici antropogennímu působení, v typu zatížení, ale i jednotlivá opatření managementového charakteru.

Výsledky analýz, ale i archivované vzorky, jsou k dispozici specialistům, kteří mají zájem o jejich další analýzy a vyhodnocování. Odborná činnost pracoviště, tj. katedry pěstování lesů LF ČZU je orientována jiným směrem a není v silách jejích pracovníků daný materiál využít v celé šíři. Proto je žádoucí jej poskytnout vědecké veřejnosti, což je hlavním cílem prezentace.

Poděkování: Příspěvek vznikl s finanční podporou grantu AV ČR A3012905 *Magnetické mapování a analýzy kontaminovaných recentních půdních sedimentů.*

DISTRIBÚCIA Pb, Cu A Ni V PÔDNYCH PROFILOCH LESNÝCH PÔD SLOVENSKEHO RUDOHORIA

Richard Lazúr

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

Ťažké kovy sú vďaka svojej toxicite a schopnosti akumulácie jednou z najrizikovejších skupín látok, kontaminujúcich pedosféru. Procesy ich negatívneho pôsobenia závisia okrem individuálnych toxických vlastností jednotlivých kovov aj od ich mobility v pôdnom prostredí. Tá je daná chemickými formami, v ktorých sa ťažké kovy v pôde vyskytujú. Chemická forma kovu v pôde je odrazom vlastností konkrétneho pôdneho profilu a podstatnou mierou určuje jeho mobilitu, teda aj potenciálny toxický vplyv na rastliny. Cieľom tejto práce bolo prispieť k poznaniu zákonitostí, ktorými sa riadi distribúcia olova, medi a niklu v pôdnom prostredí a metódou sekvenčnej extrakcie určiť prevládajúce formy týchto kovov.

Materiál a metódy

Výskum bol realizovaný v regióne stredného Spiša, ktorý patrí v rámci Slovenska medzi oblasti s najviac kontaminovanými pôdami. V rámci terénnych prác bolo vybraných 6 lokalít, na ktorých boli vykopané pôdne sondy a odobraté vzorky podľa diagnostických horizontov. Na posúdenie stupňa kontaminácie pôd sledovanými kovmi bola použitá extrakcia zmesou koncentrovaných minerálnych kyselín postupom zodpovedajúcim požiadavkam Rozhodnutia MP SR o najvyšších prípustných koncentráciách škodlivých látok v pôde (MP SR, 1994). Namerané hodnoty boli považované za celkové obsahy kovov. S cieľom získať bližšie údaje o procesoch migrácie a akumulácie rizikových prvkov v sledovaných pôdnych profiloch bola ako alternatíva k celkovým obsahom prvkov zvolená sekvenčná extrakcia roztokmi 0,1 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ a 0,175 M $(\text{NH}_4)_2\text{C}_4\text{O}_4 + 0,1 \text{ M H}_2\text{C}_2\text{O}_4 + \text{UV}$ (McLaren and Crawford, 1973).

Výsledky a diskusia

Pôdy na všetkých lokalitách boli klasifikované ako Kambizeme dystrikové, analýza ich chemických vlastností ukázala extrémne nízke hodnoty aktívnej a výmennej pôdnej reakcie a nízky stupeň nasýtenia sorpčného komplexu bázickými kationmi.

Celkové obsahy Pb, Cu a Ni v pôdných profiloch

Koncentrácia olova v skúmaných profiloch dosahuje maximum v O a A horizontoch (hodnoty od 38,6 do 74,4 mg.kg⁻¹), čo je však stále pod referenčnou A hodnotou (85,0 mg.kg⁻¹), jeho celkový obsah v podpovrchových horizontoch klesá výrazne až po detekčný limit použitej analytickej metódy. Charakteristická akumulácia olova v povrchových horizontoch indikuje jeho pôvod z atmosférickej depozície a súvisí tiež s jeho silnou afinitou k organickej hmote (napr. Alloway, 1990, Johansson et al., 1995, Krosshawn et al., 1993). Referenčná A hodnota pre nikel (35,0 mg.kg⁻¹) bola prekročená na všetkých lokalitách, okrem jednej. Koncentrácie Ni boli minimálne v A horizontoch, s hĺbkou rástli k maximu v Bv a C horizontoch pod 60 cm (47,6 – 61,7 mg.kg⁻¹). Vertikálna distribúcia Ni indikuje jeho prirodzený pôvod z materských hornín. Analýzy celkového obsahu Cu ukázali prekročenie referenčného A limitu na 5 lokalitách, najvyššia hodnota takmer dosiahla indikačný B limit (100,0 mg.kg⁻¹). Trend vertikálnej distribúcie Cu je ovplyvnený jednak atmosférickou depozíciou súvisiacou s historickou ťažbou a spracovaním Cu rúd v regióne, jednak geogénnou kontamináciou, súvisiacou s hydrotermálnou Cu mineralizáciou.

Obsahy Pb, Cu a Ni viazané na organickú hmotu a na Fe, Mn oxidy a hydroxidy

Najvyššie obsahy Pb vo výluhu 0,1 M Na₄P₂O₇ (frakcia viazaná na organickú hmotu) boli zistené v povrchových horizontoch. Vysoká hodnota korelačného koeficientu ($r=0,99^{***}$) indikuje silnú závislosť medzi obsahom Pb extrahovaným pyrofosforečnanom a obsahom C_{ox}. V prípade frakcie Pb viazanej na Fe, Mn oxidy a hydroxidy boli maximálne obsahy zistené tiež v povrchových horizontoch, čo súvisí s jeho antropogénnym pôvodom. Medzi obsahom C_{ox} a Ni frakciou extrahovanou pyrofosforečnanom nebola zistená štatisticky významná korelácia. Obsah Ni vo frakcii viazanej na Fe, Mn oxidy a hydroxidy (extrahovanej 0,1 M Na₄P₂O₇ a 0,175 M (NH₄)₂C₄O₄ + 0,1 M H₂C₂O₄) bol vo všetkých prípadoch výrazne vyšší než vo frakcii extrahovanej pyrofosforečnanom. Tiež korelácia medzi Ni a Fe extrahovaným šŕaveľanom bola štatisticky významná ($r=0,88^{***}$). Obsah Cu v „organickej“ frakcii dosahuje maximálne hodnoty v povrchových horizontoch, štatisticky významná korelácia ($r=0,77^{***}$) medzi obsahom C_{ox} a Cu frakciou extrahovanou pyrofosforečnanom indikuje afinitu Cu k organickej hmote v pôde. Medzi obsahom Fe a Cu vo frakcii viazanej na pôdne oxidy a hydroxidy (extrahovanej roztokom šŕaveľanu) nebola zistená štatisticky významná závislosť.

Literatúra

- Alloway, B.J., (1990): In: Alloway, B.J. (ed.): Heavy metals in soils. Blackie and Son Ltd., Glasgow, Great Britan, pp. 3-39.
- Johansson, K., Andersson, A., Andersson, T., (1995): Regional accumulation pattern of heavy metals in lake sediments and forest soils in Sweden. *The Science of the Total Environment*, 160/161, pp. 373-380.
- Krosshavn, M., Steinnes, E., Varskog, P., (1993): Binding of Cu, Pb and Zn in Soil Organic Matter with Different Vegetational Background. *Water, Air, and Soil Pollution*, Vol. 71, pp. 185-193.
- MP SR, (1994): Rozhodnutie MP SR o najvyšších prípustných hodnotách škodlivých látok v pôde a o určení organizácií oprávnených zisťovať skutočné hodnoty týchto látok. Číslo 531/1994- 540.
- McLaren, R.G., Crawford, D.V., (1973): Studies on Soil Copper I. The Fractionation of Copper in Soils. *Journal of Soil Science*, Vol. 24, No. 2, pp. 172-181.

PROBLÉM ŤAŽKÝCH KOVŮ V PŮDÁCH ŠTIAVNICKÝCH VRCHOV

Ján Styk

*Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Bratislava – Regionálne pracovisko
Banská Bystrica, Mládežnícka 36, SR; E-mail: vupu@isternet.sk*

Štiavnické vrchy sú najväčšie vulkanické pohorie Slovenska nachádzajúce sa na rozlohe približne 780 km², pričom lesné spoločenstvá zaberajú približne 500 km² a zvyšok tvoria intravilány, poľnohospodárska pôda, vodné toky a ostatná plocha. Súčasne s vulkanickou činnosťou (neogén) prebiehala na pomerne veľkom území tohto regiónu aj mohutná hydrotermálna činnosť. Jej výsledkom bola premena vulkanických hornín na hydrotermálne premenené horniny (môžu obsahovať impregnácie sulfidov najmä pyritu, chalkopyritu, galenitu a sfaleritu), ako aj tvorba najmä Au-Ag a Pb-Zn zrudnení (Forgáč et al., 1995). Práve výskyt rúd drahých kovov urobil z tohto regiónu centrum baníctva. Dlhodobá intenzívna banská činnosť (prvé písomné záznamy o ťažbe drahokovových rúd sa zachovali z 12. storočia) sa výraznou mierou podieľala na degradácii prírodného prostredia (vznik hald vyťaženej mechanicky narušenej materiálu ako aj odkalísk rudných baní). Ťažba rudy a jej spracovanie bol jedným z faktorov (antropogénny), ktorý sa výraznou mierou podieľal na akumulácii ťažkých kovov v pôdach tohto regiónu. Druhý nemenej významný faktor (prírodný) je zvetrávanie už spomenutých hydrotermálne premenených hornín, ktoré obsahujú impregnácie sulfidov (najmä pyritu).

Materiál a metódy

Za pomoci vytvorených monoprvkových máp sme sledované územie Štiavnických vrchov charakterizovali z hľadiska výskytu ťažkých kovov (Cd, Pb, Zn, Cu) v poľnohospodárskych a lesných pôdach. Na konštrukciu máp sme využili údaje z analýz ťažkých kovov (stanovené vo výluhu 2M HNO₃) získané v rámci Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda a monitoringu hygienického stavu pôd. Na sledovanom území sa nachádza 68 sond čo činí v priemere jednu sondu na 11 km².

Výsledky a diskusia

Na základe komplexného zhodnotenia vytvoreného súboru účelových monoprvkových máp obsahov ťažkých kovov v pôdach regiónu Štiavnických vrchov sme zistili výrazné znečistenie pôd v aluviálnych oblastiach vodných tokov (potoky Štiavnický, Vyhniansky, Hodrušský)

pretekajúcich lokalitami dlhodobo ovplyvňovanými intenzívnou banskou činnosťou zameranou na ťažbu polymetalických rúd. Naše zistenie sa zhoduje z výsledkami, ktoré v tejto časti Slovenska dosiahli autori zaoberajúci sa podobnou problematikou (Linkeš et al., 1997, Čurlík, Forgáč, 1998, Forgáč, Streško, 1999). Do alúvií potokov boli pretransportované úlomky z mechanicky narušených pyritizovaných hornín a zvetrávaním uvoľnených zložiek (výsledok banskej činnosti). Pôsobením dažďovej vody a vzdušného kyslíka dochádza ku kyslému sulfatickému zvetrávaniu čoho následkom je mobilizácia ťažkých kovov, ktoré migrujú a dostávajú sa až do drenážnych systémov potokov. Výsledok je akumulácia ťažkých kovov v aluviálnych pôdach (fluvizeme). Najvyššie koncentrácie (prekračujúce platné hygienické limity) boli namerané v alúviu Štiavnického potoka. Podľa výsledkov, ktoré tu dosiahli Čurlík a Forgáč (1998) v niektorých prípadoch koncentrácie ťažkých kovov (celkový obsah) v humusovom horizonte niekoľkonásobne prekročili indikačnú hodnotu hygienického limitu C (napr. Pb - 2665 mg.kg^{-1}) kedy je už nutné rozmýšľať o spôsobe nápravného opatrenia.

Priamy vplyv hydrotermálne premenených hornín na zvýšené koncentrácie sledovaných ťažkých kovov v pôdach nachádzajúcich sa mimo alúvia spomínaných vodných tokov sa prejavil len v oblastiach výskytu významných polymetalických zrudnení. Jedná sa predovšetkým o oblasť medzi Banskou Štiavnicou, Hodrušou – Hámrami a Vyhňami čo sa v podstate zhoduje z výsledkami geochemického prieskumu, ktorý v Štiavnických vrchoch uskutočnil Petro (1995). V tejto oblasti vymapoval významné geochemické anomálie olova, medi a zinku. V prípade kadmia, olova a zinku koncentrácie sú vyššie ako sú referenčné hodnoty hygienických limitov A_1 (prekračujú pozadňové hodnoty) pre jednotlivé ťažké kovy.

Záver

Na základe vyhodnotenia monoprvkových máp obsahov ťažkých kovov v poľnohospodárskych pôdach a výsledkov, ktoré v tomto regióne dosiahli iní autori, môžeme konštatovať, že nadlimitné koncentrácie sledovaných prvkov boli namerané predovšetkým v aluviálnych pôdach nachádzajúcich sa v blízkosti vodných tokov (najmä Štiavnický potok) pretekajúcich oblasťami dlhodobo ovplyvňovanými intenzívnou banskou činnosťou zameranou na ťažbu polymetalických rúd. Hodnotami pôdnej reakcie sa fluvizeme (charakteristický pôdny typ alúvií) tejto oblasti zaraďujú medzi slabo kyslé až kyslé pôdy. Väčšinou sa využívajú na poľnohospodárske účely a preto tu hrozí reálne riziko vstupu ťažkých kovov do poľnohospodárskych rastlín a následne do potravinového reťazca

človeka. Toxicita ťažkých kovov je všeobecne známa preto by sa mal ďalší výskum v tejto oblasti uberať práve týmto smerom.

Použitá literatúra

- Čurlík, J., Forgáč, J. (1998): Acid sulfate weathering and its impact on soil acidification and pollution in area of Banská Štiavnica. In: Vedecké práce VÚPÚ, Bratislava, č.21: 103 - 118.
- Forgáč, J., Streško, V., Škvarka, L. et al. (1995): Výskyt toxických prvkov v oblasti Banská Štiavnica. In: Mineralia Slovaca, č.27: 45 - 56.
- Forgáč, J., Streško, V. (1999): Znečistenie pôdy v aluviálnej oblasti Štiavnického potoka. In: Mineralia Slovaca, č.31: 117 -130.
- Linkeš, V., Kobza, J., Došeková, A. et al. (1997): The Natural Geochemical Sources of Soil Contamination by Risk Trace Elements in Slovakia (on the Example of Štiavnica Mountain Range). Vedecké práce VÚPÚ. Bratislava: VÚPÚ, 1997, č. 20: 57 - 64.
- Petro, M. (1995): Mapy geochemických anomálií štiavnicko - hodruškého rudného obvodu. Banská Bystrica: 12 s.

PODÍL TĚŽKÝCH KOVŮ VE FRAKCÍCH HUMINOVÝCH LÁTEK KONTAMINOVANÉ PŮDY

Luboš Borůvka, Ondřej Drábek

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

Kvalita půdní organické hmoty je jednou z nejvýznamnějších půdních vlastností řídících speciaci a chování těžkých kovů v půdě a ovlivňuje tak spolu s půdní reakcí jejich mobilitu a přijatelnost pro organismy. Huminové kyseliny mohou přispívat k zadržování těžkých kovů v půdě a snížení množství kovů v půdním roztoku (Brümmer et al., 1986). Fulvokyseliny i jejich komplexy naopak mohou zvyšovat mobilitu těžkých kovů, které se na ně poutají. Vysoká schopnost Pb tvořit komplexy s nerozpustnými humusovými látkami vede k jeho fixaci a imobilizaci, zatímco Cd a Zn mají tendenci tvořit rozpustné komplexy s nízkomolekulárními organickými látkami, které jsou v půdě velice pohyblivé (Angehrn-Bettinazzi et al., 1989). Cílem této studie bylo určit rozložení Cd, Pb a Zn mezi frakce huminových látek a posoudit potenciální mobilitu a přijatelnost kovů poutaných na huminové látky v půdách nivy řeky Litavky, která je silně kontaminována z několika zdrojů (Borůvka et al., 1996).

Materiál a metody

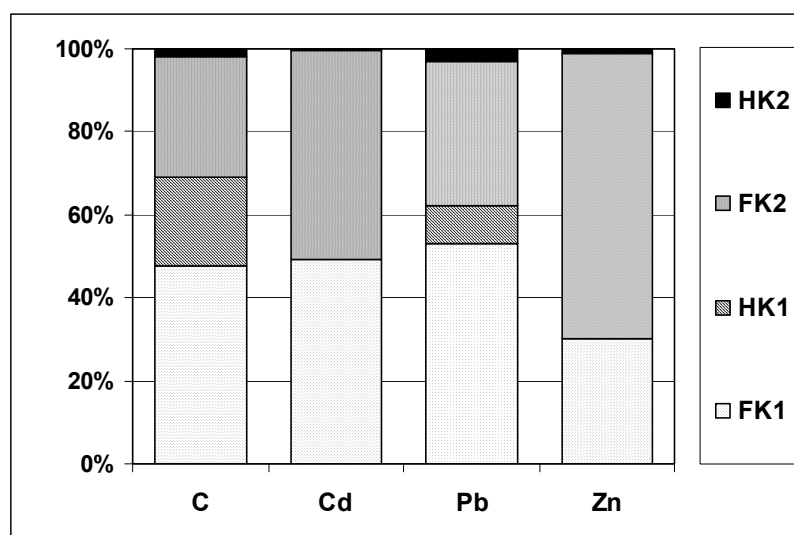
Bylo vybráno 20 půdních vzorků svrchní vrstvy půdy (0 až 15 cm). Potenciálně mobilizovatelný obsah Cd, Pb a Zn byl stanoven v extraktu půdy 2M HNO₃ (1 : 10) metodou AAS. Frakcionace humusových látek byla provedena podle Podlešákové et al. (1992). V jednotlivých extraktech (celkové a slabě poutané huminové látky, celkově a slabě poutané fulvokyseliny) byl metodou AAS stanoven obsah Cd, Pb a Zn. Obsah těchto prvků ve frakci huminových kyselin byl vypočten jako rozdíl mezi obsahem v huminových látkách a fulvokyselinách. Obsah kovů v silně poutaných huminových látkách byl určen jako rozdíl mezi obsahem v celkových huminových látkách a ve slabě poutaných, obdobný výpočet byl použit pro silně poutané HK a FK.

Výsledky a diskuse

Obsah kovů extrahovatelných 2M HNO₃ se u daného souboru vzorků pohyboval v rozmezích 0,5 - 64,8 mg.kg⁻¹ (Cd), 1,1 - 6594,3 mg.kg⁻¹ (Pb) a 14,3 - 6572,4 mg.kg⁻¹ (Zn). Podíl jednotlivých frakcí huminových látek sledoval pořadí: slabě poutané fulvokyseliny (FK1) > silně poutané

fulvokyseliny (FK2) > slabě poutané huminové kyseliny (HK1) > silně poutané huminové kyseliny (HK2). Obr. 1 ukazuje, že rozložení jednotlivých kovů mezi frakcemi huminových látek neodpovídá vzájemnému poměru těchto frakcí. Kadmium bylo poutáno téměř výhradně ve frakci fulvokyselin, přičemž nebyl rozdíl mezi slabě a silně poutanými. Množství Cd poutaného huminovými kyselinami bylo zanedbatelné. Zinek byl zadržován nejvíce ve frakci silně poutaných fulvokyselin, podíl Zn ve frakcích huminových kyselin byl rovněž nízký. Ze sledovaných kovů pouze olovo vykazovalo významnější zastoupení ve frakci huminových kyselin, a to více ve slabě poutaných než v huminových kyselinách poutaných silně. Tyto výsledky naznačují vyšší pohyblivost organicky vázaných forem Cd a Zn ve srovnání s Pb. Odpovídá to závěrům např. Angehrn-Bettinazzi et al. (1989), Wallera a Pickeringa (1993) aj.

Obr. 1. Poměrné zastoupení uhlíku a sledovaných těžkých kovů v jednotlivých frakcích huminových látek (HK2, HK1 – silně a slabě poutané huminové kyseliny, FK2, FK1 – silně a slabě poutané fulvokyseliny)



Závěry

Výsledky potvrdily, že fulvokyseliny mají vyšší kapacitu poutat těžké kovy než huminové kyseliny. Cd a Zn jsou vázány relativně více na silně poutané FK než na slabě poutané. Nejvyšší afinitu k HK má ze sledovaných kovů Pb. V poutání Pb na huminové kyseliny se zřejmě uplatňují specifická vazebná místa. Výsledky potvrzují potenciálně vyšší mobilitu Zn a Cd v půdě ve srovnání s Pb.

Citace

- Angehrn-Bettinazzi, C., Thoni, L., Hertz, J. (1989): An attempt to evaluate some factors affecting the heavy metal accumulation in a forest stand. *Intern. J. Environ. Anal. Chem.* 35: 69-79.
- Borůvka, L., Huan-Wei, Ch., Kozák, J., Křišťoufková, S. (1996): Heavy contamination of soil with cadmium, lead and zinc in the alluvium of the Litavka river. *Rostl. Výr.* 42: 543-550.

- Brümmer, G.W., Gerth, J., Herms, U. (1986): Heavy metal species, mobility and availability in soils. *Z. Pflanzenernähr. Bodenk.* 149: 382-398.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Sirový, V., Lhotský, J. et al. (1992): Rozbory půd, vod a rostlin. VÚMOP, Praha, 259 s.
- Valla, M., Kozák, J., Drbal, J. (1983): Cvičení z půdoznalství II. Skriptum VŠZ v Praze. SPN Praha: 280 s.
- Waller, P.A., Pickering, W.F. (1993): The effect of pH on the lability of lead and cadmium sorbed on humic acid particles. *Chem. Spec. Bioavailab.* 5: 11-22.

VYUŽITÍ BIOLOGICKÝCH METOD K POSOUZENÍ KVALITY PŮDY V DLOUHODOBÉM POKUSU

Olga Mikanová, Jitka Nováková, Jaromír Kubát

Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská 507, Praha 6 – Ruzyně;

E-mail: mikanova@vurv.cz

Je známo, že úrodnost půdy je podmíněna její biologickou činností. Proto bylo naším cílem zjistit současný stav dlouhodobého pokusu z biochemického a mikrobiologického hlediska.

V roce 1958 byl v Praze – Ruzyni založen dlouhodobý pokus s hnojením extrémně vysokými dávkami kompostu na jedné straně a s minerálními hnojivy v ekvivalentních dávkách na straně druhé. Půda je po celou dobu udržovaná jako černý úhor, protože vyloučení rostlin z půdních přeměn umožňuje lépe posoudit dlouhodobé působení organického a minerálního hnojení na biologickou aktivitu půdy.

Materiál a metody

Maloparcelkový nevegetační pokus byl založen na hlinité až jílovito-hlinité hnědozemi na sprašovém substrátu v objektu VÚRV v Ruzyni.

Varianty pokusu:

I – nehnojeno, nekypřeno, II – hnojeno kompostem ($80 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), kypřeno do 10 cm, III – hnojeno kompostem ($160 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$), kypřeno do 20 cm, IV – hnojeno minerálně (dávky odpovídají var. II), kypřeno do 10 cm, V – hnojeno minerálně (dávky odpovídají var. III), kypřeno do 20 cm, VI – nehnojeno, kypřeno do 10 cm, VII – nehnojeno, kypřeno do 20 cm.

Výsledky

Naším cílem bylo zjistit současný stav dlouhodobého pokusu z biochemického a mikrobiologického hlediska a porovnat, zda vliv různého způsobu hnojení přetrvává do současnosti (tabulka 1).

Přestože od roku 1989 bylo pravidelné hnojení ukončeno, z výsledků vyplývá, že organické hnojení zvyšuje průměrný počet bakterií ve srovnání s nehnojenými kontrolami. Vliv minerálního hnojení u variant IV a V také stále přetrvává a významně snižuje počty všech stanovených skupin bakterií, zatímco počet mikromycet je u těchto variant o 1 řád vyšší, pravděpodobně v důsledku snížení pH. Počty azotobaktera jsou v organicky hnojených variantách II a III o jeden řád výše, než v ostatních variantách.

Tabulka 1. Výskyt půdních mikroorganismů (počet kolonií na 1 g suché půdy)

Varianta hnojení	Celkový počet	Sporotvorné	Mikromycety	Azotobakter	Oligotrofní
I – nehnojeno	$3,2 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^6$	$3,8 \cdot 10^4$	$1,8 \cdot 10$	$0,7 \cdot 10^7$
II – komp. 80	$6,4 \cdot 10^6$	$2,0 \cdot 10^6$	$1,2 \cdot 10^5$	$1,6 \cdot 10^2$	$1,1 \cdot 10^7$
III – komp. 160	$7,1 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^6$	$5,2 \cdot 10^4$	$1,1 \cdot 10^2$	$1,4 \cdot 10^7$
IV – NPK II	$1,0 \cdot 10^6$	$0,9 \cdot 10^6$	$1,7 \cdot 10^5$	< 10	$0,7 \cdot 10^7$
V – NPK III	$1,9 \cdot 10^6$	$0,8 \cdot 10^6$	$1,4 \cdot 10^5$	$0,6 \cdot 10$	$0,9 \cdot 10^7$
VI – kypřeno	$4,5 \cdot 10^6$	$1,8 \cdot 10^6$	$2,9 \cdot 10^4$	$3,6 \cdot 10$	$1,0 \cdot 10^7$
VII - kypřeno	$3,8 \cdot 10^6$	$2,2 \cdot 10^6$	$1,9 \cdot 10^4$	$3,6 \cdot 10$	$0,7 \cdot 10^7$

V posledních několika letech bylo započato se stanovováním vybraných enzymatických aktivit a biomasou mikroorganismů (tabulka 2).

Tabulka 2. Aktivita dehydrogenázy, arylsulfatázy, invertázy a ureázy, biomasa mikroorganismů, pH

Varianta hnojení	Biomasa $\mu\text{g C/g}$	Dehydrogenáza $\mu\text{g TPF/100ml}$	Arylsulfatáza $\mu\text{g pNP/g}$	Ureáza mg N/g	Invertáza mg glukózy/g	pH
I	148,6	173,4	135	4,7	10,1	6,9
II	256,4	504,0	235	11,6	16,5	7,2
III	315,2	455,2	285	15,2	16,2	7,2
IV	76,3	22,8	65	2,8	6,8	4,9
V	53,8	23,6	5	2,5	8,9	4,6
VI	88,6	151,7	135	3,5	8,3	6,0
VII	85,7	145,8	140	4,8	9,3	6,3

I tyto výsledky potvrzují stále trvající vliv různých způsobů hnojení. Nejvyšší hodnota všech stanovovaných enzymatických aktivit byla naměřena u variant II a III, které byly do roku 89 hnojeny hnojem. Nejnižší hodnoty aktivit byly zjištěny u minerálně hnojených variant IV a V.

Výsledky stanovení C-biomasy ukazují, že i množství biomasy je inhibováno minerálním hnojením. Nejvyšší množství C-biomasy bylo naměřeno u variant hnojených hnojem (II a III). Pro dokreslení současného stavu půdy jsou v tabulce 2 uvedeny ještě aktuální hodnoty pH.

Závěr

Počty azotobaktera jsou v organicky hnojených variantách II a III o jeden řád vyšší, než v ostatních variantách. Vliv minerálního hnojení u variant IV a V významně snižuje počty všech stanovovaných skupin bakterií. Počet mikromycet je u variant IV a V o 1 řád vyšší. Výsledky stanovení enzymatických aktivit potvrzují stále trvající vliv různých způsobů hnojení. Nejvyšší aktivity byly naměřeny u variant II a III, které byly do roku 89 hnojeny hnojem, zatímco aktivity u variant IV a V jsou inhibovány minerálním hnojením. Naměřené hodnoty uhlíku biomasy vykazují stejný trend.

Výsledky uvedené v této práci byly získány v rámci projektu MZE-M01-01-01 financovaného Ministerstvem zemědělství České republiky.

III.

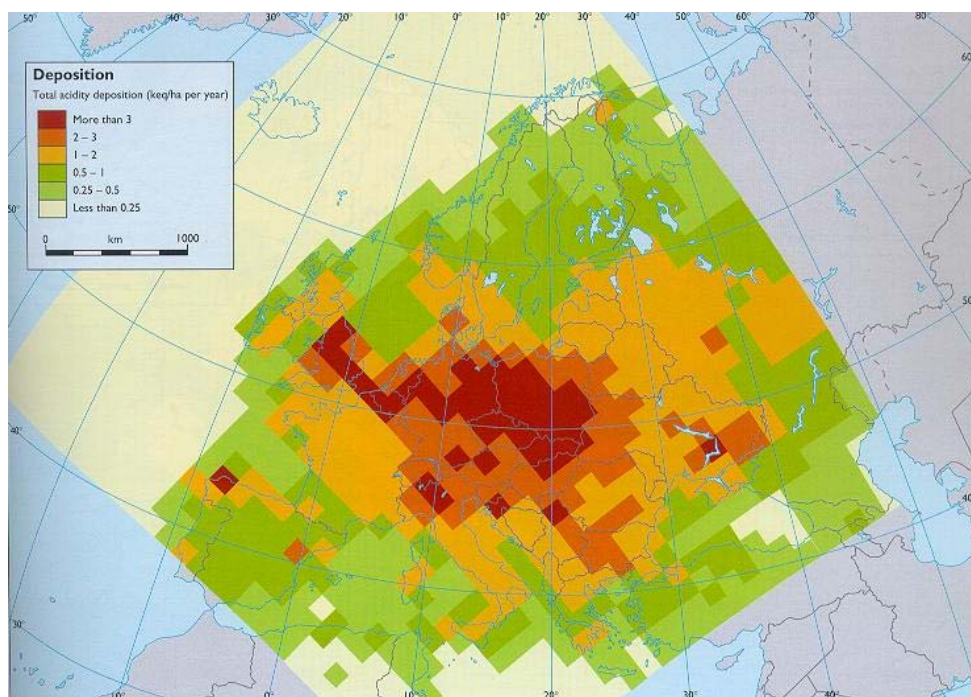
ACIDIFIKACE PŮDY

DEGRADACE LESNÍCH PŮD V DŮSLEDKU ACIDIFIKACE

Jiří Kulhavý

*Ústav ekologie lesa LDF MZLU v Brně, Zemědělská 3, 613 00 Brno, Česká republika
Tel.: +420 545 134 179; Fax: +420 545 134 180; E-mail: kulhavy@mendelu.cz*

Od poloviny devatenáctého století se znečištění ovzduší postupně stávalo činitelem, který ve stoupající intenzitě a ve stále větším rozsahu ovlivňoval lesy ve střední i západní Evropě. Trend narůstajících potíží přetrval bezmála 150 let. Prošel při tom několika etapami, kdy se z činitele působícího lokálně stával regionální a posléze faktor kontinentálního dosahu. V době kulminace v r. 1975 přiznávaly evropské státy emise SO_2 ve výši 58 mil. tun a ještě v r. 1990 byla úroveň kyselé depozice ve střední Evropě výrazně přesahující 3 keq ha^{-1} za rok (Obr. 1).



Obr. 1 Stav celkových potenciálních kyselých depozic v Evropě r. 1990 (EMEP/MSC-W model acidifikace dle Sandnes, Steve 1992; Sandnes 1993).

Před lesním hospodářstvím stojí v současné době otázka, jaké rozpětí sycení bázemi v půdě zajistí vysokou diverzitu a produktivitu lesních porostů. Na jedné straně existuje řada výsledků šetření, které dokládají změny stavu půdy způsobené těžbou a depozicemi za poslední staletí a desetiletí, na druhé straně není vývoj poškození lesů tak dramatický a jejich

přírůst se zvyšuje. Za tohoto současného vývoje je přisuzován rozhodující vliv vnosu dusíku.

Požadavky na stav půdy pro uspokojivý vývoj příští a přespříští generace lesa můžeme odvodit z dosavadního historického vývoje. Závěry zde uvedené jsou zpracovány na základě údajů publikovaných v práci Ulricha (1995). Jako základní ukazatel hodnocení chemismu půdy bylo zvoleno sycení bázemi, protože je základním kritériem jak pro plánování pěstebních opatření, tak má také s ohledem na vztah báze / kyselina v půdě vysokou ekologickou vypovídací hodnotu. Zakyselení půdy není důsledkem vlastností hornin, ale působí je látková výměna organismů. Vedle vývoje klimatu, rychlosti návratu druhů a refugií z doby ledové a vlivů člověka, musí být posuzován vývoj půd jako čtvrtý faktor, který určoval vývoj ekosystémů v poledové době.

Vývoj stavu půd v poledové době

Během poslední ledové doby byla větší část střední a severní Evropy pokryta sedimenty, které se vytvořily fyzikálním zvětráváním hornin: jílovité břidlice, slínové břidlice, písčité břidlice, svahové písky. Nivní písky, eolické sedimenty, jako spraše, pokryly více nebo méně mocnou vrstvou zbytky starších zvětralin a půdy vytvořené v periglaciálním prostoru. Sedimenty z ledové doby a překryté starší vrstvy byly bez humusu, jak to dokládají dnešní uhlíkové analýzy, a neměly žádné významné zásoby mobilizovatelného dusíku. Zásoby humusu ze starších období tvorby půd byly na začátku ledové doby zmineralizovány (houbová dekompozice); s tím mohl být spojen podle iontové bilance tohoto procesu úbytek kationtové výměnné kapacity a sycení bázemi. Lze vyjít z toho, že na začátku holocénu byly možné zakyselené spodní vrstvy půdy ve formě starších tekutých zemin nebo horninových zvětralin, takže tyto materiály byly převrstveny více nebo méně mocnými pokryvy nezakyselených sedimentů z ledové doby.

Pro nové vytvoření ekosystémů na čerstvém výchozím materiálu pro tvorbu půd byla z hlediska látkové bilance rozhodující akumulace uhlíku a dusíku z atmosféry do organické hmoty a zvětrávání silikátů na řídkých sedimentech s tvorbou jílu se zvýšením výměnných zásob živin.

Okyselování půd v ČR

Přesto, že se všeobecně předpokládá, že už na začátku postglaciálního období mohly existovat sedimenty s nízkým obsahem silikátů, nízkou kationtovou výměnnou kapacitou a nízkým nasycením bázemi, došlo k největšímu zakyselení lesních půd v období industrializace v souvislosti s intenzivním využíváním lesa a zejména v minulém století v důsledku narůstající úrovně kyselé depozice.

Česká republika stále patří k oblastem s největší úrovní kyselé depozice v Evropě (Tab. 1). Nejvíce postiženy jsou horské oblasti s vysokými srážkami, největší lesnatostí a převážně nízkou pufrací (tlumivou) kapacitou půd v důsledku pomalého zvětrávání minerálů a nízké nasycenosti půdy bazickými kationty. Kapacita většiny našich půd neutralizovat kyseliny zvětrávacími procesy je v rozpětí od 0,5 kmol ha⁻¹ rok⁻¹ na chudých substrátech, do 2 kmol ha⁻¹ rok⁻¹ na bohatších substrátech. Vzhledem k tomu, že kyselá depozice byla v minulosti ještě vyšší a její působení se dá počítat na desetiletí, jsou výsledkem závažné změny v chemickém stavu půdy a její rezilienci.

Tab. 1. Průměrná depozice (kg ha⁻¹rok⁻¹) a půdní pH na vybraných stanovištích v Evropě v letech 1993-1996 (upraveno dle Schulze, E.D. 2000)

Stanoviště (země)	Celková depozice		Půdní pH /H ₂ O	
	N	S	FH vrstva	0-10 cm
Åheden (S)	1,7	2,5	3,93	4,45
Skogaby (S)	16,4	12,6	4,06	4,01
Klosterhede (DK)	20,6	30,0	3,88	3,94
Gribskov (DK)	11,6	10,8	4,29	4,07
Načetín (CZ)	18,6	41,8	3,62	3,47
Jezeří (CZ)	20,9	45,9	4,11	3,93
Waldstein (D)	20,1	17,0	3,69	3,52
Schacht (D)	20,1	17,0	4,34	3,99
Aubure P. (F)	14,7	11,8	3,48	3,71
Aubure F. (F)	14,7	11,8	4,01	3,57
Collelongo (I)	10,8	9,7	5,20	5,69

Hlavní důsledky acidifikace

- zvýšení kyselosti půdy a vliv na rezilienci
- ochuzení o biogenní prvky, zejména o vápník, hořčík a draslík
- zvýšení obsahu rizikových prvků v půdě

Antropogenní vlivy na lesní ekosystémy zprostředkované půdou

Od doby rozšíření selského obhospodařování lesů ve střední Evropě mezi 5000-4000 lety př. Kr. ovlivnil člověk složení vegetace a to mělo vliv na vývoj půd. Půdní změny pak dále ovlivnily vývoj vegetace a související složky ekosystému.

S ohledem na intenzitu antropogenních zásahů sestavili Pott (1993) a Lang (1994) přehled, který uvádíme v Tab. 2. Vyčleněná přibližná časová období rozdílné intenzity využívání lesů mohou současně sloužit k ohodnocení změn stavu báze / kyseliny v lesních půdách.

Tab. 2. Fáze rozdílně intenzivních způsobů využívání lesa

Fáze využívání	Trvání	Popis
1	5000-2000 př. K.	rolnictví s regenerací lesa v nížinách (nížinné pásmo)
2	2000-1000 př. K.	rozšíření na svahy středohor (pahorkatinné pásmo)
3	1000- 0 př. K.	osídlení středohor, počátek milíření
4	0- 400 po K.	opuštění sídlišť, opětovné zalesnění
5	400-1400 po K.	obiln. a pastva v lese ve vyš. polohách (submont. pásmo)
6	1400-1500 po K.	období zpustnutí, opětovné zalesnění vyšších poloh
7	1500-1750 po K.	zvyšování těžby dříví (montánní a supermont. pásmo)
8	1750-1850 po K.	hrabání steliva, zalesňování jehličnany
9	1850-dnešní doba	těžba hroubí, kyselý vnos, vnos dusíku

Zaměříme se na fázi využívání 9, která je charakteristická protikladnými antropickými vlivy. Moderní lesní hospodářství se svými pěstebními opatřeními (zalesňování, probírky) a omezením těžeb na hroubí je uzpůsobeno pro ozdravení přetěžovaných lesů. Ozdravný proces je podpořen rostoucím vnosem dusíku, který umožňuje větší přírůst a produkci hrabanky a přispívá tím k zintenzivnění koloběhu látek.

Prosazení a rozšíření čistých jehličnatých porostů, které bylo učiněno z ekonomických důvodů, přispělo naproti tomu tvorbou nadložního humusu a odnosem nitrátů na pasekách k úbytku sycení bázemi. Kyselá zátěž narůstala převáděním porostů listnáčů na mulových půdách na jehličnaté (smrk).

Výstup bazických kationtů těžbou hroubí ve smrkových porostech na půdách slabého sycení bázemi činí úměrně růstu porostu $15 - 18 \text{ kmol ha}^{-1}$, při těžbě hroubí s kůrou $29 - 43 \text{ kmol ha}^{-1}$ v průběhu 100 let. Při moderních způsobech těžby s odvětvením mimo porost se zvýší výstupy na $64 - 97 \text{ kmol ha}^{-1}$ během 100 let.

Fáze využívání lesa po r. 1850 je rovněž charakterizována exponenciálním nárůstem emisí kyselinotvorných plynů (zejména SO_2 a NO_x). V Německu byl tento kyselý vnos do lesních ekosystémů od počátku industrializace do konce 80. let vyčíslen na $60 - 340 \text{ kmol ha}^{-1}$, v závislosti na druhu a výšce porostu a zasažitelnosti imisemi (Ulrich 1989). Ztráty bazických kationtů v důsledku kyselé depozice vyluhovací procesy dosáhly ve smrkovém ekosystému za 100 let 180 kmol ha^{-1} .

Podle sycení bázemi se dají lesní společenstva seřadit do několika skupin. Předpokládá se, že půdy poslední fáze měly sycení bázemi

v horizontu Bv okolo 30 % a zásoby bazických kationtů v kořenovém prostoru do hloubky 1 m ve výši 100 – 300 kmol ha⁻¹. U horských smrkových lesů, smíšených borových lesů a vysokohorských středoněmeckých smrkových lesů je sycení bázemi menší než 15 %. Sycení bázemi menší než 25 % je u bikových bučin a v horní vrstvě půdy druhově chudých dubových bučin. V případě sycení bázemi okolo 30 % a žádném vnosu aniontů silných kyselin (síranů, nitrátů) měla alkalita půdního roztoku na počátku tohoto období klesající tendenci, aniž by docházelo k aciditě průsakové vody. Tím bylo i nízké vymývání kationtů. Bazické kationty uvolněné při zvětrávání silikátů pokud jsou přijaty do tvorby biomasy zůstávají v ekosystému. Ztráta bazických kationtů těžbou hroubí může být tak vyrovnávaná zvětráváním silikátů.

Na začátku industriálního období se v postatě sycení bázemi nižší než 15 %, s výjimkou podzolů větších mocností, nevyskytovalo. Kyselý vnos byl však dosti vysoký na to, aby snížil sycení bázemi i v hlubším kořenovém prostoru pod 15 % a často i pod 5 %. Uvolňovaly se rovněž anionty, takže v půdním roztoku vznikla acidita a bazické kationty byly vymývány. Docházelo k podstatným změnám stavu půdy a elasticita lesních ekosystémů vůči stresorům klesala. Pěstební cíl dosáhnout přírodě blízké zakmenění a obhospodařování je za tohoto stavu půdy iluzí. K opětovnému navrácení stavu půdy na úroveň před industrializací může vést aplikace bází ve formě melioračních hmot (vápnění, hnojení).

Odpovídající stanoviště pro cílové dřeviny jsou taková, kde se dřeviny během zmlazení a vývoje porostu prosadí a zapojí do dřevinné skladby. Otázkou není jejich schopnost přežití (fyziologická amplituda) a není rozhodující jejich fyziologický rozsah optima, ale jejich konkurenční schopnost. Výskyt určitého druhu v dřevinném porostu ukazuje, že druh je schopný života, ale nedokazuje již, že je v dnešních půdních podmínkách ještě konkurence schopný. Ze současného výskytu dřevin se dají vyvodit závěry o jejich půdních nárocích jen omezeně.

Za předpokladu přirozených vnosů látek znamená úbytek střední alkality na úroveň menší nebo velmi malou, že koncentrace živin v půdním roztoku klesá, tzn. že příjem živin může být omezen. Kyselá zátěž např. v rhizosféře nemůže být příjmem iontů nebo nitrifikací odpufrována a vede k tzv. kyselinovému stresu. Rozsah sycení bázemi od 100 % do 15 % odpovídá amplitudě dřevin vůči kyselinám netolerantních. Úbytkem elasticity zapříčiněným půdou se může jejich fyziologické optimum a existenční optimum zúžit jen na vyšší sycení bázemi, tedy malá tolerance k nedostatku živin odpovídá požadavku na střední až vysoké sycení bázemi.

Nároky dřevin na stav báze / kyseliny v půdě mohou být podmíněny také nepřímo rychlostí koloběhu látek. To platí zejména u druhů, které produkují dusíkem bohatou lehce rozložitelnou hrabanku s vysokým

obsahem živin. Tyto druhy jsou odkázány s ohledem na příjem živin pro nový ročník listů na rychlý rozklad a mineralizaci hrabanky. Dobrým indikátorem rozložitelnosti hrabanky je poměr C/N. Wittich (1943) podle rychlosti rozložitelnosti hrabanky stanovil pořadí: olše lepkavá < jilm polní < jasan < olše šedá < akát < střemcha < habr < javor horský < lípa malolistá < dub < bříza < osika < dub červený < buk < smrk, borovice, douglaska < modřín.

Dřeviny, které mají vysoké nároky na sycení bázemi, produkují snadno rozložitelnou hrabanku a umožňují tím vytvoření příznivější formy humusu. Zároveň, aby mohly obstát v konkurenci, jsou na této formě humusu závislé. Formy humusu se ale mění postupným zakyslením půdy ve svrchních horizontech s přechodem od silikátového a výměnného pufracího pásma do pufracího pásma hliníku.

Šetření o toleranci ke kyselosti půdy existují téměř výlučně u buku a smrku. Překvapující přizpůsobivost má buk. Na vápenatých a bazických půdách má jeho hrabanka vysoký obsah bazických kationtů, které jsou ekvivalentní obsahu dusíku. Při mineralizaci se tedy nevytváří žádné zakyslení a hrabanka se dobře rozloží. Na zakyslených půdách jsou naproti tomu obsahy kationtů značně nižší a mají i menší obsah dusíku, takže za mineralizace může docházet k nižším hodnotám pH a rozklad je bržděn. Pěstování buku je proto vhodné na půdách s dostatečným sycením bázemi. Na hnojení vápencem reaguje buk rychle a rychle doplňuje obsah vápníku a hořčíku v listech. S ohledem na aciditu půdního roztoku má buk vysokou toleranci k hliníku a přiměřenou toleranci k protonům. Na půdách i s menším sycením bázemi tvoří hluboko kořenící systém, zatímco suchá vrchoviště neosidluje.

Smrk trpí na vápenatých půdách nedostatkem draslíku a stopových prvků a rozložitelnost hrabanky není odvislá od stavu báze / kyseliny půdy. Má vysokou toleranci k protonům, ale jen přiměřenou toleranci k hliníku. Tolerance k protonům mu umožňuje soustředit kořenový systém do nadložního humusu a to mu dovoluje osídlit i suchá vrchoviště. Je to základem jeho dobré konkurenční schopnosti na hřebenech středohor, v půdách na sutích chudých na jemnozem. K zabránění zakyselovacímu stresu by mělo sycení bázemi zřetelně převyšovat 15 %.

Závěr

Zakyselovací proces lesních půd je důsledkem antropogenních a přírodních faktorů. K postupnému zakyselování docházelo v důsledku střídání sukcesních stádií lesa v průběhu celého postglaciálního období, ale nejvýrazněji se projevilo až v období industriálním.

Pro zavádění dřevin do obnovy současných porostů je doporučeno následující sycení bázemi: babyka 90 %, jilm horský, lípa malolistá a jasan

70 %, javor mléčný a třešeň 60 %, javor horský a habr 50 %, buk, dub, smrk, jedle, douglaska a borovice > 30 %.

Nepříznivý vývoj ve stavu lesních půd lze zpomalit dodáním melioračních materiálů.

Citace

- Sandens, H. (1993): Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990, 1991 and 1992. EMEP/MSC-W Report I/93. Norwegian Meteorological Institute, Blindern, Norway.
- Sandnes, H., Steen, H. (1992): Calculated budgets for airborne acidifying components in Europe, 1985, 1987, 1988, 1989, 1990 and 1991. EMEP/MSC-W Report I/92. Norwegian Meteorological Institute, Blindern, Norway.
- Schulze E.D. (ed.) (2000): Carbon and Nitrogen Cycling in European Forest Ecosystems. Ecological Studies, Vol.142, Analysis and Synthesis. Springer Verlag Berlin-Heidelberg-New York, 500 pp, 183 Figures, 106 Tables, ISSN 0070-8356, ISBN 3-540-67239-7, <<http://www.springer.de>>.
- Ulrich, B. (1995): Der ökologische Bodenzustand – seine Veränderung in der Nachkriegszeit, Ansprüche der Baumarten. Forstarchiv, vol. 66: 117-127.

Příspěvek vznikl s finanční podporou Výzkumného záměru CEZ: MSM 434100005 „Trvale udržitelné obhospodařování lesů a krajiny – Od koncepce k realizaci“.

VÝVOJ ZÁKLADNÍCH PEDOCHEMICKÝCH VLASTNOSTÍ LESNÍCH PŮD IMISNÍ OBLASTI JIZERSKÉ HORY

Iva Ulbrichová, Vilém V. Podrázský, Ivan Kuneš, Jaroslav Karas

*Katedra pěstování lesa, Lesnická fakulta, Česká zemědělská univerzita v Praze,
Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21; E-mail: ulbrichova@lf.czu.cz,
podrazsky@lf.czu.cz, kunes@lf.czu.cz, jaroslav.karas@seznam.cz*

Vývoj lesních půd v imisních oblastech se dostává do popředí zájmu z nejrůznějších příčin. Z nich objektivním důvodem je sledování dynamiky složky lesních ekosystémů, determinující do značné míry jejich stabilitu, vitalitu a funkce lesa v krajině. Jizerské hory patří k oblastem imisní kalamitou nejvíce postižených. Rozsáhlé oblasti byly vytěženy, znovu zalesněny nejrůznějšími dřevinami a častá byla i úprava půdního chemismu vápněním a hnojením. K dispozici je však poměrně málo údajů o spontánních i antropogenně podmíněných změnách v lesních půdách. Proto je cílem prezentovaného příspěvku shrnout údaje ze série trvalých, dlouhodobě sledovaných výzkumných ploch, z hlediska stavu půd.

Metodika

Výzkumné plochy tvoří síť ve vrcholové části Jizerských hor (Ulbrichová et al., 2001) ve stanovištních podmínkách tuto oblast reprezentativně popisujících z hlediska hlavních lesních typů, navíc zahrnují pro každou stanovištní jednotku plochy provozně vápněné i nevápněné – odrážejí tedy jak spontánní vývoj půd, tak i jejich ovlivnění vápněním. Vzorky z těchto ploch byly odebrány v rozmezí let 1986 a 1999 z horizontu H (spodní vrstvy humusového profilu) a z horizontu A (svrchní vrstva minerálního půdního horizontu), tedy z horizontů, které nejvíce ovlivňují nadzemní vegetaci.

Výsledky

Pokud hodnotíme stav svrchních vrstev půdy a povrchového humusu zjišťujeme, že rozdíly mezi vápněnými a nevápněnými plochami nejsou v současnosti už příliš veliké.

V průběhu 13 let došlo především díky pufrací kapacitě půd a omezení kyselého spadu k výraznému snížení acidity půd (z $\text{pH} < 3$ na $\text{pH} > 5$) a vliv vápnění byl výrazný zejména v r. 1986, nikoli však dlouhodobě statisticky významný. Výměnná acidita a obsah výměnného hliníku jsou na sledovaných plochách spíše vyšší.

Během tohoto období se také mírně zvýšil obsah výměnných bazí a nasycení sorpčního komplexu, opět výrazněji na vápněných plochách.

Obsah humusu byl zejména zpočátku nižší na vápněných plochách, což odpovídá jeho rychlejší mineralizaci v těchto podmínkách a koresponduje to s výsledky hodnocení stavu výživy a vyššími obsahy prvků na vápněných plochách.

Obsah dusíku během sledovaného období poklesl, výrazněji na vápněných plochách.

Tab.1. Půdní charakteristiky z vápněných i nevápněných ploch z humusového i minerálního horizontu

Horizont	1986				1999			
	kontrola		vápněné		kontrola		vápněné	
	H	A	H	A	H	A	H	A
pH (H ₂ O)	3,32	2,88	3,46	3,61	5,23	5,39	5,37	5,31
pH (KCl)	2,88	3,14	2,97	3,12	3,45	3,39	3,6	3,36
V %	25,13	17,2	27,53	18,1	23,97	20,37	34,35	29,71
S mval/100g	5,46	2,23	5,98	2,3	12,1	2,73	16,47	5,77
humus %	44,26	9,2	35,55	7,83	44,13	13,8	40,81	15,45
dusík %	1,713	0,427	1,34	0,360	1,351	0,331	1,195	0,438

Závěr

Stav lesních půd v imisních oblastech se sice díky snížení kyselého spadu a vlastnostem těchto půd od 80. let výrazně zlepšil, avšak problémem stále zůstává poměrně velká výměnná acidita a obsah výměnného hliníku a následně ztráty především bazických živin. Vápnění má na tyto půdy okamžitý účinek při zvýšení pH v nadložních horizontech, ale i dlouhodobý vliv, který na jedné straně pozitivně ovlivňuje obsah výměnných bazí, na druhé straně ale narušuje dynamiku dusíku a zvyšuje mineralizaci humusu. Proto by vápnění jako meliorační prostředek nemělo být uplatňováno plošně a bez předchozích pedochemických analýz stanoviště.

Literatura

- Balek, J., Šrámek, V., Lomský, B. (2001): Vápnění a hnojení lesních porostů v letech 2000 – 2001. Lesnická práce, 80, 11: p. 483.
- Podrázský, V., Ulbrichová, I. (2001): Vývoj lesních půd a experimentálních výsadeb po povrchovém vápnění na imisních holinách. In. Krajina, les a lesní hospodářství. I. /Conf. proceedings 22. a 23.1.2001/. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze 2001: 111 – 122.

Poděkování: Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu NAZV č. QC 1250.

CHOVÁNÍ HLINÍKU A FLUORU V POVODÍ LESNÍHO POTOKA

Lenka Mládková¹, Luděk Minařík², Petr Skřivan²

¹*Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita v Praze,
165 21 Praha 6 – Suchbátka; E-mail: Mladkova@af.czu.cz*

²*Geologický ústav AV ČR, 165 02 Praha 6 - Lysolaje*

Fluor hraje důležitou roli v koloběhu hliníku. Je jedním z méně významných atmosférických acidifikantů, vyskytuje se v horninovém podloží a ve vodním prostředí tvoří s hliníkem komplexy, například AlF_2^+ nebo AlF^{2+} . Tyto komplexy vznikají snadněji než komplexy hliníku s organickou hmotou (Veselý et al. 1989) a patří stejně jako komplexy s organickou hmotou mezi netoxické pro rostliny (Budot et al. 1994). Oproti tomu působí toxicky atmosférický fluor (Sobocký a Makovská 1984). Z tohoto důvodu je třeba sledovat celé koloběhy obou prvků, definovat jejich hlavní zdroje a kvantifikovat hmotové bilance.

Metodika

Povodí Lesního potoka se nachází přibližně 30 km JV od Prahy, nedaleko Kostelce nad Černými lesy. Je součástí NPR Voděradské bučiny. Jeho rozloha je 0,765 km². Jedná se o dobře definované zalesněné povodí bez bodového zdroje znečištění. Podloží je tvořeno granity, dominantním půdním typem jsou kambizemě.

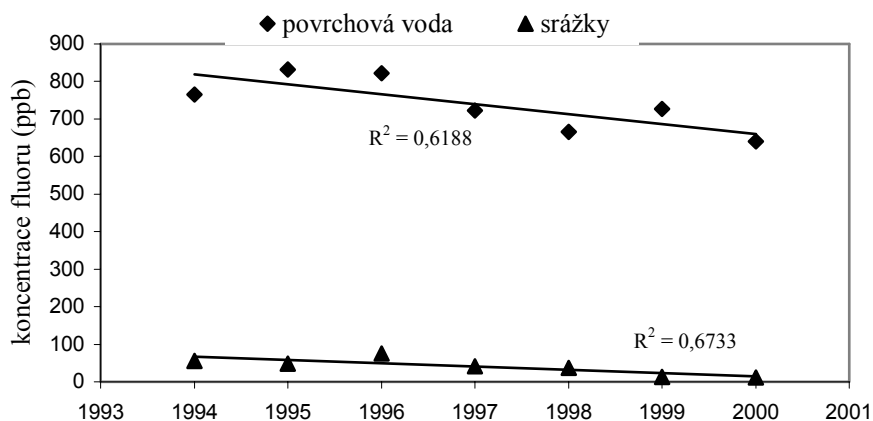
Odběry vzorků se provádějí od roku 1993. Povodí je zařazeno do systému biogeochemického monitorování GEOMON. Detailní metodika odběrů je popsána v práci Fottové (1989), Skřivana et al. (2000) a na internetových stránkách www.gli.cas.cz/lesnipotok. Měsíčně se odebírají vzorky srážek na volné ploše, podkorunových srážek (throughfall) a povrchové vody.

Koncentrace prvků jsou měřeny v laboratořích Geologického ústavu Akademie věd a převáděny na hmotové toky. Tyto toky představují množství prvku dodaného nebo odtransportovaného z jednoho metru čtverečného povodí ($[\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{den}^{-1}]$, respektive $[\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}]$).

Výsledky a diskuse

V průběhu posledních několika let významně klesly koncentrace fluoru ve srážkové vodě. Důvodem je pokles antropogenních emisí tohoto prvku do atmosféry. Tento pokles znázorňuje obr. 1, z něhož je rovněž patrný rozdíl koncentrací F ve srážkové vodě a ve vodě povrchové. Obohacení povrchové vody je důkazem existence jiného zdroje F než je

atmosféra. V tomto případě se jedná o podložní granit, jehož biotit je bohatý na F. Z rozdílu koncentrací je též zřejmé, že dominantním zdrojem F v povodí je právě podloží, nikoli atmosféra. Fluor zde tedy hraje převážně pozitivní roli ve vztahu k vegetačnímu krytu povodí.



Obr. 1. Rozdíl koncentrací fluoru v srážkové vodě a ve vodě povrchové

Hmotnostní bilance obou prvků byly vypočteny podle upravené hydrologické bilanční rovnice. Veličiny jsou dosazovány v jednotkách ročních hmotnostních toků. Throughfall je v tomto případě chápán jako jediný vstup prvků z vnějšku do uzavřeného systému povodí a povrchový odtok jako jejich jediný výstup z povodí (Tab. 1).

Tab. 1. Hmotnostní bilance hliníku a fluoru v povodí Lesního potoka

Hydrologický rok	vstup ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{rok}$)		výstup ($\mu\text{g}/\text{m}^2/\text{rok}$)		balance = vstup - výstup	
	Al	F	Al	F	Al	F
1997	not measured	55600	81700	73800		-18200
1998	36600	40400	20700	23600	15900	16800
1999	20900	22600	60600	58100	-39700	-35500
2000	20400	38700	37000	47400	-16600	-8700

Pro oba prvky platí, že výstupy většinou výrazně převažují nad vstupy. Výstupy jsou tudíž dotovány samotným povodím.

Literatura

- Boudot, J.-P., Becquer, T., Merlet, D., Rouiller, J. (1994): Aluminium toxicity in declining forests: a general overview with a seasonal assessment in a silver fir forest in the Vosges mountains (France). *Ann Sci For* 51, 27-51
- Fottová, D. (1989): System of integrated small catchments monitoring GEOMON - manual.

- Skřivan, P., Navrátil, T., Burian., M. (2000): Ten years of monitoring the atmospheric inputs at the Černokostelecko region, Central Bohemia. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 31, 139-154.
- Sobocký, E., Mankovska, B. (1984): Vplyv fluorových imisí na lesné dreviny a preventívne opatrenia v lesnom hospodárstve. In *Fluór v životnom prostredí - proceedings*, s. 97-104
- Veselý, J., Beneš, P., Ševčík, K. (1989): Occurrence and speciation of beryllium in acidified freshwaters. *Wat.Res.* 23, 711-717.

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

ÚČINNOST NĚKTERÝCH ČINIDEL PRO EXTRAKCI AL Z PŮDY V ZÁVISLOSTI NA JEJICH KONCENTRACI

Ondřej Drábek, Luboš Borůvka, Lenka Mládková,
Jarmila Čechmánková

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

Uvolňování potenciálně toxických forem hliníku z půdy v důsledku acidifikace představuje zejména v lesních půdách horských oblastí závažný problém. Pro jeho správné posouzení je třeba spolehlivě určit množství, které se může uvolnit. Nejčastěji používanou metodou vedle měření koncentrace Al přímo v půdním roztoku je jeho extrakce působením různých činidel (např. Percival et al., 1996, Ponette et al., 1996, Porebska a Mulder, 1996, aj.). Tento příspěvek představuje výsledky několika extrakčních testů pro stanovení výměnných a organicky poutaných frakcí Al v půdě jako potenciálně nejnebezpečnějších forem.

Materiál a metody

Byl vybrán soubor 8 vzorků různých horizontů kambizemí a podzolů z oblasti Jizerských hor. Pro extrakci výměnných forem Al byl použit roztok KCl o koncentraci 0,1; 0,5; 1 a 2 mol.l⁻¹, poměr zeminy k činidlu byl 1 : 10 (5g k 50 ml). Doba třepání byla 24 h (v případě 1M KCl byla použita navíc i doba 12 h). Pro extrakci slabě organicky poutaných forem Al byl zvolen roztok CuCl₂ o koncentraci 0,1; 0,3 a 1 mol.l⁻¹, poměr zeminy k činidlu byl opět 1 : 10 (5g a 50 ml), doba třepání 2 h. Pro extrakci celkového organicky poutaného Al byl použit roztok difosforečnanu tetrasodného (Na₄P₂O₇) o koncentraci 0,1 a 0,05 mol.l⁻¹, poměr zeminy k činidlu byl 1 : 20 (1g a 20 ml), doba třepání 16 h. Výluh se ve všech případech oddělil odstředěním, příp. filtrací, konečné stanovení Al bylo ve výluzích KCl provedeno metodou podle Jamese et al. (1983), v ostatních případech metodou AAS.

Výsledky a diskuse

S rostoucí koncentrací extrakčního roztoku KCl stoupá množství Al extrahované z půdy. Průměrná hodnota obsahu Al ve výluhu 0,1 M KCl byla 283,305 mg.kg⁻¹, 0,5 M KCl 728,192 mg.kg⁻¹, 1 M KCl 665,775 mg.kg⁻¹ a 2 M KCl 840,77 mg.kg⁻¹. Průměrná hodnota koncentrací hliníku naměřená v 1 M KCl při 12 hodinách třepání byla 699,577 mg.kg⁻¹. Statisticky významný rozdíl byl analýzou rozptylu nalezen pouze mezi souborem koncentrací ve výluhu 0,1 M KCl a všemi ostatními variantami.

Nebyly tak potvrzeny výsledky Kachuriny et al. (2000), že nejúčinnější je 1M KCl.

Koncentrace hliníku zjištěné ve výluhu 0,1 M CuCl_2 měly průměrnou hodnotu 951,37 mg.kg^{-1} . Při použití roztoku 0,3 M CuCl_2 to bylo 1419,77 mg.kg^{-1} a v případě 0,5 M CuCl_2 1666,72 mg.kg^{-1} . 1 M CuCl_2 uvolnil průměrně 1669,51 mg.kg^{-1} . Přestože byly hodnoty Al uvolněného 0,1M CuCl_2 nižší než výsledky extrakce ostatními koncentracemi, nebyl mezi jednotlivými variantami měření koncentrace Al v roztoku CuCl_2 nalezen statisticky významný rozdíl a naměřené obsahy byly ve vzájemné korelaci. Jako nejvhodnější se jeví použití 0,5 M CuCl_2 . Že se skutečně jedná o organicky poutaný Al bylo potvrzeno skutečností, že výsledky při použití všech koncentrací vykazovaly průkaznou závislost na množství celkového obsahu organického uhlíku ve vzorcích.

Hodnoty koncentrací zjištěné po extrakci v 0,1 M roztokem $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ mají průměrnou hodnotu 4161,9 mg.kg^{-1} , při použití 0,05 M $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ byla průměrná hodnota 4314,1 mg.kg^{-1} . Mezi obsahem hliníku extrahovaného uvedenými dvěma koncentracemi $\text{Na}_4\text{P}_2\text{O}_7$ nebyl nalezen statisticky významný rozdíl a existuje mezi nimi statisticky významná a velmi těsná závislost ($r = 0,990^{**}$). Lze tedy vzájemně porovnávat výsledky různých studií s oběma použitými molaritami. Pro skutečný obsah organického hliníku je nutno odečíst od naměřeného množství obsah výměnného Al. Silně organicky poutaný Al se pak určí jako rozdíl množství extrahovaného pyrofosforečnanem a slabě organicky poutaného Al.

Závěry

Byly ověřeny metody extrakce výměnného, slabě organicky poutaného a celkově organicky poutaného Al v půdě. Použitá koncentrace činidla neměla na extrahované množství Al ve většině případů velký vliv. Testované metody jsou dostatečně robustní z chemického hlediska. Nabízejí se tak některé možnosti zjednodušení analýz, jako např. možnost použití jednotného extraktu 0,5M KCl jak pro speciaci metodou HPLC, tak pro stanovení celkového množství výměnného Al, či zkrácení doby třepání v případě extrakce roztokem KCl.

Citace

- James, B.R., Clark, C.J., Riha, S.J. (1983): An 8-hydroxyquinoline method for labile and total aluminium in soil extracts. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47: 893-897.
- Kachurina, O.M., Zhang, H., Raun, W.R., Krenzer, E.G. (2000): Simultaneous determination of soil aluminum, ammonium- and nitrate-nitrogen using 1 M potassium chloride extraction. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 31: 893-903.

- Percival, H.J., Giddens, K.M., Lee, R. Whitton, J.S. (1996): Relationships between soil solution aluminium and extractable aluminium in some moderately acid New Zealand soils. *Austr. J. Soil Res.* 34: 769-779.
- Ponette, Q., Andre, D., Dufey, J. E. (1996): Chemical significance of aluminium extracted from three horizons of an acid forest soil, using chloride salt solutions. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 89-95.
- Porebska, G., Mulder, J. (1996): The chemistry of aluminium in strongly acidified sandy soil in Poland. *Eur. J. Soil Sci.* 47: 81-87.

Tento příspěvek vznikl při řešení projektu č. QC 1250 Národní agentury pro zemědělský výzkum při MZe ČR.

BIOCHEMICKÉ VLASTNOSTI PŮD HORSKÝCH EKOSYSTÉMŮ ZASAŽENÝCH ACIDIFIKACÍ

Hana Šantrůčková^{1,2}, Jiří Kopáček^{1,3}, Miloslav Šimek^{1,2}, Tomáš Pícek¹,
Milan Grund¹, Jiří Šetlík⁴

¹ JU v Českých Budějovicích, Biologická fakulta, Branišovská 31,
370 05 České Budějovice; E-mail: hana.santruckova@bf.jcu.cz

² Ústav půdní biologie AV ČR a ³Hydrobiologický ústav AV ČR,
Na sádkách 7, 370 05 České Budějovice,

⁴Ústav fyzikální biologie JU v Českých Budějovicích, Zámek 136, 373 33 Nové Hrady

Acidifikace a následné poškozování horských ekosystémů je způsobeno především depozicí emisí sloučenin síry a dusíku. Je provázáno změnami fyzikálně - chemických i biologických vlastností půd, které ve svém důsledku vedou k porušení rovnováhy mezi zdrojem a spotřebou živin, k jejich zvýšenému vyplavování a k poškozování původních porostů. V současnosti je jasné, že podmínkou obnovy poškozených ekosystémů není pouze snížení množství emisí, ale i obnova kvality půdy. V tomto procesu hrají významnou roli půdní mikroorganismy, které zodpovídají za přeměnu a mineralizaci organického materiálu a současně jsou zásobárnou živin z krátkou dobou obratu.

Cílem tohoto příspěvku je ukázat (i) jaké množství živin je vázáno v mikroorganismech a (ii) jaká je rychlost mineralizace C a N, a nitrifikace v půdách dvou odlišných horských ekosystémů; smrkového lesa a alpských luk; v oblastech zasažených acidifikací.

Materiál a metodiky

Sledovali jsme půdy v oblasti Šumavy a Vysokých Tater. Plochy na Šumavě (povodí 3 jezer) jsou v nadm. výšce 1000-1300 m n.m., v oblasti smrkového lesa. Plochy ve Vysokých Tatrách (povodí 13 jezer) jsou alpské louky nad hranicí lesa (2000 - 2500 m n.m) s dominancí *Calamagrostis villosa*, *Festuca picta*, a *Luzula luzuloides*. Půda byla odebírána po roztátí sněhu nebo v pozdním podzimu ze sond 50x50 cm podle půdních horizontů [1]. Na Šumavě jsme odebrali vždy 8 sond z jednoho povodí, ve Vysokých Tatrách 1-3 sondy z každého povodí. Půdu z jednotlivých horizontů jsme promíchali a odebrali reprezentativní vzorek (2-3 kg). Půdu pro chemické analýzy jsme vysušili v laboratoři, půdu pro analýzu biologické aktivity jsme uchovávali vlhkou při 4°C po dobu 4-6 týdnů. Metody stanovení chemických i biologických parametrů jsou popsány v práci [1]. Stručně: celkový obsah C a N byl stanoven na CN analyzátoru (NC 2100, TermoQuest, Italy), P po spalování HNO₃ a HClO₄,

CEC jako součet bazických iontů extrahovaných NH_4Cl , a A^{3+} a H^+ v extraktu KCl. Prvky v mikrobiální biomase byly stanoveny fumigační extrakční metodou, mineralizace C a N, a nitrifikace po týdenní inkubaci neobohacené půdy (60% MVK) při 20°C.

Výsledky a diskuse

Půdy obou oblastí jsou kyselé a s výjimkou obsahu C_{tot} se ve sledovaných chemických parametrech statisticky významně neliší. C_{tot} je nižší v lučních půdách Tater (Tab. 1).

Tab. 1. Vybrané chemické vlastnosti půd na Šumavě (n=24) a v Tatrách (n=25). Jsou uvedeny průměrné hodnoty a v závorkách směrodatné odchylky

Oblast (horizont)	C_{tot} mg g^{-1}	N_{tot} mg g^{-1}	P_{tot} mg g^{-1}	pH (H_2O)	CEC $\mu\text{eq g}^{-1}$
Šumava (A)	284 (106)	12,7 (3,6)	0,9 (0,2)	3,5 (0,2)	116 (42)
Tatry (A)	125 (68)	8,6 (4,7)	0,6 (0,3)	4,4 (0,3)	128 (41)
Šumava (B)	47 (27)	2,4 (1,2)	1,0 (0,4)	4,0 (0,3)	222 (50)
Tatry (B)	37 (19)	2,5 (1,2)	0,6 (0,3)	4,7 (0,2)	79 (34)

V půdách obou ekosystémů je v mikrobiální biomase vázáno srovnatelné množství C a N (C_{mic} , N_{mic}), ale v lučních půdách Tater je v mikroorganismech vázáno více P (P_{mic}) než v lesních půdách Šumavy (Tab.2).

Tab. 2. Množství živin vázaných v mikrobiální biomase a rychlost mineralizace C a N v půdách na Šumavě (n=24) a v Tatrách (n=25). Jsou uvedeny průměrné hodnoty a v závorkách směrodatné odchylky.

Oblast (horizont)	C_{mic} $\mu\text{g g}^{-1}$	N_{mic} $\mu\text{g g}^{-1}$	P_{mic} $\mu\text{g g}^{-1}$	min. C $\mu\text{g C g}^{-1}\text{d}^{-1}$	min. N $\text{ng N g}^{-1}\text{d}^{-1}$	nitrifikace $\text{ng N g}^{-1}\text{d}^{-1}$
Šumava (A)	1724 (449)	384 (22)	83 (10)	110 (11)	815 (523)	1451 (473)
Tatry (A)	1876 (987)	262 (144)	241 (131)	24 (13)	7 (3)	196 (446)
Šumava (B)	277 (126)	62 (37)	11 (2)	47(22)	126 (127)	303 (151)
Tatry (B)	470 (341)	50 (46)	72 (54)	17 (10)	2 (2)	68 (80)

Podíl C_{mic} a P_{mic} v celkové zásobě C_{tot} a P_{tot} je významně vyšší v Tatrách než na Šumavě. Naopak mineralizace C a N i nitrifikace jsou v Tatrách výrazně nižší než na Šumavě (Tab. 2). Na Šumavě je nitrifikační a N mineralizační potenciál půd řádově vyšší než atmosférická depozice NH_4 na povrch půdy [1]. V obou ekosystémech je množství N v mikroorganismech (N_{mic}) v půdním profilu na ploše 1 m^2 srovnatelné s roční depozicí N [Kopáček, ústní sdělení].

Naše výsledky naznačují, že v současnosti půdy alpinských luk v Tatrách (i) mají větší schopnost zadržovat živiny a (ii) nebezpečí vysoké mineralizace a následného vyplavování živin je nižší než v lesních půdách Šumavy.

Citace

- [1] Kopáček, J., Kaňa, J., Šantrůčková, H., Porcal, P., Hejzlar, J., Pícek, T., Veselý, J. (2003): Physical, chemical , and biological characteristics of soils in watersheds of the Bohemian forest lakes: I. Plešné lake. *Silva Gabreta* 8. (v tisku)

Práce byla podpořena granty GA ČR 206/00/63 a MSM 123100004

POROVNANIE BIOCHEMICKÝCH AKTIVÍT VO VOĽNEJ A RIZOSFÉRNEJ PÔDE (KATASTER OBCE NÁLEPKOVO)

**Martina Uhrinová¹, Tomáš Gábor¹, Miroslav Kromka¹,
Zuzana Viechová²**

¹*Prírodovedecká fakulta UK, katedra pedológie, Mlynská dolina B-2,
842 15 Bratislava; E-mail: pedologia@fns.uniba.sk*

²*Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Gagarinova 10, 827 13 Bratislava;
E-mail: viechova@vupu.sk*

Jednu zo základných úloh v procesoch autoregulácie pôdy majú mikroorganizmy a pôdne enzýmy, ktoré riadia rozkladné a syntetické biochemické procesy v pôde. V katastri obce Nálepkovo (Slovenské rudohorie) boli stanovené vo voľnej a rizosférenej pôde zdravého a poškodeného jedince smreka obyčajného (*Picea abies*) aktivity enzýmov (dehydrogenáza, proteáza, ureáza) a nitrogenázna aktivita v kultúrach izolovaných z koreňových hlúčok jelše sivej (*Alnus incana*).

Zájumové územia sa nachádzajú v oblasti stredného Spiša, v minulosti výrazne ovplyvnenej banskou činnosťou a emisnými spádmi v dôsledku metarulgického priemyslu v Rudňanoch a Krompachoch. Pôdne vzorky odobraté na poloprevádzkových pokusných plochách (Antoni, 1997), založených v katastri obce Nálepkovo (800-870 m n. m., Volovské vrchy, Slovenské rudohorie), z A₀ horizontu zdravého a poškodeného smreka obyčajného, sme vybrali vizuálnym pozorovaním nekrotických zmien na ihličí a koreňových vláskoch. Pôdy na skúmaných lokalitách boli klasifikované ako kambizeme podzolové (Juráni, 1997). Vzorky rozdelené na voľnú a rizosféru pôdu, sme vysušili na vzduchu pri izbovej teplote, preosiali cez 2mm sito a zbavili organických častíc a skeletu. Aktivita dehydrogenázy, proteázy a ureázy bola stanovená štandardnými inkubačnými metódami podľa Zvjaginceva (1991) a Mineeva (1989).

Hlúčky odobraté zrezom z koreňového systému desaťročnej dreviny *Alnus incana* z alúvia potoka Surovec (fluvizem), boli kultivované na živnej pôde MPA a Asbyho agar (Oberbauerová et al., 1999) čím bol vyvolaný rast sprievodnej mikroflóry. Po 14 dňoch boli časti hlúčok preverené na sterilnosť, rozotreté v tretej miske v kvapalnej živnej pôde Rogersa-Wolluma. Následne v suspenznej forme riedené a preočkované na živnú pôdu Rogersa-Wolluma. Po ďalších 14-tich dňoch kultivácie boli aktívne kolónie preočkované do ampuliek na zošíkmenú agarovú živnú pôdu Rogersa-Wolluma (Viechová, Kromka, Uhrinová, 2000). Po kultivácii (14 dní) bola stanovená nitrogenázna aktivita metódou redukcie

acetylénu dusíka (Hardy et al., 1967). Pre názornú ukážku vnútornej štruktúry sme podľa metodiky Lux (1981) urobili polotenkové rezy vybraných hlúčok skúmaných drevín.

Z nameraných hodnôt vyplýva, že u väčšiny skúmaných enzýmov dochádza k zvyšovaniu ich aktivity v prikoreňovej zóne (rizosfére), kde sa nachádza podstatná časť mikroorganizmov a kde prebiehajú aktívne procesy syntézy a rozkladu organickej hmoty, s výnimkou enzýmu dehydrogenázy nameranej v lokalite Surovec, kde je jej hodnota vyššia vo voľnej pôde. Jednotlivé enzymatické aktivity vo voľnej pôde a rizosfére dosahovali nasledovné hodnoty: dehydrogenáza od 1,167 mg.TTF.g⁻¹.deň⁻¹ (voľná pôda, zdravý jedinec, lokalita Záhajnica) do 1,170 mg.TTF.g⁻¹.deň⁻¹ (vo viacerých variantoch na oboch lokalitách), proteáza od 7,643 mg glycínu .g⁻¹.deň⁻¹ (voľná pôda, chorý jedinec, Surovec) do 19,115 mg glycínu .g⁻¹.deň⁻¹ (rizosféra pôda, chorý jedinec, Záhajnica), ureáza od 6,961 mg NH₃.g⁻¹.hod⁻¹ (voľná pôda, zdravý jedinec, Záhajnica) do 55,244 mg NH₃.g⁻¹.hod⁻¹ (rizosféra pôda, chorý jedinec, Surovec). Môžeme konštatovať, že dosiahnuté výsledky umožňujú využiť stanovenia dehydrogenázy a proteázy ako jeden z parametrov diagnostikujúcich poškodenia smrekového porastu v dôsledku stresových faktorov vonkajšieho prostredia.

Nitrogenázna aktivita nameraná u inokulátov, ktoré boli izolované z koreňových hlúčok *Alnus incana* dosahovala hodnoty v priemere od 28,136 μMC₂H₄.hod⁻¹.g⁻¹C_{bio} do 68,568 μMC₂H₄.hod⁻¹.g⁻¹C_{bio}.

Literatúra

- Antoni, J., (1997): Rozpad sekundárnych smrečín obce Nálepko. In: Šomšák, L (ed) et al., Zborník zo seminára „Rozpad sekundárnych smrečín obce Nálepko, Katedra pedológie PriF UK Bratislava, 66 pp.
- Hardy, R.W.F., Holsten, R.D., Jackson, E.K., Burns, R.C., (1967): The acetylene-ethylene assay for N₂ – fixation. Laboratory and field evaluation. Pl.Physiol., 43 N° 20, p. 1185-1207
- Juráni, B., (1997): Pôdne pomery obce Nálepko. In: Šomšák, L (ed) et al., Zborník zo seminára „Rozpad sekundárnych smrečín obce Nálepko, Katedra pedológie PriF UK Bratislava, 66 pp.
- Lux, A., (1981): Rýchla metóda farbenia polotenkových rezov z rastlinných objektov. Biológia 36, 9, Bratislava, p. 753-757
- Mineev, V.G et al., (1989): Praktikum po agrochímii. Izdatel'stvo Moskovskovo Universiteta, 304 pp.
- Obernauerová, M., Gbelská, Y., (1999): Cvičenia z mikrobiológie.UK, Bratislava 92 pp.
- Viechová, Z., Kromka M., Uhrinová, M., (2000): Fixácia molekulárneho dusíka kultúrami, izolovanými z koreňových hlúčok *Alnus incana*. In: Krištůfek, V., Elhottová, D., Frouz, J., Šustr, V., (eds.), Metody studia interakcí mezi půdními mikroorganismy, bezobratlými a kořeny rostlin. ÚPB AV ČR, České Budějovice
- Zvjagincev, D.G. et al., (1991): Metody počvennoj microbiologii i biochimii. Izdatel'stvo Moskovskovo Universiteta, 303 pp.

PŮDNÍ REAKCE A STENOEKTNOST LESNÍCH DŘEVIN: LESNÍ STANOVIŠTĚ S PŘIROZENÝM DOMINANTNÍM VÝSKYTEM SEDMI DRUHŮ LISTNATÝCH DŘEVIN V PODMÍNKÁCH NORSKÉHO KRÁLOVSTVÍ

Klement Rejšek

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

Analýza úzké tolerantnosti (kolísání v malém rozmezí, stenoektnosti) lesních dřevin vůči aciditě prostředí byla provedena na 69 stanovištích přirozeně vzniklých monocenóz jižního a středního Norska následujících sedmi druzích listnatých dřevin: bříza bělokorá (*Betula pendula*), bříza pýřitá (*Betula pubescens*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*), olše šedá (*Alnus incana*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), dub letní (*Quercus robur*) a dub zimní (*Quercus petraea*). Pro referenční třídu (Němeček et al., 2001) Regosolů bylo s některou z daných dřevin vybráno 15 studijních ploch, Glejsolů 10 ploch, Organosolů 3 plochy, Kambisolů 23 ploch, Luvisolů též 3 plochy a pro referenční třídu Podzosolů zbývajících 15 studijních ploch. Každá studijní plocha byla podrobně charakterizována jak dendrologicky, tak pedologicky. Z těchto studijních ploch bylo odebráno a následně laboratorně analyzováno (Ogner et al., 1991) 472 půdních vzorků jak pro půdní reakci aktivní (pH/H₂O) a pro půdní reakci potenciální výměnnou (pH/0,01 mol .l⁻¹ CaCl₂).

Stenoektnost jednotlivých druhů dřevin jednotlivých půdních jednotek vůči hodnotě půdní reakce pro jednotlivé horizonty, taxonomicky vylišitelné pro dané půdní jednotky. Získané podklady byly hodnoceny standardní analýzou variance pro daný půdní horizont na základě taxonomické vylišitelnosti a výskytu konkrétního druhu dřeviny.

Humifikační horizonty

Statisticky byly zpracovány údaje pro 8 studijních ploch břízy bělokoré, 8 ploch s břízou pýřitou, 5 ploch s olší lepkavou, 3 ploch s dubem letním a 3 ploch s dubem zimním. Pro humifikační horizonty dokládá tab. 1 statisticky průkazné rozdíly mezi nároky dubu zimního a břízy pýřité pro půdní reakci aktivní.

Organominerální epipedony

Zde byly hodnoceny údaje z 16 ploch břízy bělokoré, 6 ploch břízy pýřité, 11 ploch olše lepkavé, 1 plochy olše šedé, 5 ploch jasanu ztepilého,

1 plochy dubu letního a 3 ploch dubu zimního, tj. ze všech sedmi dřevin. Z tab. 2 vidíme rozdílnost pH/H₂O na stanovištích olše lepkavé a jasanu ztepilého. Údaje zde obsažené dokládají zřejmou významnost půdní reakce ve všech půdách, které mohou pro srovnávané dřeviny poskytovat vhodné níky.

Podpovrchové horizonty

Zde byly hodnoceny údaje z 19 ploch břízy bělokoré, 7 ploch břízy pýřité, 4 ploch olše šedé a 4 ploch dubu letního. Z tabulky 4 vidíme rozdílnost pH/CaCl₂ na stanovištích břízy pýřité a dubu letního, kdy dub letní je schopen snášet především dolní spektrum hodnot intervalu pH.

Shrnutí

Obecná stenoektnost daných sedmi druhů listnatých dřevin z hlediska tolerance vůči hodnotám půdních reakcí umožňuje jejich dvojí rozdělení:

- a) dřeviny vyžadující relativně úzké rozpětí hodnot půdní reakce vs. dřeviny tolerantní vůči půdní reakci jako takové,
- b) pro dřeviny vůči půdní reakci stenoektní jejich charakteristika jako dřevin stanovišť silně vs. středně vs. mírně kyselých (až neutrálních).

Stran prvního členění je zřejmé, že z daných dřevin jsou vůči půdní reakci dřeviny euryektní olše šedá, dub zimní a dub letní se statisticky neprokázanými afinitami vůči hodnotám půdní reakce. Zvláště u dubu letního je jeho schopnost vytvářet monocenózy na stanovištích některých půdních jednotek s velmi nízkou hodnotou půdní reakce statisticky významná.

Stran druhého členění je zřejmé, že pro dané podmínky bylo statisticky prokázáno, že z hlediska hodnota půdní reakce je bříza pýřitá stenoektním druhem silně kyselých stanovišť, bříza bělokorá a olše lepkavá středně kyselých stanovišť a jasan ztepilý stanovišť mírně kyselých až neutrálních.

Specifická stenoektnost jednotlivých dřevin vůči půdní reakci je statisticky prokazatelná při hodnocení pro jednotlivé půdní jednotky z analyzovaných referenčních tříd:

- a) pro Podzosoly se nepodařilo statisticky doložit žádnou významnou skutečnost, platící pro půdní reakci některého z horizontů.
- b) pro Kambisoly stejně jako pro Luvisoly je determinacním faktorem rozhodujícím o přirozené dominanci dané dřeviny (tab. 4) hodnota pH/H₂O organominerálních epipedonů a to pro stanoviště vytvářející podmínky pro břízu pýřitou a olši lepkavou. Hodnota půdní reakce aktivní A horizontů je pro obě tyto dřeviny statisticky významně prioritní. Horizonty humifikační všech půdních jednotek daných

referenčních tříd jsou prostřednictvím hodnoty pH/CaCl₂ determinační pro břízu pýřitou a dub letní (tab. 5).

Pro Regosoly, Organosoly a Glejsoly byla v rámci šetřených horizontů statisticky průkazná stenoektnost pouze u olše lepkavé a dubu letního (tab. 6) a to pro hodnoty půdní reakce (pH/H₂O i pH/CaCl₂) humifikačních horizontů.

Citace

Němeček, J. et al. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. ČZU Praha, Praha. 79 s.

Ogner, G. et al. (1991) The chemical analysis program of the Norwegian forest research Institute. NISK As, As. 21 s.

Tab. 1. Humifikační horizonty.

Půdní reakce	Dřevina	Průměr (Student t-test)			Rozptyl			Medián		
		Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní
pH/H ₂ O	Betula pendula	4,11	3,81	4,40	0,12	0,05	0,50	4,09	3,53	4,56
	Quercus petraea	5,48	2,50	8,45	1,43	0,38	56,51	4,84	*	*
Tukey HSD s výsledkem zamítajícím nenulovou hypotézu pro půdní reakci aktuální										
Srovnání	Významnost	Hodnocení alternativní hypotézy								
2 – 7	-0,0231	statisticky signifikantní rozdíl								

Tab. 2. Organominerální epipedony.

Půdní reakce	Dřevina	Průměr (Student t-test)			Rozptyl			Medián		
		Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní
pH/H ₂ O	Alnus glutinosa	4,42	4,17	4,67	0,13	0,06	0,41	4,34	4,08	4,64
	Fraxinus excelsior	5,35	4,63	6,07	0,33	0,11	2,74	4,99	*	*
Tukey HSD s výsledkem zamítajícím nenulovou hypotézu pro půdní reakci aktuální										
Srovnání	Významnost	Hodnocení alternativní hypotézy								
3 - 5	0,0157	statisticky signifikantní rozdíl								

Tab. 3. Podpovrchové horizonty.

Půdní reakce	Dřevina	Průměr (Student t-test)			Rozptyl			Medián		
		Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní
pH/CaCl ₂	Betula pendula	4,50	4,30	4,70	0,17	0,09	0,37	4,54	4,28	4,77
	Quercus robur	3,91	3,45	4,37	0,08	0,02	1,15	3,98	*	*
Tukey HSD s výsledkem zamítajícím nenulovou hypotézu pro půdní reakci aktuální										
Srovnání	Významnost	Hodnocení alternativní hypotézy								
6 - 1	0,0262	statisticky signifikantní rozdíl								

Tab. 4. Kambisoly a Luvisoly. Organominerální epipedony.

Půdní reakce	Dřevina	Průměr (Student t-test)			Rozptyl			Medián		
		Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní
pH/H ₂ O	Betula pendula	4,93	4,61	5,25	0,15	0,06	0,61	5,02	4,17	5,30
	Alnus glutinosa	4,33	4,02	4,64	0,04	0,01	0,52	4,36	*	*
pH/CaCl ₂	Betula pendula	4,31	3,94	4,69	0,20	0,09	0,83	4,44	3,50	4,76
	Alnus glutinosa	3,75	3,32	4,18	0,07	0,02	1,00	3,73	*	*

Tab. 5. Kambisoly a Luvisoly. Humifikační horizonty.

Půdní reakce	Dřevina	Průměr (Student t-test)			Rozptyl			Medián		
		Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní
pH/H ₂ O	Betula pendula	5,06	3,73	6,39	0,70	0,22	9,73	4,88	*	*
	Quercus robur	4,42	3,41	5,43	0,17	0,05	6,57	4,21	*	*
pH/CaCl ₂	Betula pendula	4,59	3,02	6,16	0,98	0,31	13,55	4,36	*	*
	Quercus robur	3,56	2,80	4,32	0,09	0,03	3,68	3,42	*	*

Tab. 6. Regosoly, Organosoly a Glejsoly. Humifikační horizonty.

Půdní reakce	Dřevina	Průměr (Student t-test)			Rozptyl			Medián		
		Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní	Hodnota	Dolní	Horní
pH/H ₂ O	Alnus glutinosa	4,29	3,79	4,79	0,04	0,01	1,59	4,24	*	*
	Quercus petraea	5,48	2,51	8,45	1,43	0,38	56,51	4,84	*	*
pH/CaCl ₂	Alnus glutinosa	3,66	3,07	4,25	0,05	0,01	2,22	3,63	*	*
	Quercus petraea	4,81	0,50	9,11	3,00	0,81	118,50	3,83	*	*

VÁPNEŇ PÔD - PODMIENKA TRVALE UDRŽATEĽNEJ PÔDNEJ ÚRODNOSTI

Stanislav Torma

*Výskumný ústav pôdoznalectva a ochrany pôdy, Bratislava, regionálne pracovisko
Reimannova 1, 080 01 Prešov, Slovenská republika; E-mail: torma@vupop.sk*

Kyslá pôdna reakcia, jedna zo základných agrochemických vlastností pôd, je v mnohých prípadoch jednou z najdôležitejších príčin ich nízkej úrodnosti. Popri tom, že kyslé pôdne prostredie spôsobuje, že mnohé dôležité chemické, fyzikálne a biologické vlastnosti sú zhoršené.

Uvedené skutočnosti sa zákonite odrážajú v ekonomike rastlinnej výroby, dôsledkom zníženej kvality kŕmnych dávok v ekonomike živočíšnej výroby a následne aj ekonomike celého hospodárskeho subjektu.

Materiál a metódy

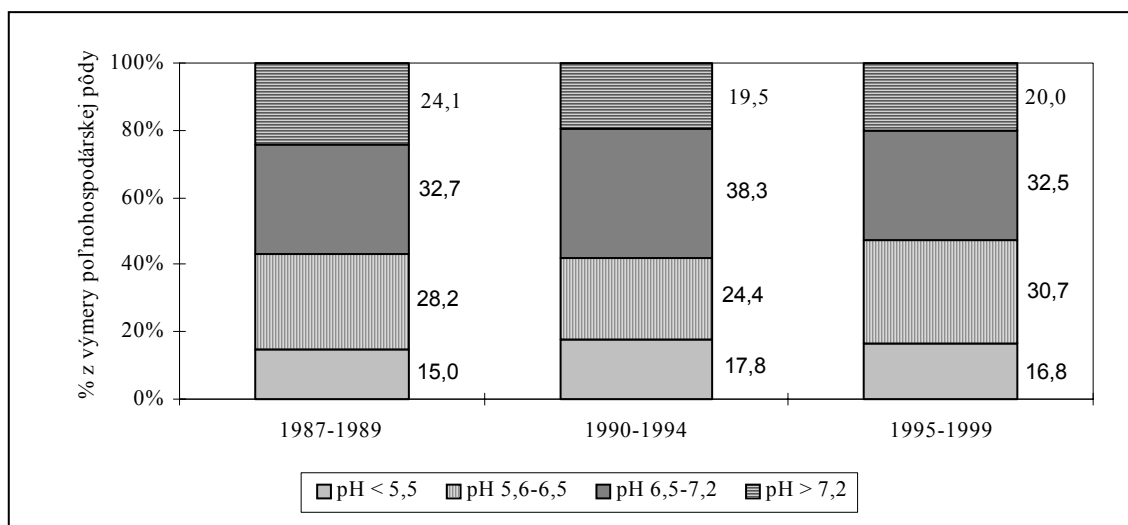
Pre prezentovanie súčasného stavu pôdnej reakcie poľnohospodárskych pôd Slovenska boli použité štatistické údaje o množstve použitých vápenatých hmôt v posledných rokoch, ako aj výsledky posledného cyklu agrochemického skúšania pôd v SR (ÚKSÚP, 2000)

Výsledky a diskusia

Na pôdnu reakciu majú rozhodujúci vplyv vnútorné a vonkajšie činitele. Medzi *vnútorné (endogénne) činitele* patrí najmä chemizmus a textúra horniny, z ktorej pôda vzniká. K *vonkajším činiteľom* radíme:

- *atmosferické* - množstvo zrážok, ktoré je schopné prenikať do pôdy a vyluhovať tie látky, ktoré vplývajú na pufrovitosť pôdy a teda aj na stabilitu jej reakcie.
- *biologické* - charakter odpadu rastlinných zvyškov a výlučky koreňov, ktoré sú zdrojom iónov vodíka. Tu môžeme zaradiť aj odber vápnika a horčíka pestovanými plodinami.
- *antropické* - okysľovanie pôd je značne podporované kyslým atmosferickým spádom, ktorého hlavnou zložkou je kyslíčnik siričitý. Ďalším faktorom je aplikácia priemyselných hnojív. Hoci v posledných rokoch sa podstatne znížilo používanie zvlášť fosforečných a draselných hnojív, je potrebné si uvedomiť, že väčšina dusíkatých hnojív sú fyziologicky kyslé hnojivá. Aj zníženie množstva organických hnojív aplikovaného do pôdy má za následok jej okyslenie. Erózia pôdy sa tiež podieľa na strate vápnika a horčíka z pôdy.

Stav pôdnej reakcie v poľnohospodárskych pôdach Slovenska v posledných 15 rokoch je prezentovaný na obrázku 1.



Obr. 1. Stav pôdnej reakcie poľnohospodárskych pôd na Slovensku podľa jednotlivých cyklov ASP (ÚKSÚP, 2000)

Výmera slabo kyslých pôd sa v porovnaní s minulým cyklom ASP zvýšila o 6 % a zároveň poklesla výmera pôd s neutrálnou pôdnou reakciou. Tento stav bolo možné očakávať po tom, ako v priebehu posledných desiatich rokov bolo aplikovaných minimálne množstvo vápenatých hmôt. V rokoch 1997-1999 bolo na jeden hektár poľnohospodárskej pôdy aplikovaných len 100-450 kg CaO.

Vápnenie zohráva nezanedbateľnú úlohu aj pri inaktivovaní ťažkých kovov v pôde. V kyslom pôdnom prostredí sú takmer všetky toxické ťažké kovy mobilnejšie a pre rastliny ľahšie prístupné. Vo všeobecnosti platí, že so zvýšením hodnoty pH sa zvyšuje sorpcia ťažkých kovov na pôdne častice.

Z uvedeného vyplýva, že vápnenie je na udržanie pôdnej úrodnosti nevyhnutné. Ale aj pri tejto operácii je treba zohľadňovať ekologické a ekonomické aspekty. Je treba sa vyvarovať používania paušálnej dávky vápenatých hmôt na celý hon (Vilček, Torma, 1997). Dávky je potrebné diferencovať podľa skutočne zistenej hodnoty pôdnej reakcie.

Záver

Pôdna kyslosť je vlastnosť pôdy, ktorá sa nedá jednorázovým zákrokom odstrániť. Vápnenie pôd je opatrenie, ktoré treba v priebehu niekoľkých rokov opakovať. Vápnenie sa musí stať jedným zo základných agrotechnických opatrení v každom poľnohospodárskom podniku, najmä

v súčasnosti, po niekoľkoročnej absencii aplikácie vápenatých hmôt do pôdy.

Citácie

ÚKSÚP (2000): Výsledky agrochemického skúšania pôd na Slovensku v rokoch 1995-1999 (X. cyklus ASP). ÚKSÚP Bratislava:, 100 s.

Vilček, J., Torma, S. (1997): Ekonomické aspekty tradičného a diferencovaného vápnenia pôd. *Zemědělská ekonomika*, 43, č. 11: 503-506.

VÁPŇNÍ IMISNÍCH HOLIN – EKOLOGICKÁ RIZIKA

Ivan Kuneš, Jaroslav Karas, Vilém V. Podrázský

*Katedra pěstování lesa, Lesnická fakulta, Česká zemědělská univerzita v Praze,
Kamýcká 129, Praha 6 – Suchbátka, 165 21; E-mail: kunes@lf.czu.cz,
jaroslav.karas@seznam.cz, podrazsky@lf.czu.cz*

Vápnění lesních půd je v současné době opět aktuální záležitostí. Po několikaleté přestávce je od r. 2000 opět ročně povápněno několik tisíc ha, v Orlických horách 900 ha ročně (r. 2001), v Krušných horách kolem 10.000 ha ročně. V letech 1978 – 1991 bylo přitom ošetřeno v Krušných horách 62.000 ha, v Jizerských horách 8.000 ha, v Krkonoších 7.409 ha a v Orlických horách 2.800 ha (Balek et al., 2001). Kromě očekávaných přínosů vápnění, ke kterým se počítá zlepšení ujímání a odrůstání sazenic, zmírnění a prevence acidifikace lesních půd, doplnění výživy lesních dřevin, je však nutno počítat s negativními účinky vápnění na imisních holinách. Zde se uvažuje zejména: (a) urychlená mineralizace vedoucí ke ztrátám organické hmoty v půdách, (b) zvýšené ztráty dusíku v důsledku nadměrné biologické aktivity lesních půd, (c) antagonismus bází, vedoucí ke zvýšeným ztrátám draslíku.

Předkládaný příspěvek pak uvádí výsledky šetření vlivu vápnění na základní pedochemické vlastnosti i na negativní vývojové trendy lesních půd na vápněných lokalitách našich nejstarších sledovaných experimentů s aplikací povrchového vápnění v imisních oblastech.

Metodika

Pro vyhodnocení rizik vápnění byly využity výsledky výzkumu z plochy **Jizerka**: 960 m n. m., LT 8K2, humusový podzol (Balcar – Podrázský 1994), kde bylo aplikováno 5 t jemnozrnného vápence na 1 ha a z plochy **Velká Deštná**: 1100 m n. m., LT 8K2, humusový podzol (Podrázský 1994), kde bylo použito 9 tun jemnozrnného vápence na 1 ha. V obou případech se jednalo o ruční povrchovou aplikaci vápence. Plochy byly založeny v letech 1991 (Jizerka) a 1988 (Velká Deštná). Vzorky byly odebrány v letech 2000 (Jizerka), resp. 1988 a 1998 (Velká Deštná), zpracovány byly standardními laboratorními postupy.

Výsledky

Výsledky ze sledovaných ploch jsou shrnuty v tabulkách 1 (plocha Jizerka), resp. 2 (plocha Velká Deštná). Účinky vápnění byly v období 10 let poměrně mírné a přes vysokou úroveň aplikace pomalu odeznívají.

Tabulka 1. Vybrané pedochemické parametry půdy na ploše Jizerka. K – kontrola, V – vápnění (5 t.ha⁻¹). Příst. živiny v 1 % kys. citrónové. Stav k roku 2000.

Hori- zont	Vari- anta	pH akt.	pH KCl	Obsah bází mval/100g	Nasyc. s.k.(%)	N tot	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
F	K	4,9	3,6	26,7	37,2	1,81	276	674	2993	1333
	V	4,8	3,7	27,4	38,4	1,89	276	634	4844	2173
H	K	4,8	3,2	16,9	26,1	1,68	301	447	1250	468
	V	4,8	3,2	17,8	26,8	1,51	256	348	1307	488
A	K	5,1	3,2	1,9	15,9	0,22	128	65	195	75
	V	5,1	3,3	1,7	16,2	0,17	119	53	189	82

Tabulka 2. Vybrané pedochemické parametry půdy na ploše Velká Deštná (vápnění – 9 t.ha⁻¹, rok 1998)

Hori- zont	Vari- anta	pH akt.	pH KCl	Obsah bází mval/100g	Nasyc. s.k.(%)	N tot	P ₂ O ₅	K ₂ O	CaO	MgO
F	K	4,60	3,30	30,50	41,00	1,56	213	507	2367	1720
	V	5,40	3,00	87,30	86,90	1,77	233	360	11267	2800
H	K	4,30	3,30	14,50	28,30	1,15	161	260	960	487
	V	5,10	3,30	35,00	54,60	1,18	153	213	2640	2480
A	K	4,40	2,90	4,00	36,50	0,19	34	16	200	93
	V	4,90	3,70	4,00	52,80	0,15	30	34	257	228

Závěr

Povrchové vápnění 9 tunami vápence na 1 ha aplikované na ploše Velká Deštná a Jizerka zvýšilo půdní reakci, obsah bází, obsah dvoumocných bází a nasycení sorpčního komplexu. Negativně však ovlivnilo obsah celkového dusíku (na ploše Jizerka). Zcela zřetelné jsou jeho nepříznivé dopady na bilanci fosforu a draslíku. To potvrzuje předpoklad, že vápnění lesních porostů, především vysokými dávkami, je značně riskantní opatření a mělo by být aplikováno na základě podrobné analýzy stanoviště.

Literatura

- Balek, J., Šrámek, V., Lomský, B. (2001): Vápnění a hnojení lesních porostů v letech 2000 – 2001. Lesnická práce, 80, 11: s. 483.
- Podrázský, V. (1994): Krátkodobé účinky vápnění v extrémních imisně ekologických oblastech Jizerských hor. In. Lesnictví, 39, 3-4: 97-105
- Balcar, V., Podrázský, V. (1994): Založení výsadbového pokusu v hřebenové partii Jizerských hor. Zprávy lesn. výzk. 39, 2: 1 - 7.

Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu MSM 414100009 Obnova funkčních lesních ekosystémů Krušných hor.

IV.

EROZE PŮDY

VÝZKUM DEGRADACE PŮDY EROZÍ A MOŽNOSTI JEJÍHO OMEZENÍ V RÁMCI POZEMKOVÝCH ÚPRAV

Miloslav Janeček, Miroslav Dumbrovský

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 150, 156 27 Praha 5 – Zbraslav;

E-mail: janecek@vumop.cz; dumbrovsky@vumopbrno.cz

Erozi se rozumí rozrušování půdního povrchu, transport a sedimentace uvolněných půdních částic působením vody, větru, ledu apod. Eroze je proces reliéfový starší než-li pohoří tvořená sedimentárními horninami. Záznamy o degradaci půdy erozí jsou staré více než 7 000 let. Poznání, že člověkem zrychlená eroze jej může ohrozit je však relativně nové a věda o erozi a ochraně proti ní – erodologie – byla ještě před začátkem minulého století téměř neznámá.

Proces zrychlené eroze půdy se začíná objevovat od doby, kdy člověk počal porušovat přirozený kryt půdy, který byl na většině území tvořen lesními společenstvy. Obecně je degradace půdy závislá na charakteru klimatu, území a způsobu jeho využití a socioekonomických faktorech, jako je hustota obyvatelstva, systém pozemkové držby a úroveň hospodářství.

Eroze je jedním z fyzikálních projevů degradace půdy, mezi další počítáme ztrátu živin a organické hmoty, zhutnění půd, obsah cizorodých látek, zasolení, acidifikaci apod. Uvádí se, že z celkové plochy kontinentů je 15% ploch, t.j. ca 20 mil. km² degradováno, z toho více než 50 % - 11 mil. km² vodní erozí a 5,5 mil. km² větrnou erozí, ostatní plochy připadají na chemickou a fyzikální degradaci. Za hlavní příčiny degradace ve světovém měřítku se považuje odlesnění, devastující pastva, špatné nebo příliš intenzivní využívání půdy a její znečištění.

Na území České republiky je více jak 50 % zemědělské půdy ohroženo vodní erozí a 7,5 % větrnou erozí. Vodní eroze se na pozemcích vyskytuje buď jako plošná, projevující se tzv. vybělováním svahů nebo zvýšenou šterkovitostí (skeletovitostí) půd v důsledku selektivního charakteru tohoto procesu, nebo jako výmolná eroze projevující se sítí – rýžek, rýh, výmolů až strží. Dalším projevem jsou nánosy sedimentů na úpatí svahů, zakalení vody a obsah splavenin v tocích a nádržích. Podobně jako voda i silný výsušný vítr snadno odnáší erodovatelné půdní částice, které působí škody na plodinách a tvoří nánosy.

Stupeň poškození půd erozí je zpravidla určován podle toho do jaké míry byl erozí smyt či odnesen humusový horizont příp. přechodový horizont či spodina (Benett, 1939). Smyté půdní částice nepůsobí jen škody zanášením, ale mohou obsahovat i mnohem vyšší koncentrace

cizorodých látek než-li půda z níž přicházejí, vyjádřené poměrem obohacení.

Činitele ovlivňující erozi je možné rozdělit na:

- a) klimatické a hydrologické
 - zeměpisná poloha
 - nadmořská výška
 - množství, rozdělení a intenzita srážek
 - teplota, oslunění, výpar, odtok
 - výskyt, směr a síla větrů
- b) morfologické
 - sklon území
 - délka a tvar svahů
 - expozice, návětrnost
- c) geologické a půdní
 - povaha horninového substrátu
 - půdní druh a typ
 - textura a struktura půdy, její vlhkost a zvrstvení, obsah humusu
- d) vegetační poměry
 - hustota a délka trvání porostu
- e) způsob využívání a obhospodařování půdy
 - poloha a tvar pozemků
 - směr obdělávání
 - střídání plodin

Z těchto činitelů se za rozhodující považují faktory vyjádřené tzv. Univerzální rovnicí pro výpočet dlouhodobé ztráty půdy vodní erozí dle Wischmeiera a Smithe (1978) ve známém tvaru: $G=R.K.L.S.C.P$ ($t \cdot ha \cdot rok^{-1}$) – podrobněji viz Janeček a kol. (1992).

Výzkum eroze

Cílem pokračujícího výzkumu je další zpřesňování hodnot jednotlivých faktorů i pro naše podmínky. Pokud se týká prvního z faktorů, tedy faktoru erozní účinnosti deště R , jehož velikost závisí na četnosti výskytu, úhrnu, intenzitě a kinetické energii přívalových dešťů, byly z údajů ČHMÚ ve spolupráci s katedrou biotechnických úprav krajiny Lesnické fakulty ČZU v Praze zjištěny hodnoty R -faktoru pro jednotlivé stanice: Vír – přehrada, Horní Bečva, Raškovice, Desná, Třeboň, Cheb, Brumov-Bylnice, Doksy, Praha-Libuš, Přimda, Varnsdorf, Vizovice, Vracov a Židlochovice a zpracování dalších stanic pokračuje. Výsledkem bude isoerodentní mapa pro území České republiky. Ze zpracovaných údajů jsou mimo jiné zajímavé i rozdílné dlouhodobé trendy počtu

přívalových dešťů pro jednotlivé stanice a obecný trend posunu jejich výskytu do podzimních měsíců.

Pokud se týká faktoru erodovatelnosti půdy – K, závisícího na textuře a struktuře ornice, obsahu organické hmoty a propustnosti půdy, bylo provedeno jeho zpřesnění tak, že při jeho určování byla důsledně dodržena původní metodika a podle toho byly vyhodnoceny údaje obsažené v celostátní půdoznalecké databázi VÚMOP Praha. Oproti původně doporučovaným hodnotám jsou nově vypočtené hodnoty faktoru K o ca 30 % nižší.

Pokud se týká topografického faktoru složeného z faktoru délky svahu (L), vyjádřeného v poměru k délce standardního pozemku (22,13 m) a faktoru sklonu svahu (S), vyjádřeného v poměru ke sklonu standardního pozemku (9%), bude možné k jeho určení použít tzv. produkčních bloků, definovaných plochami omezenými přirozenými překážkami, jež jsou součástí, resp. základní jednotkou připravovaného tzv. „Integrovaného administrativního a kontrolního systému“ (IACS) v resortu MZe při překryvu s digitálním modelem terénu. Metodika je k těmto účelům již připravena.

Pokud se týká faktoru ochranného vlivu vegetace – C, vyjádřeného protierozní účinností jednotlivých růstových fází pěstovaných plodin k úhoru bez vegetace, probíhá pro tyto účely ve VÚMOP dlouhodobý výzkum, zaměřený zejména na zvýšení protierozního účinku technologií používaných při pěstování plodin nejméně chránících půdu před erozí, jakými jsou zejména plodiny okopaninového charakteru (kukuřice, brambory apod.). V této souvislosti se významným účinkem projevil bezorebný výsev kukuřice do porostů přemrzlé, na podzim vyseté hořčice bílé nebo svazenky vratičolisté. Osvědčilo se i hrázkování v meziřadí brambor. Ochranné technologie pěstování těchto plodin se projeví příznivě nejen podstatným snížením ztrát půdy erozí, ale i významným snížením povrchového odtoku.

Pokud se týká posledního faktoru – P, faktoru účinnosti těch protierozních opatření, které není možné dost dobře vyjádřit změnami předchozích faktorů (terasování, pásové střídání plodin), zaměřili jsme se na zjišťování účinnosti pásů trvalých travních porostů při střídání s plodinovými pásy. Sledování v tomto směru jsou v počátku.

Z používaných výzkumných metod pro uvedená zjištění jsou to především svažitě odtokové parcelky konstantní délky a sklonu svahu v Třebšíně u Jílového u Prahy, sloužící především k zjišťování účinnosti variant ochranných technologií. K ověřování účinnosti různých vegetačních pokryvů na různých půdách se osvědčilo používání mobilního simulátoru deště. K ověřování dílčích změn půdních vlastností (infiltrace), včetně možnosti vyplavování látek z půdy, používáme přenosný a laboratorní

simulátor. K sledování transportu látek v době výskytu přívalových dešťů jsou v uzavřeném profilu experimentálního malého povodí v Černíci u Čechtí (v povodí Želivky) instalovány automatické vzorkovače.

Výsledky z terénních experimentálních měření tvoří stěžejní základnu pro doplňování základních faktorů sloužících k zjišťování ohrožení půdy erozí a ověřování účinnosti realizovaných ochranných opatření. Jsou i využitelné jako vstupy do srážko-odtokových modelů. Ve výzkumu nezapomínáme ani na problematiku větrné eroze. V minulém roce ve spolupráci s Výzkumným a zkušebním ústavem leteckým v Praze - Letňanech probíhalo ověřování využitelnosti aerodynamického tunelu k zjišťování erodovatelnosti půdy větrem. Připraveno je i zařízení k zjišťování účinnosti větrolamů.

Metody výzkumu významným způsobem přispívají k zjišťování možností omezení degradace půd erozí na našem území a k snížení znečištění vody produkty eroze. Před výzkumem tohoto druhu stojí řada problémů, počínaje objasňováním základních teoretických vztahů až po ověřování protierozní účinnosti navrhovaných opatření. Věříme, že i přijetí novelizovaného znění zákona na ochranu zemědělského půdního fondu přispěje, zařazením povinnosti chránit půdu v přípustných mezích podle hloubky půdního profilu, k řešení tohoto aktuálního problému. Již nyní je však možné významným způsobem k omezení eroze přispět. Podle definice § 2 zákona o pozemkových úpravách (dále jen PÚ) č. 284/1991 Sb. ve znění pozdějších novelizací: „Pozemkovými úpravami se uspořádávají vlastnická práva k pozemkům a s nimi související věcná břemena, pozemky se jimi prostorově a funkčně upravují, scelují nebo dělí a zabezpečuje se jimi přístupnost pozemků a vyrovnaní jejich hranic. Současně se jimi vytvářejí podmínky k racionálnímu hospodaření, k ochraně a zúrodnění půdního fondu, zvelebení krajiny a zvýšení její ekologické stability.“

Toto ustanovení zákona dává příležitost naplnění základního cíle pozemkových úprav, kterým je optimální prostorové a funkční uspořádání pozemků (s výsledkem krajinného a prostorového plánování) v rámci systému společných zařízení. Uspořádání vlastnických práv není cílem, ale pouze prostředkem k dosažení optimálního prostorového a funkčního uspořádání pozemků zejména z hlediska tvorby a ochrany krajiny v úzké návaznosti na dopravní, půdoochranný a ekologický systém navrhovaný jako povinná součást plánu společných zařízení.

Protierozní opatření

Protierozní opatření jsou v rámci procesu komplexních pozemkových úprav (dále jen KPÚ) zahrnuta do systému plánu společných zařízení, na kterých se vlastníci podílejí poměrnou částí své výměry, když v první řadě byla použita státní půda. KPÚ v tomto směru poskytují

jedinečnou příležitost k optimálnímu řešení protierozní ochrany a transformaci odtoku z ohroženého povodí.

Plán společných zařízení byl poprvé definován v nařízení vlády č. 4/2000 Sb., k provedení zákona č. 284/1991 Sb., o pozemkových úpravách a pozemkových úřadech, ve znění pozdějších novelizací, kde se mj. uvádí:

- Návrh společných zařízení řeší prostorové umístění staveb a jiných opatření potřebných ke zpřístupnění pozemků, k ochraně a zúrodnění půdního fondu, k ochraně životního prostředí, zvelebení krajiny a zvýšení její ekologické stability a stanovuje způsob využití území v obvodu pozemkových úprav.
- Společným zařízením ke zpřístupnění pozemků jsou např. stavby a rekonstrukce polních a lesních cest, mostků, propustků, brodů a železničních přejezdů; společným zařízením k ochraně půdního fondu jsou např. protierozní opatření (protierozní meze, průlehy, zasakovací pásy, záchytné příkopy, terasy, větrolamy, zatravnění, zalesnění a pod.) a vodohospodářská opatření sloužící k neškodnému odvedení povrchových vod a ochraně území před záplavami (úpravy toků, nádrže, rybníky, odvodnění, ochranné hráze, suché poldry a pod.); společným zařízením k ochraně a tvorbě životního prostředí, zvelebení krajiny a zvýšení její ekologické stability jsou např. územní systémy ekologické stability, doplnění, popřípadě odstranění zeleně a terénní úpravy.

Z pohledu tvorby a ochrany krajiny dává komplexní a polyfunkční systém plánu společných zařízení, navržený v návaznosti na podklady územně plánovací dokumentace (který má v procesu PÚ charakter krajinného plánu), výjimečné podmínky pro koordinovaný návrh všech uvedených prvků, které vymezují prostor pro optimální prostorové a funkční uspořádání nově navržených pozemků.

Návrh společných zařízení obsahuje celkovou bilanci výměry půdního fondu, kterou je nutno vyčlenit k jeho provedení včetně bilance použitých pozemků ve vlastnictví státu a ve vlastnictví obce, popřípadě rozsah, kterým se na potřebné výměře půdního fondu podílejí vlastníci pozemků, nelze-li pro tyto účely použít jen pozemky ve vlastnictví státu a pozemky ve vlastnictví obce.

Zpracování plánu kostry společných zařízení z hlediska časové posloupnosti začíná probíhat již po úvodním jednání, kdy došlo ke zvolení sboru zástupců (respektive po provedeném průzkumu a jeho analýze). Plán vychází z územně plánovací dokumentace, z vyhodnocení podmínek rozhodujících orgánů státní správy a z vyhodnocení připomínek dotčených organizací. Navazuje na výsledky průzkumu, který poskytuje základní údaje o území a jeho přírodních podmínkách. Dále vychází z rozboru současného stavu, tj. poměrů ekologických, dopravních, erozních, vodohospodářských vč. rozborů zemědělské a lesnické činnosti a

nezemědělských aktivit. Navazuje na jiné záměry, studie, projekty zpracované v daném území (např. programy obnovy vesnice, péče o krajinu, revitalizace toků, říčních a potočních niv, programy EU-SAPARD aj.).

Zájmové území, kterého se dotýká plán společných zařízení, nekoresponduje pouze s hranicí obvodu pozemkových úprav, ale do řešení je nutno zahrnout podle potřeby širší územní jednotku - povodí - pro řešení hydrotechnických, protierozních, revitalizačních či jiných vodohospodářských opatření, biochoru pro návrhy systémů ekologické stability, případně další části okolního prstence k.ú. z mnoha případných důvodů (změna hranice k.ú., propojení sítě polních cest aj.). Pouze na základě návrhu optimálního prostorového a funkčního vymezení a po odsouhlasení tohoto velmi důležitého koncepčního institutu je možné začít realokaci nově vytvořených půdně ucelených hospodářských jednotek, případně nescelených pozemků.

Při návrhu plánu je nutné v první řadě respektovat základní krajinotvorné, ekologické, půdoochranné či jiné ekologické aspekty dané potřebou zajištění polyfunkčnosti jednotlivých navržených prvků v závislosti na přírodních podmínkách. V tomto případě není možné zásadně akceptovat vlastnické vztahy k pozemkům a veškeré náměty a přání vlastníků. K námětům a přáním je potřeba diferencovaně přihlížet v případě, že neodporují ekologickým a funkčním zásadám. Zejména se doporučuje využít zkušeností místních znalců.

Z uvedeného je zřejmé, že pozemkové úpravy poskytují dostatek nástrojů i k návrhu komplexní ochrany a organizace povodí, a to zejména v případě ochrany povodí při přívalových deštích a také do určité míry pro ochranu před povodněmi vzniklými v důsledku extrémních úhrnů srážek.

V prvním případě je návrh protipovodňových opatření založen na důsledné protierozní ochraně půdy, která je povinnou součástí každého projektu KPÚ a uplatňuje se v rámci návrhu polyfunkční kostry společných zařízení sestávajících zejména ze vzájemně propojených dopravních, ekologických a protierozních opatření s důrazem na řešení odtokových poměrů.

V druhém případě se do jisté míry uplatní navržená komplexní ochrana povodí, ale hlavní možnosti poskytují KPÚ při uspořádání vlastnických práv v inundačních územích zaplavovaných při povodních i v trvale zatopených nádržních prostorech. Přitom je možno v maximální míře využít státní a obecní půdu, kterou lze alokovat právě do těchto území a omezit tak krajní způsob vyvlastnění soukromých pozemků ve veřejném zájmu. Kromě toho mohou být pozemky vlastníků, kteří chtějí intenzivně hospodařit, přemístěny z území protipovodňové ochrany do jiných méně ohrožených míst.

KPÚ jsou významným nástrojem pro řešení přírodních, hospodářských i vlastnických vztahů v krajině. Důležitou součástí PÚ je návrh a následná realizace protierozních opatření, která mají půdoochranný a vodohospodářský charakter. Z vodohospodářského hlediska tato opatření sledují především účelné zadržení vody v krajině, snížení zanášení vodních toků a snížení povodňových průtoků a jsou tedy i významným protipovodňovým opatřením.

Citace

Benett, H., H.(1939): Soil Conservation. New York – London.

Dumbrovský, M. a kol. (1997): Zásady pro zpracování základních principů technických opatření proti škodlivým účinkům vod v krajině v rámci pozemkových úprav. VÚMOP Praha: 13 s.

Dumbrovský, M. a kol. (1995): Doporučený systém PEO v KPÚ. Metodika VÚMOP Praha.

Janeček, M. a kol. (1992): Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodiky ÚVTIZ č. 5.

Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting Rainfall Erosion Losses – A Guide to Conservation Planning. Agr. Handbook No. 537, USDA, Washington, D. C.

IDENTIFIKÁCIA PREJAVOV ERÓZNO-AKUMULAČNÝCH PROCESOV - ICH ODRAZ V KLASIFIKÁCII PÔD SR

Jaroslava Sobocká, Rastislav Skalský

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

Abstrakt

Pre indentifikáciu erózných procesov v pôdnom profile hnedozemí Trnavskej sprašovej pahorkatiny sa využila metodológia erózo-akumulačnej katény. Morfológicky sa skúmali dve katény na území PVOD Kočín. K tomu boli analyzované a prehodnotené fyzikálno-chemické charakteristiky, predovšetkým zmeny v pôdnej textúre, pH, obsah karbonátov, Cox (humus), CEC a zásobenosť živinami. Výsledky sa stali východiskom determinácie pôdných sekvencií, resp. asociácií s novým pohľadom na vývoj súčasných hnedozemí sprašových pahorkatín, erózne silne postihnutých. V rámci tohto prehodnotenia sa vytvoril návrh na nový pôdny typ pre pôdy vyskytujúce sa v údolných, resp. depresných formách reliéfu, doteraz neakceptovaný v najnovšom vydaní Morfo genetického klasifikačného systému pôd Slovenska

Výsledky a diskusia

Celkovým zhodnotením fyzikálnych a chemických analytických rozborov sme zistili:

1. V hnedozemiach erózne postihnutých oblastí nie je zaznamenaný posun ílovitých častíc smerom po svahu, t.j. v horizontálnom smere, 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 vo vertikálnom smere, t.j. v pôdnom profile bol len nepatrný. Tiež koeficient textúrnej diferenciácie pre Bt-horizont ako kritériálny znak pre zaradenie pôd do luvického pôdneho typu nedosahuje parametre pre klasifikáciu týchto pôd do triedy hnedozemí (> 1,2). 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 alkalickej až alkalickej pôdnej reakcie. Toto

zistenie možno hodnotiť ako priamy efekt eróznno-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 humózných pôd, zatiaľ čo dolné časti svahov vykazujú známky len miernej humóznosti. Je domnienka vysvetliť si tento fakt prekrytím pôvodnej pôdy eróznno-akumulačnými nánosmi a tým aj straty pôvodného obsahu humusu. Tento znak možno hodnotiť ako priamy efekt eróznno-akumulačných procesov.
5. Kationová výmenná kapacita a zásobenosť živinami nemajú pre skúmané katény diferenciačný význam.

Klasifikácia profilov

Z hľadiska klasifikačného zatriedenia nie je problém klasifikovať všetky časti katén. Pôdnu sekvenciu hnedozem kultizemná (HMa) - hnedozem kultizemná karbonátová erodovaná (HMa^{ce}), regozem kultizemná karbonátová (RMa^c), hnedozem kultizemná karbonátová prekrytá (HMa^{ch}) je v podstate možné generalizovať (s výnimkou karbonátovosti) na všetky erózne postihnuté hnedozeme a mapovať ich vo veľkých a stredných mierkach ako pôdne asociácie. Pri karbonátových hnedozemiach ide o sekundárnu karbonátovosť s dlhodobým historickým vplyvom pôdnej erózie. Hnedozeme sú klasifikované bez uvažovania kritériálneho koeficientu textúrnej diferenciácie ($> 1,2$) Tento problém súvisí s nedostatočným poznaním súčasných hnedozemí a ich adekvátnym vyjadrením v klasifikačnom systéme. Preto navrhujeme neuvažovať (vypustiť) toto kritérium pre kultizemné subtypy hnedozemí, resp. nájsť iné prijateľné riešenie.

Koluvizeme

Slabým miestom klasifikácie hnedozemí sú pôdy na úpäti katén. Na mapách by mali byť klasifikované ako hnedozeme kultizemné s akumulovanou formou, alebo ako prekrytá forma pôd s horizontom akumulácie > 60 cm. Ako hnedozemiam im chýba základný diagnostický znak - Bt-horizont (nevýrazná diferenciácia ílu), navyše ornica i podorničie bývajú karbonátové, s nízkym obsahom humusu. Proces ilimerizácie je neaktívny, dominuje proces akumulácie humózneho materiálu. Hlavným pedogenetickým procesom týchto pôd je akumulácia (sedimentácia) pôdneho materiálu z horných častí územia (ktorá po určitej dobe môže dosahovať značných hrúbok) a má vlastnú horizontáciu profilu odlišnú od typických hnedozemí.

Preto z hľadiska systematiky pôd podporujeme myšlienku zavedenia nového pôdneho typu koluvizeme do klasifikačného systému, čo dokladujú

aj viaceré práce (Lehotský, 1999, 2001) ako aj ich inkorporácia vo viacerých zahraničných pôdnych systémoch.

Pre slovenský klasifikačný systém navrhujeme ako základný diagnostický horizont koluvizeme Ck-horizont, vytvorený transportom a následnou akumuláciou pôdneho materiálu obohateného o humus, niekedy stratifikovaný, avšak farebne odlišiteľný. Jeho hrúbku A+Ck navrhujeme > 40 cm. Sprievodným znakom koluvizemí je častý výskyt pochovanej pôdy s pôvodnou horizontáciou profilu, alebo jej zvyškami. Vznik koluvizemí je podmienený eróznou-akumulačnou činnosťou vody, eolickou činnosťou alebo antropickým pôsobením (napr. orba). Ich zaradenie do vyššej taxonomickej skupiny sa zatiaľ diskutuje.

Podľa definície KOLUVIZEME (KL) – pôdy s ochrickým A-horizontom z koluviálnych sedimentov. Ako subtypy sa navrhujú: modálna, kultizemná, černoziemná, hnedozemná, luvizemná, glejová, pseudoglejová. Základná sekvencia horizontov: A-Ck-A“(B)-C.

Záver

- a) Eróznou-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 pôd. Učebnicový pôdny typ hnedozeme sme nenašli ani v jednom prípade.
- b) Zistilo sa, že hnedozeme s “kvázi typickou” sekvenciou pôdnych horizontov možno nájsť len vo vrcholových častiach katény s výskytom kultizemných hnedozemí stredne až silne kyslých, s dostatočným obsahom humusu, horizontálne i vertikálne, no bez výraznejšieho posunu ílovitých častíc, t.j. bez textúrnej diferenciácie.
- c) 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 dostatočnú zásobu humusu, sú karbonátové v celom profile, so slabou alkalickou pôdnou reakciou.
- d) Dolné, prevažne konkávne časti katény predstavujú asociáciu kultizemných subtypov hnedozemí akumulovaných karbonátových, miestami prekrytých. Obsahujú väčšie množstvo prachu a piesku ako priamy dôsledok eróznou-akumulačných procesov, sú na humus chudobné, karbonátové v celom profile, s alkalickou pôdnou reakciou.
- e) Pre úpätné, prevažne rovinné časti svahu je navrhnutá nová klasifikácia silne akumulovaných hnedozemí, ktoré nevykazujú diagnostické znaky iluviácie, ale sedimentácie, resp. vrstevnatosti pôdneho materiálu z horných častí územia, aj ostatné morfologické znaky sú odlišné (napr.

farba). Tieto pôdy navrhujeme označiť ako nový pôdny typ s osobitou horizontáciou pôdneho profilu - koluvizeme. Ich definovanie bude závisieť od viacerých charakteristík, najmä však od hrúbky a farby akumulovaného pôdneho materiálu.

- f) Základný diagnostický Ck-horizont koluvizeme tvorí translokovaný a transformovaný pôdny materiál čiastočne obohatený o humus, niekedy stratifikovaný s rôznou farebnosťou. Pod ním sa spravidla nachádza pochovaná pôda s pôvodnou horizontáciou alebo zvyškami pôvodných horizontov. Pôdy sa nachádzajú v úpätných častiach svahov, v konkávných reliéfnych formách, v depresných priehlbínach, pričom nie sú súčasťou nivných uloženín. Môžu vznikať ako dôsledok erózo-akumulačných procesov, eolických procesov, antropických procesov, ap. Preto aj ich zaradenie do vyšších taxonomických skupín v jednotlivých klasifikačných systémoch je rozdielne chápané.
- g) Naše výsledky potvrdzujú už skôr prezentovanú domnienku, že časť súčasných hnedozeme sprašových pahorkatín za daných podmienok množstva zrážok, teploty a nízkej nadmorskej výšky sú pôdami minulosti a v súčasnosti proces iluviácie nie je aktívny. Ide o tzv. retrográdny pedogenetický proces, kde procesy ilimerizácie sú vystriedané procesmi akumulácie organickej hmoty (černozemný proces).

Literatúra

- Arbeitskreis für Bödensystematik der DBG. (1998): Systematik der Böden und der bodenbildenden substrate Deutschlands. Mitteilungen der Deutschen bodenkundlichen Gesellschaft, 86: 180 s.
- Čurlík, J., Šurina, B. (1998): Príručka terénneho prieskumu a mapovania pôd. VÚPOP Bratislava: 134 s.
- Fulajtár, E. (1999): Vplyv človeka na pôdny kryt sprašových pahorkatín juhozápadného Slovenska. In: Zbor. sem. Antropizácia pôd V. VÚPOP Bratislava: 72-78.
- 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.
- 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: 337-342.
- Kolektív (2000): Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Societas pedologica slovac, Bratislava: 76 s.
- Lehotský, M. (1999): Erózo-akumulačné katény a degradácia pôd. In: Zbor. sem. Antropizácia pôd V. VÚPOP Bratislava: s. 72-78.

- Lehotský, M. (2001): Growth of Colluvial Bodies and Rise of Bottoms of Linear Depressed Landforms as Example of Soil Anthropization. Proc. Soil Anthropization VI., June 20-22 Bratislava, VÚPOP Bratislava: 43-50.
- Nestroy, O., et al. (2000): Systematische Gliederung der Böden Österreichs (Österreichische Bodensystematik 2000). Mitt. der Österr. Bodenkundl. Ges., H. 60, pp 1-99, Vienna.
- 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: 129-133.
- Sobocká, J. (2001): Physical Degradation Processes Demonstration in Soil Profile. In: Proceedings of the Trilateral Co-operation Meeting on Physical Soil Degradation. VÚPOP Bratislava: 76-83.
- Šišov, L.L., Dobrovoľskij, G.V. (1997): Klasifikacija počv Rossii. Počvennyj institut imeni Dokučajeva, Dokučajevskoe obščestvo počvovedov pri RAN, Moskva: 236 s.
- Zachar, D. (1960): Erózia pôdy. Vyd. SAV, Bratislava: 307 s.

HODNOCENÍ VODNÍ EROZE PŮDY V RÁMCI PODROBNÉHO PEDOLOGICKÉHO PRŮZKUMU

Zdeněk Vašků

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 150, 156 27 Praha 5 – Zbraslav

Za současné hlavní environmentální problémy planety Země se označují především její nejružnější kontaminace jako důsledek růstu populace a hospodářské činnosti, pokles biodiverzity (ničení živočišných a rostlinných druhů) a znehodnocování půdy jako nejdůležitějšího vyčerpatelného a prakticky neobnovitelného přírodního zdroje, nezbytného pro výživu člověka. Právě s ohledem na posledně jmenovaný globální problém představuje ve svém komplexu ohrožení půd vodní erozí jeden z nejzávažnějších degradačních procesů, který se navíc ve značné míře vyskytuje i u našich půd a který přímo negativně ovlivňuje jak jejich produkční schopnost, tak i ostatní složky životního prostředí. Podle nejnovějších hodnocení rozšíření vodní eroze půdy na našem území (Janeček a Tippl, 2000) je v ČR postihováno 42 % zemědělské půdy zrychlenou vodní erozí.

Rychlost eroze se obecně posuzuje podle množství materiálu, který je za určitou časovou jednotku v důsledku působení přírodních a antropogenních faktorů rozrušen a přemístěn. V geologických disciplínách se erozní rychlost nejčastěji udává dobou, během které se v důsledku eroze sníží povodí v průměru o 1,0 m (tzv. denudační metr), dále v mm za 1000 roků nebo v $\text{m}^3 \cdot \text{km}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$. V protierozní ochraně se erozní procesy hodnotí nejčastěji tzv. intenzitou eroze, to je jako ztráta půdy z jednotky plochy za jednotku času, vyjádřenou v mm nebo cm za rok, v $\text{t} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{rok}^{-1}$ a v některých zahraničních studiích i v $\text{t} \cdot \text{km}^{-2} \cdot \text{rok}^{-1}$.

Vodní erozi v určitém rozpětí, kdy je jevem přirozeným, není účelné a ani ekonomické odstraňovat. V souvislosti s navrhováním protierozních opatření se hovoří o limitech přípustné ztráty půdy (Janeček, 1992). Hodnocení erozní rychlosti, stejně tak jako stanovení limitů přípustné ztráty půdy přitom vycházejí ze stejného základu, kterým je přirozený průměrný roční přírůst půdního profilu, tedy empiricky stanovovaná průměrná hodnota rychlosti vzniku půd (viz tab. 1).

V ideálním případě by tedy mělo být dosaženo stavu, při kterém erozní rychlost či intenzita eroze nepřekročí rychlost tvorby půd, to je situace, při které úrodnost půdy nebude snižována ztrátou půdní hmoty.

Tab. 1. Rychlost vzniku půd na některých horninách udávaná podle různých literárních pramenů (Vašků, 1991)

Hornina	Autor údaje	Místo stanovení	Rychlost tvorby půd [mm. rok ⁻¹]	Doba vzniku 1 cm půdy [roků]
Hydrické nezpevněné sedimenty	E. Z. Harrison, A. L. Bloom, 1977	USA, Connecticut	2,0–6,6	1,5–5,0
Eolické písčité sedimenty	A. Bertrand, 1959	USA	1,75–2,5	4,0–5,7
Vrchovištní rašelina	E. Firbas, ?	Švábsko	1,0–1,8	5,5–10,0
Morénové sedimenty	A. Bertrand, 1959	USA, Indiana	0,01–1,0	10,0–1000
Pyroklastika	J. Van Baren, ?	Indonésie	0,7	14,3
Vulkanický popel	R. L. Hay, 1960	Indonésie	0,4	25,0
Jezerní sedimenty	Z. Kukal, 1970	Švédsko	0,2–0,4	25,0–50,0
Nezpevněné sedimenty – průměrná hodnota	H. W. Menard, 1974	USA, Severní Karolina	0,26	38,5
Vápenec	V. V. Dokučajev, 1885	Rusko, Petrohradská oblast	0,13–0,16	62,5–76,9
Vápenec	J. G. Goodchild, 1890	Velká Británie	0,05–0,1	100,0–200,0
Morénové sedimenty	H. Kohnke, ?	USA	0,055	181,8
Žula	D. C. Barton, 1916	Egypt	0,001–0,002	5.000–10.000
Žula	H. F. Garner, 1974	Výhodné klimatické podmínky	0,0015	6.666,7
Průměrně příhodné substrátové poměry	E. Zeuner, 1958	Evropské mírné pásmo	0,1	100,0
Průměrně příhodné substrátové poměry	H. H. Bennet, 1955	USA	0,02–0,15	66,7–500,0
Průměrně příhodné substrátové poměry	Z. Kukal, 1964	Česká republika	0,1	100,0
Průměrně příhodné substrátové poměry	J. Drbal, 1965	Česká republika	0,125–0,2	50,0–80,0
Průměrně příhodné substrátové poměry	V. Veselý, 1970	Česká republika	0,05	200,0

Orientační hodnoty pro posouzení tzv. normální (přirozené, geologické), mírné (slabé) a středně zrychlené (to je výjimečně ještě v některých půdních podmínkách tolerovatelné) a silně zrychlené eroze pro současné zemědělské soustavy České republiky jsou uvedeny v následujícím tabelárním přehledu (viz tab. 2).

Tab. 2. Slovní označení průměrné dlouhodobé intenzity vodní eroze a stupně ohrožení půdy vodní erozí podle velikosti ztráty půdy (Vašků, 1991)

Ztráta půdy [t.ha ⁻¹ .rok ⁻¹]	Ztráta půdy [mm.rok ⁻¹]	Slovní označení intenzity vodní eroze půdy
pod 0,8	méně než 0,05	normální (přirozená)
0,8–4,0	0,05–0,3	slabá (mírná)
4,0–10,0	0,3–0,7	středně zrychlená (podmíněně tolerovatelná)
10,0–20,0	0,7–1,4	silně zrychlená
20,0–30,0	1,4–2,15	mimořádně zrychlená
nad 30,0	nad 2,15	katastrofická

Pro kvantitativní hodnocení vodní eroze půdy a pro výpočet základních návrhových parametrů protierozních opatření jsou v současnosti rozšířeny především dvě skupiny výpočtových výrazů. Jsou to konceptuální rovnice a modely, které jsou založeny na teoretických zákonech a vycházejí obvykle z předpokladu rozdělení erozních procesů na jednotlivé fáze (uvolnění půdních částic deštěm, přemístění půdních částic deštěm, uvolnění půdních částic povrchovým odtokem, transport půdních částic povrchovým odtokem) a empiricko-matematické modely, které jsou založeny na terénních pozorováních, měřeních a experimentování a na matematicko-statistickém zpracování těchto šetření. Dlužno dodat, že rozbor procesů vodní eroze a její hodnocení není snadné, neboť tyto pochody se vyznačují značnou složitostí, mimořádnou nepravidelností a jsou podmíněny celou řadou přímých i nepřímých faktorů (velikost a intenzita srážek, půdní vlhkost, půdní vlastnosti, reliéfovými poměry, vegetačním pokryvem a jeho časovou proměnlivostí, ochrannými opatřeními člověka apod.). Proto je doposud jak teoretický rozbor vodní eroze, tak hodnocení a návrh jednotlivých protierozních opatření řešen na základě celé řady zjednodušujících předpokladů, které jsou ovšem z praktických hledisek krajinného inženýrství, a to především pro jeho projekční činnost, nutné a pro účely výpočtu základních technických návrhových parametrů protierozních opatření postačující.

Následující příspěvek je zaměřen na topografické hodnocení ohroženosti půd vodní erozí v rámci podrobného pedologického průzkumu. Nezaměřuje se tedy na stanovení např. jednotlivých výchozích parametrů pro určení tzv. faktoru erodovatelnosti půdy (obsah částic 0,002 – 0,1 mm, obsah částic 0,1 – 2,0 mm, obsah organických látek, stanovení struktury, stanovení propustnosti půdy, stanovení hlavních půdní jednotky) pro aplikaci empiricko-matematickostatistického modelu autorů Wischmeiera – Smitha, to je pro tzv. universální rovnici, stanovení průměrné roční ztráty půdy, stanovení influkčně-infiltrační schopnosti půdy, vsakovací schopnosti půdy, hydraulické vodivosti, kritického tangenciálního napětí

pro danou půdu apod., ale pouze na identifikaci poloh poškozovaných aktuální vodní erozí v krajině a na stanovení plošného rozsahu území, na kterém bude nutno přistoupit k realizaci protierozních opatření. Tato stanovení mají principiální význam podmíněný především místní proměnlivostí a obtížnou postižitelností faktoru erodovatelnosti půdy, topografického ukazatele vyjádřeného v závislosti na délce a sklonu pozemku, faktorů odvozovaných od agrotechnického vývoje plodin, proměnlivosti hospodaření, změnami v účinnosti agrotechnikou podmíněných protierozních opatření, v existující regionální až lokální proměnlivosti faktoru erozní účinnosti dešťů a v neposlední řadě v důsledku existence dalších pedologických, hydropedologických, hydrogeologických a biologických příčin, ovlivňujících přímo nebo nepřímo erozní procesy.

Při podrobném pedologickém průzkumu pro výše uvedené účely se vychází ze skutečnosti, že zrychlená (abnormální) vodní eroze (hydroeroze) půdy, na rozdíl od normální eroze (přírozené eroze) se v krajině zákonitě projevuje dobře identifikovatelnými důsledky agradačních, denudačních a akumulačních procesů (geomorfologické procesy rozrušování a modelace zemského povrchu způsobované účinky vody, včetně přemísťování a ukládání uvolněného materiálu). Tyto morfologické změny, které jsou na orné půdě způsobované nejdříve především odnosem jemných povrchových půdních částic a na ně pevně vázaných organických látek v důsledku působení tzv. ronové mikroeroze (chronické eroze, utajené eroze, výběrové eroze) a dále erozí lineární a jejími jednotlivými typy, kterými jsou eroze rýžková, eroze rýhová, eroze brázdová, eroze výmolová, eroze zmolová a eroze stržová), případně v místě přeronových drah vrstevnatou erozí (plošná eroze, ohlazy půdy, výhlazy půdy) ovlivňují výrazně především:

- a) hloubku půdního profilu
- b) mocnost případně stratigrafické uspořádání půdních horizontů
- c) fyzikální, chemické a biologické vlastnosti půd.

Při posuzování těchto změn v rámci podrobného pedologického průzkumu je nutno přihlížet k základním reliéfovým tvarům území (krajinným polohám), kterými jsou zóna eluviálního komplexu, zóna erozně denudačního komplexu a zóna erozně akumulačního komplexu.

Zatímco v zóně eluviálního komplexu se vyskytují genetické půdní představitele plně vyvinuté a půdní horizonty zde plynule přecházejí do matečných substrátů, jsou pro zónu erozně denudačního komplexu příznačné tzv. smyté a silně smyté taxonomické kategorie půd. Erozně denudačními procesy jsou na orné půdě postihovány především epipedony a kulturní humózní horizonty, ale i podpovrchové horizonty, ležící pod horizonty biogenní akumulace organických látek, jako jsou metamorfické

(kambické) horizonty, jílem nebo oxidy Fe, Mn ochuzené horizonty (albikové horizonty, eluviální horizonty), luvické jílem obohacené horizonty (argilikové horizonty), mramorované redoximorfní horizonty nebo dokonce horizonty či vrstvy ležící níže sola (podpůdní vrstvy a vlastní půdotvorné substráty). V důsledku transportních procesů se v zóně erozně-denudačního komplexu vyskytují půdy se sníženou mocností půdního profilu nad pevnou matečnou horninou nebo jejím souvislým silně štěrkovitým rozpadem (mělké půdy, středně hluboké půdy, hluboké půdy blížící se svojí mocností středně hlubokým půdám). Právě proto není např. vzácností, při vymezování aktualizovaných BPEJ, především pro oblast hlavních půdních jednotek kategorie 08, výskyt tzv. „bílých černozemí“.

Významnou charakteristikou při hodnocení ohroženosti půd vodní erozí v rámci podrobného pedologického průzkumu na konkrétním zájmovém území je určení tzv. erozní fáze a lokální formy půdních typů, subtypů a variet, kterou se charakterizuje uplatnění procesu smyvu (event. deflace) a akumulace transportovaných půdních částic.

V zóně erozně-denudačního komplexu přichází při podrobném pedologickém průzkumu v úvahu především vymezování přítomnosti půdní katény či okrsků taxonů erozních forem smytých, erozních fází silně smytých až po erozi vzniklé jednotlivé půdy referenční třídy leptosoly. Vzhledem k tomu, že průměrná mocnost orničních horizontů se v důsledku orby pohybuje ve standardní hodnotě 25 až 30 cm, dochází u velké většiny půd poškozovaných erozním smyvem ke snižování mocnosti především prvního vnitřního horizontu a dále v důsledku eroze a priorávání částí vnitřních horizontů ke snižování obsahu organických látek. Tento jev je někdy morfochromaticky provázen výraznou tzv. leucitizací epipedonů (viz též tab. 3). Ze stejných důvodů v epipedonech zpravidla dochází ke zvyšování skeletovitosti a snižování obsahu jemných půdních frakcí (viz též posuzovací diagram na obr 1). Obecně lze říci, že u půd poškozovaných erozním smyvem se u fyzikálních a chemických vlastností projevuje tendence posunu hodnot ke stavu, který je vlastní pro půdotvorné substráty. Zhoršování půdních vlastností v erozně-denudační zóně (především obsahu humusu, půdní struktury, okyselování, poklesu sorpční kapacity, snižování účinného půdního profilu pro rozvoj kořenů rostlin, dekalifikace apod.) vedou souborně k velice závažnému jevu, který je označován autoakcelerace erozních procesů.

Pro zónu erozně-akumulačního komplexu jsou nejprůzračnějšími procesy kumulace transportovaného materiálu z výše ležících krajinných poloh (základních prvků reliéfu krajiny), vyúsťující až ve vznik tzv. (antropogenního) koluvia. Přitom v dolních částech svahů a terénních polohách, kde dochází k poklesu unášecí síly povrchového odtoku takto ovlivněné půdy zpravidla obsahují větší množství živin, organických látek

a jemných půdních částic, nežli je příznačné pro zónu erozně denudačního komplexu i pro zónu eluviálního komplexu. Nejmarkantnějším znakem erozně akumulací zóny je tak zvyšování mocnosti humózních horizontů. Proto v zóně erozně-akumulačního komplexu přichází při podrobném pedologickém průzkumu v úvahu především vymezování přítomnosti půdní katény či okrsků taxonů erozních forem akumulovaných, erozních fází silně akumulovaných až po půdy referenční třídy fluvisoly – půdní typ koluvizem. V erozně akumulací zóně, v důsledku transportní činnosti soustředěného ronů, často rovněž dochází k utváření těles sedimentů stejného charakteru, ukládaných za stejných fyzikálních podmínek, to je tzv. litosomů (písčitých, šterkovitých a prachovitých čoček, přičemž hrubozrnné sedimenty převažují ve vrcholech náplavových kuželů).

Závěrem je nutno zdůraznit, že výše naznačené zásady podrobného pedologického průzkumu zaměřené na identifikaci poloh poškozovaných aktuální vodní erozí v krajině a na stanovení plošného rozsahu území, na kterém bude nutno přistoupit k realizaci protierozních opatření jsou v našem podrobném rozpracování koncipovány i pro expeditivní hodnocení, která jsou založená na vzájemném srovnávání zjevných změn makroskopicky posuzovaných vlastností (jako příklad tohoto druhu posuzování viz tab. 3), kterým se ovšem na základě dodatečně provedených analýz a měření dostává přesný kvantitativní význam.

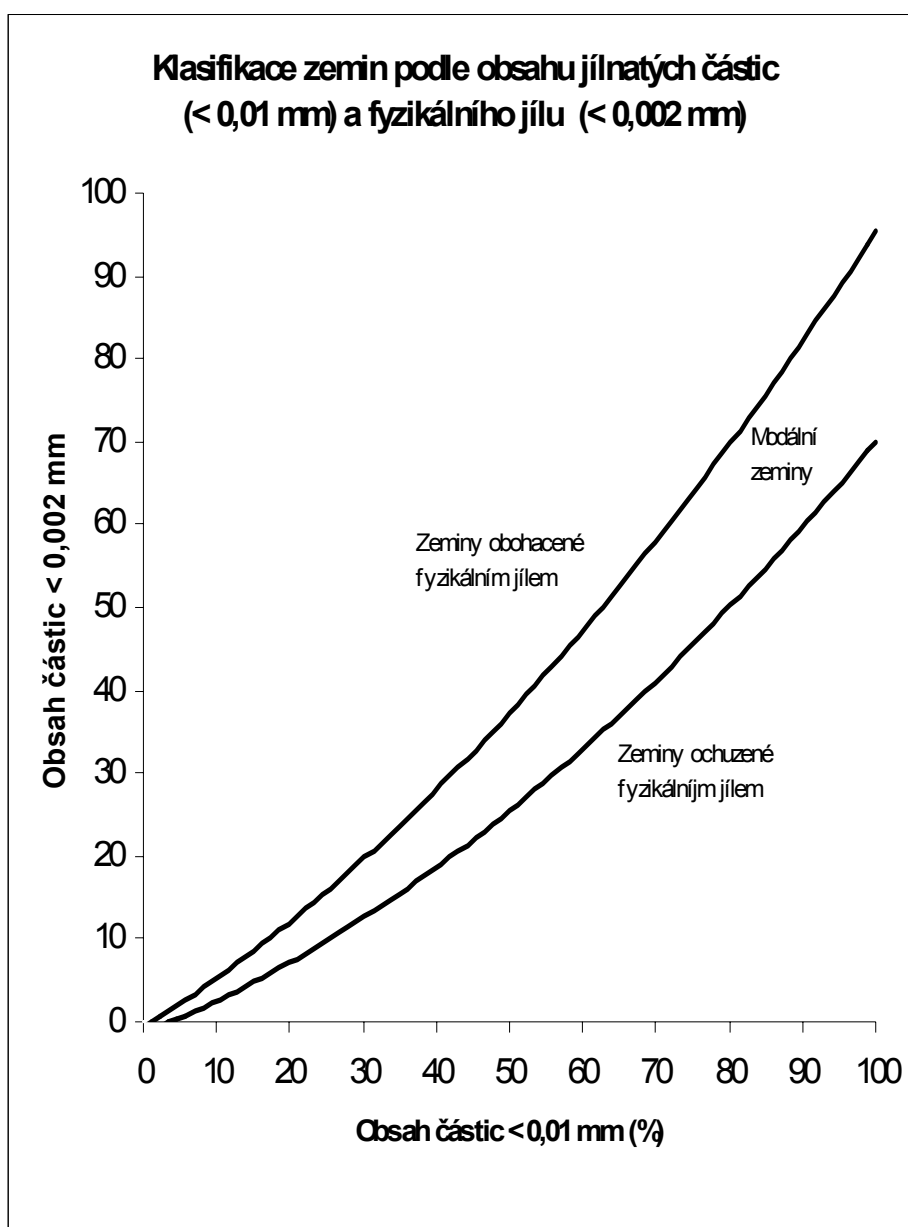
Tab. 3. Expeditivní hodnocení obsahu organických látek v epipedonech pro indexování taxonů půd v rámci podrobného pedologického průzkumu pro hodnocení ohroženosti půd vodní erozí.

Označení organominerálního horizontu (zeminy)	Slovní přibližné označení zbarvení	Orientační obsah organických látek [% hmotn.]
Bezhumózní	Barva se blíží zbarvení matečných substrátů	0,0 – 0,5
Slabě humózní	Světle šedé odstíny barev uvedených v následujícím řádku	0,5 – 1,2 (1,5)
Středně humózní	Šedé, hnědé a hnědošedé	1,2 (1,5) – 2,5 (3,5)
Silně humózní	Tmavošedé, tmavohnědé, černošedé, černohnědé	2,5 (3,5) – 4,5 (6,0)
Velmi silně humózní	Sytě černohnědé, černé, smolově černé	nad 4,5 (6,0)

Literatura:

- Janeček M. a kol. (1992): Ochrana zemědělské půdy před erozí. VÚMOP Praha.
 Janeček M., Tippl M. (2000): Mapy potenciálního ohrožení zemědělských půd ČR vodní a větrnou erozí. VÚMOP Praha.
 Mašát K. a kol. (2002): Metodika vymezování a mapování bonitovaných půdně ekologických jednotek. VÚMOP Praha.

- Němeček J. a kol. (2001): Taxonomický klasifikační systém půd České republiky. Praha.
- Němec J. (2001): Bonitace a oceňování zemědělské půdy České republiky. Praha.
- Pasák V. a kol. (1963): Protierozní ochrana půdy. Praha.
- Spirhantl J. (1952): Eroze půdy a boj proti ní. Praha.
- Vašků Z. (1991): Sylaby přednášek z protierozní ochrany pro krajinné inženýry. Katedra biotechnických úprav krajiny LF VŠZ v Praze.
- Vašků Z. (1992): Komplexní pozemkové úpravy a limitní rozměry pozemků z protierozních hledisek. Pedologie a meliorace, 28 (2): 81 – 90.



Obr. 1.

SOUČASNÉ METODY VÝZKUMU VODNÍ EROZE PŮDY

Renata Chmelová, Bořivoj Šarapatka

Přírodovědecká fakulta Univerzity Palackého, tř. Svobody 26, 771 46 Olomouc;

E-mail: chmelova@prfnw.upol.cz, sar@risc.upol.cz

Ztráta půdy ze zemědělsky i nezemědělsky využívaných ploch je vážným celosvětovým problémem. Z agronomického hlediska znamená eroze fyzikální a biologickou degradaci půdy, nenávratnou ztrátu zeminy, humusu a živin, ovlivnění mikrobiálního života a narušení, popřípadě zničení kultur. Plošná eroze odnáší rovnoměrně jemné půdní částice z povrchu zejména horních částí svahů a posléze je ukládá. Větší intenzitou deště dochází k postupnému soustřeďování povrchově stékající vody do rýh. Tyto se postupně prohlubují, stékající voda nabývá charakter soustředěného odtoku s větší vymílací schopností. Vodní erozí uvolněné půdní částice představují nebezpečí pro životní prostředí, např. pro vodárenské zdroje. Studium erozních procesů je pak v zájmu pozornosti nejen zemědělských věd.

Modely

Modelování půdní eroze je matematicky popsáný proces uvolnění, transportu a ukládání půdních částic působením erozních činitelů. Využívají se poznatky z teorie mechanismu eroze, povrchového odtoku, infiltrace, hydrauliky, výpočetní techniky, informačních technologií apod. Při použití modelů je nutno mít jasno, zda chceme pouze kvantifikaci erozních procesů nebo jejich prognózu. V tom případě je nutné rozhodnout pro jaký časový horizont (důsledek jednoho navrhovaného deště, jeden rok apod.) se prognóza vyžaduje a rovněž musí být stanoveno měřítko modelování (např. svah, povodí) (Holý, 1994). Podle Line, Shirley, Singh (1988) erozní modely můžeme rozdělit na empirické, koncepční a fyzikální modely.

V praxi jsou v rámci optimalizace využití krajiny snad nejrozšířenější empirické modely, mezi které můžeme zařadit např. univerzální rovnici pro ztrátu půdy (USLE), která byla upravena i pro podmínky našeho státu (Janeček, 1992).

Základem pro studium eroze půdy a pro získávání základních dat pro modely jsou však experimenty, pro které můžeme využívat např. simulátory deště nebo výzkumné plochy.

Simulátory deště

Simulátory deště jsou výzkumná zařízení, která jsou navržena tak, aby přiváděla vodu na pozorovanou plochu ve formě podobné přírodnímu dešti. Jsou využitelné nejen pro studium vodní eroze, ale i pro hydrologické experimenty. Hlavní výhody použití simulátorů, proti zařízením využívající přírodní deště, se dají shrnout do čtyř bodů (Meyer, 1994):

- rychlost
- účinnost
- kontrolovatelnost
- přizpůsobivost.

Během posledních 50 let vědci používají řadu technických zařízení pro simulaci deště. Ta část, která vytváří kapky (tryska) je klíčová součást celého simulátoru. Existují dvě kategorie metod, jak vytvořit simulované kapky deště. Ta první zahrnuje zařízení s tryskou, do které je voda vháněna tlakem o signifikantní rychlosti a druhá kategorie zahrnuje zařízení, ve kterém se kapky tvoří a padají v podstatě s nulovou počáteční rychlostí. Používané trysky vytvářejí velikosti kapek od jednotlivých až po přívalové deště. Základní vybavení obvykle potřebné pro simulátor deště tvoří:

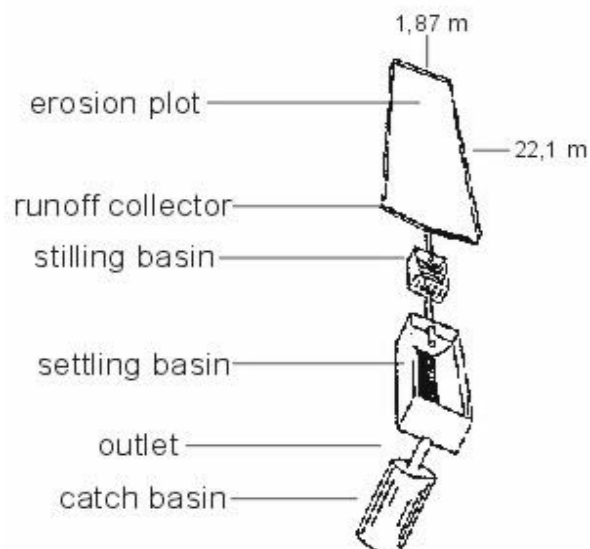
- pumpy, hadice a přívod vody
- vybavení pro měření erozního smyvu
- vybavení pro ohraničení experimentálního pozemku (např. plechy)
- vlastní simulátor deště
- další potřebné vybavení (nádoby pro sběr erozního smyvu, generátor, kamera, fólie pro zástěnu atd.).

Simulátory deště mají i své nevýhody a omezení. Je to hlavně cena a čas nutný ke stavbě vhodného simulátoru deště a také pracovní síly potřebné k provozu zařízení. Nelehká je i interpretace získaných dat ve srovnání s přírodními dešti a další nemalý problém je, že se většinou dešť simuluje na malé plochy, pokud se použije velkoplošný simulátor deště musí se udělat kompromis v parametrech simulovaného deště.

Zařízení na měření erozního smyvu – výzkumné plochy

Výzkum vodní eroze půdy musí být založen na experimentálních výsledcích různých forem. Obvykle jsou experimentální data získávána pro predikování a kvantifikování půdní eroze a množství sedimentu. Pro výzkum pak můžeme využít výzkumné plochy, které spolu s dalšími potřebnými zařízeními jsme instalovali v k.ú. Velká Bystřice u Olomouce. Cílem našeho výzkumu je zjistit, jaký vliv mají různé zemědělské plodiny, jejichž pěstování je typické pro danou oblast, na odnos půdy vodou. Značný vliv na odnos půdy mají přívalové deště. Proto je součástí projektu sledování časového průběhu srážek a jejich intenzity ombrografem

Lamgrecht 1509-20, dále kontinuální měření půdní vlhkosti půdním vlhkoměrem VIRRIB a zjišťování infiltrační schopnosti půdy (Double-ring infiltrometer). Samotný odnos půdy ze zkoumaného území je zjišťován pomocí zařízením „USLE PLOTS“ (viz obr.1). V odplaveném materiálu budou zjišťovány vedle množství odnesené půdy (v závislosti na intenzitě srážek, druhu plodiny a jejím vývojovém stupni) i chemické charakteristiky sedimentu a srážek zadržených v zařízení „USLE PLOTS“ a dále vybrané půdně – biologické charakteristiky sedimentu.



Obr. 1. Schéma zařízení na měření erozního smyvu.

Literatura

- Holý, M. (1994) : Eroze a životní prostředí. Praha, Vydavatelství ČVUT: 383 pp.
- Chmelová, R., Šarapatka, B. (2002): Soil Erosion by Water: Contemporary Research Methods and their Use. Acta Universitatis Palackianae Olomucensis, Geographica 37, Olomouc, VUP (v tisku).
- Janeček, M. a kol. (1992): Ochrana zemědělské půdy před erozí. Metodika ÚVTIZ č. 5: 109 s.
- Lane, L.J., Shirley, E.D., Singh, V.P. (1988): Modelling erosion on hillslopes. In: Anderson, M.G. (ed.): Modelling geomorphological systems. New York, John Wiley Publ.: 287-308.
- Meyer, L.D. (1994): Rainfall simulators for soil erosion research. In: Lal, R. (ed.): Soil erosion research methods (second edition). The Soil and Water Conservation Society and St. Lucie Press: 83- 103.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1965): Predicting rainfall – erosion losses from cropland east of the rocky mountains. Agricultural Handbook 282, Agric. Research Service, US DA.

EKONOMICKÉ DOPADY VODNEJ ERÓZIE PRI PESTOVANÍ POĽNOHOSPODÁRSKÝCH PLODÍN

Jozef Vilček

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

Cieľom tohto príspevku je poukázať na ekonomické parametre využívania produkčného potenciálu poľnohospodárskych pôd v špecifických podmienkach eróznej ohrozenosti a taktiež poukázať na možné ekonomické dopady protieróznych opatrení a ich ekonomickú efektívnosť. Konštatujeme, že napriek dostatku informácií o vzniku a prejavoch vodnej erózie, ich eliminácii a opatrení na nápravu, absentuje ekonomický aspekt tohto deštruktívneho faktora.

Na základe pozorovaní v rôznych pôdnych, klimatických a pestovateľských podmienkach sa pre naše pomery uvádza, že zmyv pôdy o hrúbke 1 mm.rok⁻¹ znižuje úrody o 1 - 2 %. Keď však erodovanosť pôd pokračuje bez účinnejšieho obmedzenia, potom sa škody výrazne zväčšujú a to podľa intenzity zmyvu.

Na základe analýzy a hodnotenia úrod poľnohospodárskych plodín v súbore 266 podnikov Slovenska sme pre jednotlivé skupiny plodín dospeli ku konkrétnym údajom o znižovaní produkcie vplyvom účinkov vodnej erózie. Tieto sú uvedené v tabuľke 1.

Tab. 1. Pokles hektárových úrod podľa skupín plodín na erodovaných pôdach Slovenska v %.

Stupeň erózie pôd	Obilniny	Strukoviny	Olejníny	Okopaniny	Krmoviny
slabo erodované	6	2	4	3	3
stredne erodované	9	15	7	8	6
silne erodované	20	25	20	19	8
veľmi silne erodované	33	35	28	*	10

* - v hodnotenom súbore sa okopaniny v príslušnej kategórii nepestovali

Naše prepočty ukazujú, že oproti pôdam na ktorých erózia neprebíha, sú v súčasných ekonomických podmienkach reálne finančné straty vplyvom erózie pripadajúce na 1 hektár ornej pôdy také, ako ich uvádza tabuľka 2.

Tab. 2. Potenciálne predpoklady zníženia zisku vplyvom erózie (Sk.ha⁻¹)

Stupeň erózie pôd	Obilniny	Strukoviny	Olejniny	Okopaniny	Krmoviny
slabo erodované	-950	-300	-650	-900	-350
stredne erodované	-1400	-2250	-1250	-2300	-550
silne erodované	-3900	-3700	-3500	-7000	-650
veľmi silne erodované	-5300	-5000	-4900	-*	-700

Ak premietneme súčasnú štruktúru osevu (obilniny 50 %, strukoviny 6 %, olejniny 9 %, okopaniny 10 % a krmoviny 15 %) na erózne ohrozenú pôdu, môžeme konštatovať, že vplyvom vodnej erózie prichádzame na Slovensku každoročne o asi 3 800 mil. Sk, z čoho až 66,5 % predstavuje úbytok z produkcie obilnín. Povedané ináč, ak by sa nám podarilo eróziu eliminovať na minimum, boli by reálne predpoklady dopestovať o 720 tis. ton obilia viac ako je tomu dnes. Ak celkovú stratu prepočítame na plochu jedného hektára erózne ohrozenej pôdy, môžeme konštatovať, že vplyvom erózie je v priemere každý hektár erodovanej pôdy chudobnejší o asi 2500 Sk zisku. Na veľmi silne erodovaných pôdach je táto hodnota v priemere 3500 Sk, na silne erodovaných pôdach 3300 Sk, na stredne erodovaných pôdach 1300 Sk a slabo erodovaných pôdach 1100 Sk.

V záujme eliminácie uvedených ekonomických strát je potrebné realizovať účinné protierózne opatrenia najlepšie tak, aby mali dlhodobejší účinok. Ak by sa prostriedky o ktoré vplyvom erózie pôd prideme investovali do racionálnych protieróznych opatrení, určite by to prospelo nielen k ekologickej stabilizácii poľnohospodárskych pôd, ale aj k ich ekonomicky efektívnejšiemu využitiu. Je v záujme celej spoločnosti, a pôda si to určite zaslúži, aby sa deštrukčné procesy erózie zamedzili na pokiaľ možno čo najmenšiu mieru a takto sa zabezpečil trvalo udržateľný stav v procese ekologizácie využívania produkčného potenciálu a ekonomickej efektívnosti pôd Slovenska.

V prípade zvýšeného erózneho ohrozenia pôd je ekologickejšie i ekonomickejšie realizovať zmenu kultúr využitia pozemku, resp. zvoliť plodiny k erózii indiferentné.

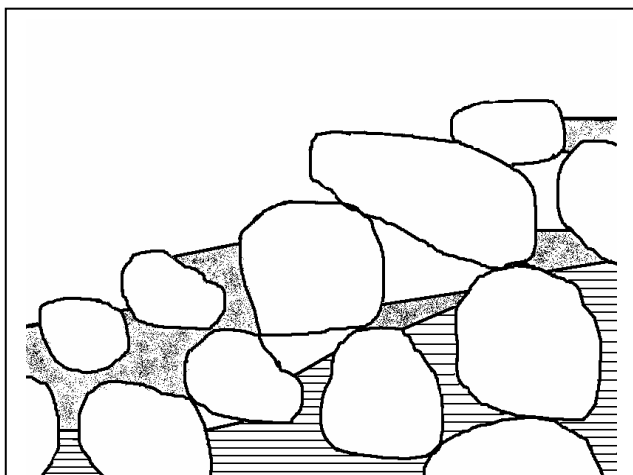
Je čas zamyslieť sa a uvedomiť si, že pokračujúca erózia má negatívny dopad nielen na ekológiu krajiny, znečistenie vôd a pod., ale má aj negatívne priame i nepriame dopady na ekonomiku výroby a tým aj ekonomickú situáciu subjektu hospodáriaceho na pôde.

INTROSKELETOVÁ EROZE

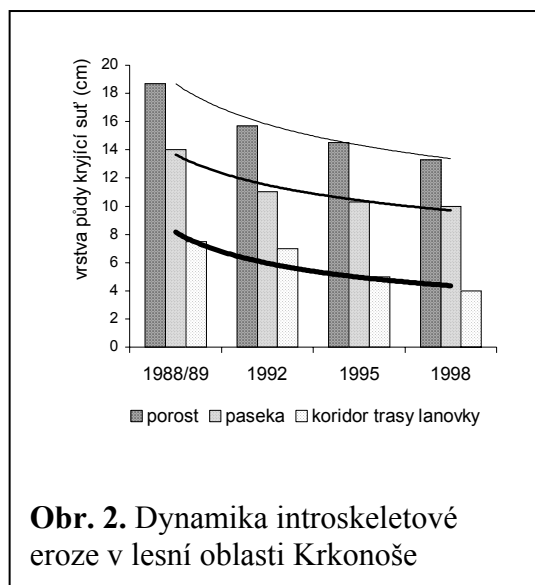
František Šach, Vladimír Černohous

*Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice 517 73 Opočno;
E-mail: sach@vulhmop.cz*

Silně kamenitá – suťová (balvanitá) lesní stanoviště bývají při snížené půdoochranné funkci lesních porostů postihována zvláštním druhem eroze, nazvanou erozí introskeletovou (Šach 1990). Introskeletovou erozí jsme definovali jako převážně vertikální propadávání a proplavování organických i anorganických půdních částic mezerami mezi skeletem do spodin zvětralinového pláště – do dutin mezi kameny a balvany (obr. 1). O podobném procesu eroze existuje zmínka v Encyklopedickém slovníku geologických věd (Academia 1983) pod heslem kamenné moře. Obnažení balvanů ze zvětralinových plášťů odstraněním (vyplavením, vyvátím) jemných částic z prostorů mezi nimi uvádějí autoři hesla jako jednu z možností vzniku kamenného moře.



Obr. 1. Balvanité stanoviště postižené introskeletovou erozí



Obr. 2. Dynamika introskeletové eroze v lesní oblasti Krkonoše

Na silně kamenitých lesních pozemcích začíná proces introskeletové eroze nejčastěji při kácení lesních porostů a bývá obvykle umocněn pozemním transportem dřeva. Na extrémně skeletovitých a slunných lokalitách se introskeletová eroze objevuje dokonce již v progresivní fázi odumírání lesního stromoví způsobeném škodlivými činiteli. Doprovodnými projevy introskeletové eroze jsou usychání a odumírání původní přízemní vegetace, její rozklad, rychlá mineralizace nadložního humusu a následné zvětšení a zvýraznění povrchové kamenitosti.

Z geologického hlediska jsou ze stanovišť náchylných k introskeletové erozi nejvíce ohroženy lokality s výskytem granodioritu a žuly. Obě horniny mají kvádritovou odlučnost a jejich rozpadem vznikají zvětraliny hrubě písčité, se silně narušenými a rozpadavými úlomky horniny. Obsahují však i zcela neporušené kompaktní balvany. Zvětralina s popsanou strukturou potom při narušení půdního krytu a postupném tlení kostry kořenů smýcených nebo odumřelých stromů snadno podléhá introskeletové erozi.

S klesající četností se lokality ohrožované introskeletovou erozí vyskytují také na rule a svorové rule. Zvětrávání těchto hornin produkuje menší kameny, suť je drobnější a nacházejí se v ní pouze nevelké meziprostory. Kromě zvětrávání hornin se podílí na výskytu introskeletové eroze nadmořská výška, expozice, sklon a reliéf terénu, výskyt žil jiných odolnějších hornin, např. křemenců a kvarcitů apod.

Dynamiku introskeletové eroze lze na příkladu z Krkonoš prezentovat ztenčováním půdní vrstvy pokrývající suť (obr. 2), plošným zvětšováním povrchové kamenitosti a zvýrazňováním vertikální členitosti mikroreliefu terénu. Zvětšující se rozsah území postižovaného v Krkonoších introskeletovou erozí a přesun ploch do stupňů s vyšším postižením dokumentují výsledky průzkumů v tab. 1 a 2.

Tab. 1. Rozsah postižení lesních půd introskeletovou erozí v Krkonoších (Pašek, 1991 – 1994, in Šach a Pašek, 1996)

Ohroženost introskeletovou erozí podle lesních typů (<i>Typologický systém Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs n. L.</i>)	Výměra postižených ploch	
	ha	%
<u>Extrémní:</u> příkré a lavinové svahy, kamenité svahy nad horní hranicí lesa, skály, kary, suť	1 744	5,4
<u>Vyšší:</u> rozsáhlejší plochy sutí (kat. Y, Z9, N, N4) obklopené zpravidla typy N0, převážně žulové podloží, případně rula	399	1,2
<u>Střední:</u> častěji se vyskytující očka sutí (kat. N, N4), různá podloží, nejčastěji žula, případně rula, možno mapovat jako typ N0	2 394	7,4
<u>Nízká:</u> kat N, A, M, K – ojediněle se vyskytující očka sutí na kamenitých svazích, podloží převážně rula	1 664	5,2
Celkem z výměry 32 251 ha	6 201	19,2

Místa, na kterých dojde k úplné ztrátě půdy a vystoupení sutě, ztrácejí produkční schopnost, ale také ochranné hydrické a půdoochranné funkce. K opětovnému zalesnění je nezbytné použít speciální technologie. Náklady se oproti použití standardní jamkové technologie zvýší 4 – 6krát, tj. z ca 50 tis. Kč/ha na 200 – 300 tis. Kč/ha, v průměru 250 tis. Kč/ha.

Tab. 2. Rozsah postižení lesních půd introskeletovou erozí v Krkonoších (Mikeska, 2000, in ÚHÚL 2000)

Ohroženost introskeletovou erozí podle lesních typů (<i>Typologický systém Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs n. L.</i>)	Výměra postižených ploch	
	ha	%
<u>Velmi extrémní:</u> 9Y - periglaciální sutě	316	0,9
<u>Extrémní:</u> 9Z, 9K - plochy nad horní hranicí lesa	3 201	9,4
<u>Velmi vysoká:</u> 8Y, 8Z9, 8N0, 7Y - rozsáhlé plochy sutě	912	2,7
<u>Vysoká:</u> 6Y, 6N0, 7N0, 6N4, 7N4, 8N1, 8N3 - časté plochy sutě na kamenitých svazích	1 971	5,8
<u>Nižší:</u> 6M9, 6N1, 6N3, 7M9, 7N1, 7N3, 8Z2, 8M, 8K9, 8N5 - ojedinělé plošky sutě na kamenitých svazích	3 988	11,7
Celkem z výměry 33 965 ha	10 388	30,5

Citace

ACADEMIA (1983): Encyklopedický slovník geologických věd. Praha, Academia 1983.

Šach, F. (1990): Vnitropůdní eroze – nebezpečný proces na kamenitých lesních pozemcích po imisních těžbách. [The introskeletal erosion – the dangerous process on stony forest lands following immission timber harvesting]. Zprávy lesnického výzkumu, 35: 13-15.

Šach, F., Pašek, M. (1996): Rozsah a dynamika introskeletové eroze v Krkonoších. [Extent and dynamics of introskeletal erosion in the Krkonoše Mts]. In: Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Sborník příspěvků z mezinárodní konference ...Opočno, 15. – 17. 4. 1996. Ed. S. Vacek. Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice: 79-88.

ÚHÚL (2000): Oblastní plány rozvoje lesů. Brandýs n.L., ÚHÚL, Pobočka Hradec Králové.



POTENCIÁL INTROSKELETOVÉ EROZE NA LOKALITĚ TROJMEZENSKÝ PRALES – I. ZÓNA NP ŠUMAVA

Miroslav Svoboda, Vilém V. Podrázský

*Katedra pěstování lesa, Lesnická fakulta, Česká zemědělská univerzita v Praze,
Praha 6 – Suchbátka, 165 21; E-mail: svoboda@lf.czu.cz, podrazsky@lf.czu.cz*

Introskeletová eroze byla poprvé popsána v Krkonoších koncem 80. let, kde v důsledku masového odumírání lesů vlivem imisí zátěže došlo k prudkému nárůstu objemu těžeb a současně k používání mnohdy nešetrných technologických postupů. Jejich důsledkem byla pozvolná degradace půdního profilu a narůstání rozlohy těžko obnovitelných imisních holin. Na problematiku vnitropůdní eroze poprvé upozornili Šach (1990) a Šach a Pašek (1996) v Krkonoších a následně i v Jizerských horách. V současné době je problematika introskeletové eroze řešena také na Šumavě, kde v důsledku kůrovcové kalamity dochází k odumírání horských lesů na rozsáhlých plochách a ke vzniku jevů spojených s introskeletovou erozí (Podrázský, 1999).

Metodika

Pro sledování potenciálu introskeletové eroze na území NP Šumava byly vybrány tři trvalé výzkumné plochy na území I. zóny Trojmezenský prales. Na všech TVP bylo provedeno základní pedologické šetření a byla sledována biologická aktivita (dynamika dusíku, mikrobiologická aktivita) svrchních holorganických vrstev..

Výsledky

Prezentované údaje představují výsledky získané během prvního roku šetření a na jejich základě je možno vyvozovat pouze předběžné závěry. K získání definitivních údajů je nutno šetření opakovat v následujících letech.

Na základě pedologického šetření a provedených pedochemických analýz je možno pozorovat odlišnou dynamiku svrchních holorganických horizontů odebraných na TVP ve vitálním živém lese v porovnání s odumřelým porostem a holinou. Mikrobiologická dýchací aktivita, mineralizace dusíku a nitrifikace byly obecně vyšší v holorganických horizontech F a H odebraných v odumřelém lese a na holině v porovnání s vitálním lesním porostem. Provedené šetření prokázalo, že rozdílné stanovištní podmínky (např. vlhkost, charakter humusových horizontů)

spolu s rozvojem přízemní vegetace po odumírání stromového patra a poklesu jeho zápoje mohou výrazně ovlivnit úroveň biologické aktivity (Emmer, 1999, Novák, 1999). Dále bylo prokázáno, že ke změnám biologické aktivity (mikrobiologická dýchací aktivita a dynamika dusíku) a pravděpodobně k urychlenému rozkladu a mineralizaci organické hmoty dochází nejen v podmínkách holosečí (Binkley, 1984) ale také během progresivní fáze odumírání stromového patra (Novák, 1999). Výsledky ostatních pedochemických analýz (půdní reakce, charakteristiky sorpčního komplexu a výměnné acidity) potvrzují získané údaje týkající se biologické aktivity. Zejména charakteristiky sorpčního komplexu (obsah dostupných bází a nasycení sorpčního komplexu) byly vyšší v organických horizontech F a H odebraných v mrtvém lese v porovnání s lesem živým.

Závěr

Byla prokázána odlišná dynamika mikrobiologické dýchací aktivity, dynamiky dusíku (nitrifikace a N mineralizace) a charakteristik sorpčního komplexu ve svrchních organických horizontech F a H odebraných v odumřelém smrkovém lese na lokalitě Trojmezna – NP Šumava v porovnání s vitálním lesním porostem.

Literatura

- Binkley, D. (1984): Does forest removal increase rates of decomposition and nitrogen availability? *Forest Ecol. Management*, 8: 229-233.
- Emmer, I. E. (1999): Litter decomposition and soil nitrogen dynamics (1995-1996) in the Krkonoše National Park. *Journal of Forest Science*, 45, 1999 (7): 316 – 327.
- Novák, F. (1999): Transformace dusíku v půdě přirozeného horského smrkového lesa na Trojmezské hoře (Šumava). *Silva Gabreta*, 3, 1999: 183 – 194.
- Podrázský, V. (1999): Potenciál introskeletové eroze v podmínkách NP Šumava. In: *Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava, Kostelec nad Černými lesy, ČZU Praha, Praha 1999: 35 – 36.*
- Svoboda, M., Podrázský, V. (2000): Změny pedochemických charakteristik a biologické aktivity lesních půd po odumření smrkového porostu na lokalitách ohrožených introskeletovou erozí na Šumavě. In: *Monitoring, výzkum a management ekosystémů Národního parku Šumava, Kostelec nad Černými lesy, ČZU Praha, Praha 2000: 7 – 11.*
- Šach, F. (1990): Nebezpečí vnitropůdní eroze na kamenitých svazích. *Lesnická práce*, 69, 1990 (7): 304 – 309.
- Šach, F., Pašek, M. (1996): Rozsah a dynamika introskeletové eroze v Krkonoších. In: Vacek, S. (eds.): *Monitoring, výzkum a management na území Krkonošského národního parku. Opočno, VÚLHM VS Opočno 1996: 79 – 88.*

Poděkování: Příspěvek vznikl v rámci řešení projektu rozvoje FRVŠ 1035/2002 G4 *Odumírání stromové složky a dynamika lesních ekosystémů na území NP Šumava.*

V.

JINÉ FORMY DEGRADACE PŮDY

JINÉ FORMY DEGRADACE PŮDY

Pavel Novák¹, Miloš Valla²

¹*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Žabovřeská 250,
Praha 5 – Zbraslav, 156 27; E-mail: pnovak@vumop.cz*

²*Katedra pedologie a geologie, Česká zemědělská univerzita,
165 21 Praha 6 – Suchbátka; E-mail: Valla@af.czu.cz*

Degradace půdy je obrovským celosvětovým problémem dotýkajícím se přímo či nepřímo problémů zemědělství v širokém rozsahu.

Podle údajů FAO (1997) je ze světových 1 475 milionů hektarů půdy užívané zemědělsky, kolem 38 %, tj. 560 milionů ha postiženo výraznější degradací. Z toho je 56 % ohroženo degradací vodní erozí, 28 % větrnou erozí, 4 % je degradace chemická a 12 % degradace fyzikálních vlastností půdy. Zároveň je 38 % z uvedených 560 milionů ha slabě postiženo, 45 % mírně, 15 % vážně postiženo a 2 % jsou prakticky zničeny.

V současné době se pojem „degradace půdy“ používá v mnohem širším významu, než před několika desítkami let. Označují se tak všechny procesy, které mohou vést ke znehodnocování půdy ve všech jejích produkčních i mimoprodukčních funkcích, tedy znehodnocování erozí, znečištěním, kontaminací či ztrátou příznivých fyzikálních vlastností.

V původním užším významu se degradací půdy označovaly většinou nežádoucí změny kulturně příznivějších vlastností půdního profilu, vznikající v důsledku změn v genetických půdotvorných pochodech. Těmito změnami se v našich podmínkách rozumělo zejména:

- vytěsňování bazických kationtů z půdního komplexu a jejich náhrada ionty H^+ ;
- proplavování koloidních substancí (kyseliny křemičité, sesquioxidů, jílových minerálů, humusu) do spodních vrstev profilů;
- v důsledku toho vytváření zhutněných horizontů a sklon k hydromorfním procesům.

Těmito degradačními změnami v genetických půdotvorných pochodech v důsledku antropické činnosti a degradačními změnami fyzikálních vlastností půdy (zpravidla opět vyvolanými antropickou aktivitou) se v tomto příspěvku zabýváme.

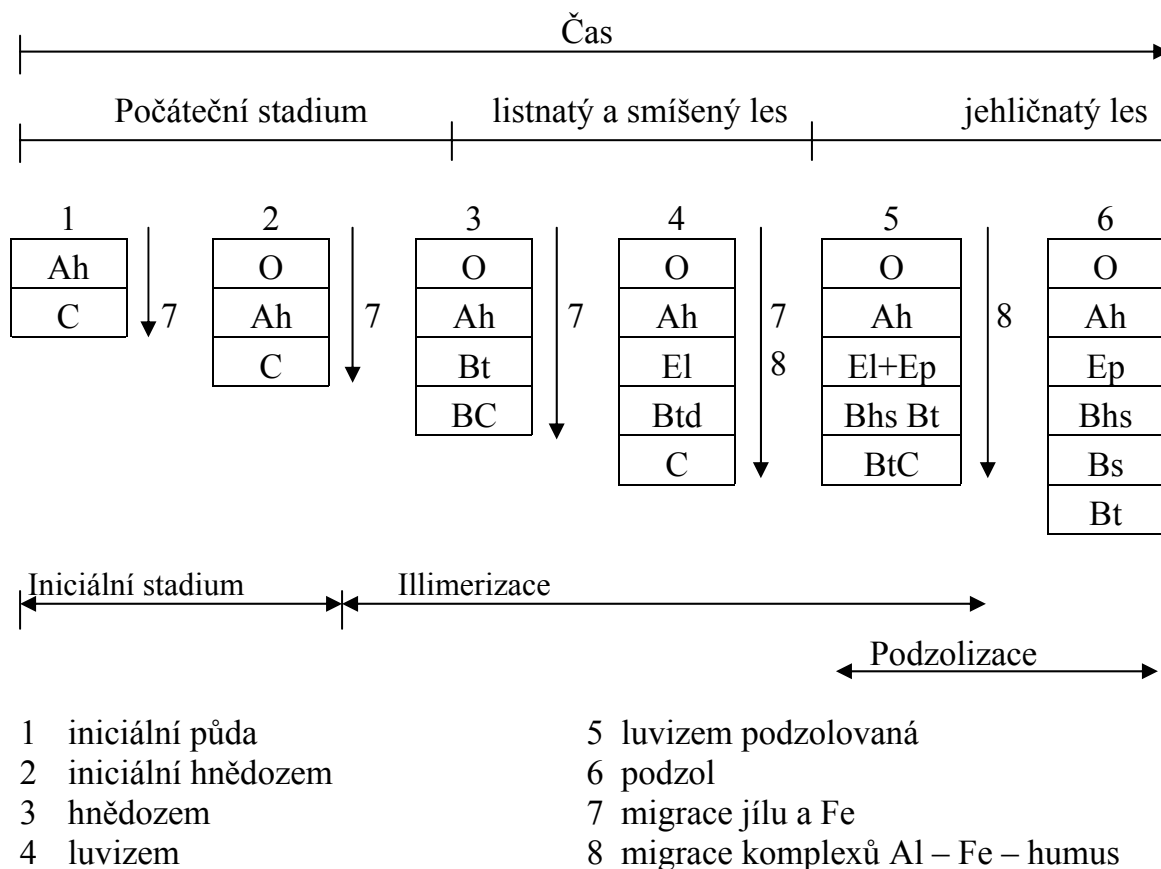
Degradace genetická

V původním pojetí výraz „degradace půdy“ označoval genetický vývoj půdy, který probíhá v jiných podmínkách než jsou ty, které jsou dány klimaxovým stadiem rovnovážných přirozených ekosystémů, čili které jsou dány vzájemnými vztahy mezi vegetací, stanovištěm, klimatem a půdou.

Člověk svou aktivitou porušuje (porušoval) primární rovnovážné klimaxové stadium tím, že změnil přirozené klimatické a stanovištní vegetační asociace a nahradil je sekundárními. To obvykle vyvolalo změnu typu humusu, který následně podmínil nový vývoj profilu, jenž se lišil od primárního přirozeného vývoje. Zpravidla tedy podnětem k degradaci půdy (v užším i širším významu) je antropická činnost, i když ke změnám v genetickém půdním vývoji může dojít i čistě přírodními procesy, jako je změna klimatu, změna vodního režimu a podobně. Takový vývoj se ovšem nedá dost dobře nazvat degradací.

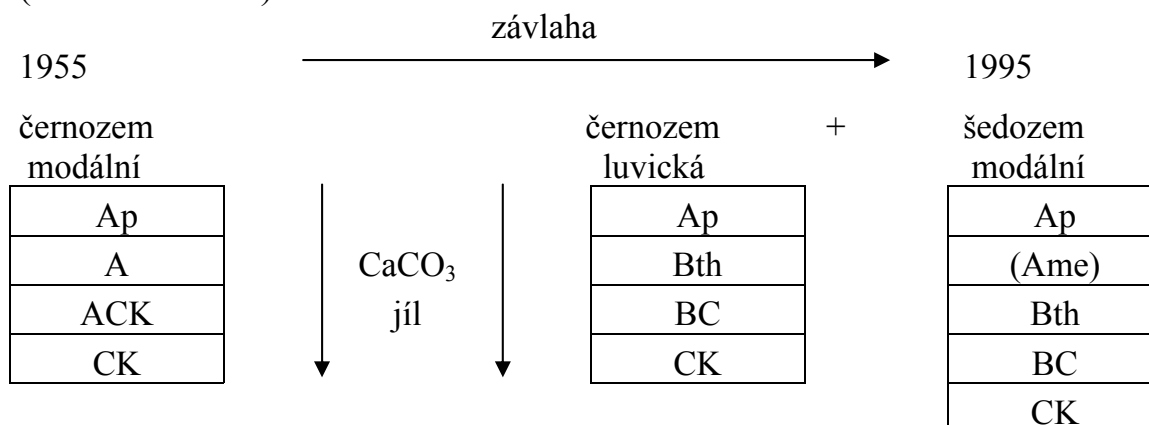
Historickým zavedením zemědělské kultury mohlo dojít, ale velmi často nedošlo k této „genetické degradaci“. Zkulturněním se vytvořil jen kulturní orniční horizont s celkem jasnou spodní hranou, zatím co hlubší horizonty B (Bv, Bt, Bm....) byly zkulturněním jen málo pozměněny. Genetická degradace se v půdním profilu projevuje vytvářením nových morfologických a analytických znaků typických pro nový vývoj vedle stávajících znaků genetického vývoje dřívějšího.

Klasický příklad uvádí Duchafour (1991), jako vývoj půdního profilu na hlinitopísčitém substrátu od iniciálního stadia přes stadium iluviace až k podzolizaci v souvislosti s debazifikací, acidifikací při změně původní vegetace a změně forem humusu. Vývoj lze schematicky (indexy genetických horizontů) naznačit asi takto:



K obdobnému příkladu genetické degradace půd může dojít i některými intenzifikačními zásahy. Je znám případ (Hlohovec) kdy u původní černozemě modální na spraši došlo v průběhu téměř 40 roků trvající intenzivní závlahy o průměrné roční dávce kolem 150 mm ke genetické degradaci debazifikací, acidifikací a illimerizací k takovým prokazatelným analytickým a dokonce i morfologicky patrným změnám, že jejich výsledkem byla i změna vlastností a klasifikačního zařazení až po černozem luvickou v komplexu se šedozemí modální.

(Hlohovec 1995)



Degradace změnou fyzikálních vlastností

Degradace fyzikálních vlastností půdy se projevuje jako půdní kompakce. Jde o nepříznivé změny půdní struktury, pórovitosti, objemové hmotnosti, schopnosti infiltrace a propustnosti.

Kompakce půdy je většinou problémem zemědělských a zvláště orných půd i když není výjimkou ani u lesních půd. Více než 40 %, tj. 1 750 000 ha zemědělských půd v České republice je ohroženo kompakcí. Z toho asi 500 000 ha je ohroženo tzv. genetickou kompakcí při vytvoření iluviálních a případně oglejených horizontů a celých 1 250 000 ha je vystaveno tzv. technogenní kompakci. Genetická kompakce je typická pro těžké (těžší) půdy s vyšším obsahem jílu. Naproti tomu technogenní kompakce může být vyvolána na půdách jakéhokoliv zrnitostního složení. Je důsledkem používání těžkých zemědělských strojů (nebo lesních v lese) s vysokými měrnými tlaky.

V českých podmínkách je nejvážnějším jevem technogenní kompakce podorníčí a spodiny, která je kombinována s kompakcí genetického původu.

Projevuje se jako změna fyzikálních vlastností půdy především i rozpadem půdní struktury, snížením pórovitosti, zvýšením objemové hmotnosti, zhoršením infiltrace a propustnosti. Důsledkem je zvýšený povrchový odtok, urychlení eroze, omezení účinné hloubky půdního profilu

pro plodiny, snížení retenční vodní kapacity a využitelné vodní kapacity a potlačení biologické aktivity půdy. Ovlivněna je tak většina produkčních a mimoprodukčních funkcí půdy.

Hodnoty fyzikálních charakteristik určujících hranice potenciální ohroženosti půdy kompakcí nebo hodnoty, při kterých je profil již ztuzen byly vždy předmětem širokého výzkumu. Běžně se potenciální ohroženost půd kompakcí hodnotí podle zrnitosti, objemové hmotnosti a pórovitosti. Výsledky získané Bretfeldem a Lhotským (1990, 2000) a dalšími je možno shrnout do tabulky 1.

Tab. 1. Zranitelnost podorníčí a spodiny kompakcí vyhodnocením zrnitosti objemové hmotnosti a pórovitosti.

Potenciální zranitelnost	Fyzikální vlastnost	Zrnitost					
		j	jh	h	ph	hp	p
Vysoká	Obj.hmotnost (g.cm ⁻³)	>135	>1,40	>1,45	>1,55	>1,60	>1,70
	Pórovitost (% obj.)	<48	<47	<45	<42	<40	<38
Střední	Obj.hmotnost (g.cm ⁻³)	1,24- 1,35	1,29- 1,40	1,33- 1,45	1,43- 1,55	1,47- 1,60	1,56- 1,70
	Pórovitost (% obj.)	48-52	47-51	45-49	42-45	40-43	38-41
Nízká	Obj.hmotnost (g.cm ⁻³)	<1,24	<1,29	<1,33	<1,43	<1,47	<1,56
	Pórovitost (% obj.)	>52	>51	>49	>45	>43	>41

Zajímavý přístup k ohrožení půdy kompakcí byl prezentován na konferenci věnované této problematice v Gődöllő (Maďarsko) v roce 2000. Vychází z výpočtu tzv. „packing density“ podle vzorce:

$$PD = BD + (0.009 \times CC)$$

Kde: PD – packing density

BD - bulk density (objemová hmotnost)

CC - clay content (obsah jílu < 0.002 mm)

Potenciální zranitelnost podorníčí a spodiny kompakcí se pak zjistí podle tabulky 2. Tento způsob vyhodnocení má výhodu důrazu na obsah jílu, který nakonec o náchylnosti ke zhutnění rozhoduje; především však umožňuje predikci ohroženosti (zranitelnosti) půd jak genetickou, tak i technogenní kompakcí.

Tab. 2. Zranitelnost podorničí a spodiny kompakcí podle kalkulace zrnitosti a „packing density“.

Zrnitost	Packing density (g.cm ⁻³)		
	<1,40	1,40-1,75	>1,75
Zranitelnost			
p	nízká	nízká	střední
hp	nízká	nízká – střední	střední
ph	nízká	střední	střední
h	nízká	střední	střední – vysoká
jh	střední	vysoká	zhutněno
j	střední	vysoká	zhutněno

Výsledky a závěr

Obě metody stanovení ohroženosti (zranitelnosti) půdy kompakcí je možno prakticky uplatnit.

Z numerické datové báze o charakteristikách a vlastnostech půd je možno zjistit všechny potřebné údaje pro jednotlivé půdy nebo lépe pro hlavní půdní jednotky (HPJ) bonitační soustavy. Z grafické bonitační databáze je potom v prostředí GIS možno numericky vypočítat a mapově znázornit potenciální degradační zranitelnost půd kompakcí pro jakékoliv území.

Kompakce půd má však oproti jiným degradačním jevům jistou výhodu. Není totiž zcela nevratná. Do značné míry se ruší přirozeným přírodním procesem – totiž hlubokým promrznutím půdy až do hloubek 0,6 – 0,8 m, což se občas stává. Tak se po mrazivé zimě 1994 – 95 uvolnila např. kompakce řepářských hradeckých hnědozemí, které jinak jsou kompakcí obvykle výrazně degradovány.

Souhrn

Je definován pojem „degradace půdy“ v širším (současném) a užším (tradičním) významu. Je doložen rozsah degradace půdy v celosvětovém měřítku. Podrobněji jsou charakterizovány dva způsoby degradace jako výsledek antropického vlivu: degradace genetická a degradace kompakcí spodin. Při genetické degradaci dochází vlivem antropicky vyvolané debazifikace, acidifikace a migrace jílu, Fe, Al a humusu až ke změnám v genetickém a klasifikačním zařazení půdy. Degradace půdy kompakcí může být vyvolána jednak genetickými pochody, jednak technogenními vlivy při kultivaci. Většinou se oba způsoby degradace kombinují. Jsou charakterizovány metody zjišťování potenciální zranitelnosti půdy kompakcí a způsoby zobrazování v GIS.

Klíčová slova: degradace půd, genetická degradace půd, půdní kompakce, potenciální zranitelnost, vyjádření v GIS

Summary

The term „soil degradation“ is explained in wider (present) and narrower (traditional) sense. The extent of soil degradation in the world is presented. Two ways of the soil degradation are characterized as the results of the anthropic influence: the genetic degradation and the subsoil compaction one. The debasification, acidification and migration of the clay, Fe, Al and humus are typical for the genetical degradation and they result in the change of soil classification. Soil compaction can be caused partly by the genetical influence and partly by the technogenic influence during cultivation. Both ways of degradation usually combine each other. The methods of investigation of potential soil vulnerability to compaction and the methods of its visualization in GIS are characterized.

Key words: soil degradation, genetical soil degradation, soil compaction, potential

Literatura

- Brady, N.C., Weil, R.R. (2002): The Nature and Properties of Soils. 13th Edition, 960 pgs, Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey.
- Duchaufour, Ph. (1991): Pedologie. Masson Paris: 320 str.
- Kutílek, M. (1966): Vodohospodářská pedologie, SNTL Praha: 275 str.
- Jones, R.J.A., Spoor, G., Thomasson, A.J. (2000): The vulnerability of subsoils in Europe to compaction. Proceed o 2nd workshop of impact of subsoil compaction, Gödöllő: 145 – 152.
- Lhotský, J. (1990): Agromeliorace orných půd a testování jejich potřeby a účinnosti. Závěr.zpráva VÚMOP Praha: 86 str.
- Lhotský, J. (2000): Půdy ohrožené zhutněním a opatření proti němu. Čas. Farmář 2 – 3: 32 – 34
- Novák, P. a kol. (1991): Předběžné výsledky monitoringu některých charakteristik půd. Závěrečná zpráva VÚMOP Praha.
- Novák, P. a kol. (1990 – 2002): Datová báze speciálních a části výběrových sond. VÚMOP Praha.
- Zlatušková, S., Novák, P. (2001): The vulnerability of subsoils to compaction. Proceed. Intern. Workshop Soil Anthropization VI., Bratislava: 187 – 194.

MONITOROVANIE ZMIEN ORGANICKEJ HMOTY NA VYBRANÝCH PÔDNYCH TYPOCH SLOVENSKA

Gabriela Barančíková

*Výskumný ústav pôdnej úrodnosti, Regionálne pracovisko Prešov, Reimannova 1,
08 001 Prešov, Slovensko; E-mail: bar@vupop.sk*

Nakoľko pôdna organická hmota (POH) je jedným zo základných parametrov ovplyvňujúcich produkčné i mimoprodukčné funkcie pôdy, jej monitoringu v rámci Čiastkového monitorovacieho systému–pôda sa na Slovensku venuje značná pozornosť. V predkladanej práci uvádzame hodnotenie zmien POH v 5-ročnom monitorovacom cykle v orničnom horizonte jednotlivých pôdnych typoch.

Materiál a metódy

V rámci základnej monitorovacej siete je hodnotenie POH realizované na orných pôdach (OP) a trvalých trávnych porastoch (TTP) na rendzinách (RA)-OP/TTP, čierniciach (ČA)-OP, fluvizemiach (FM)-OP, pseudoglejoch (PG)-OP/TTP, hnedozemiach (HM)-OP, černozemiach (ČM)-OP, regozemiach (RM)-OP, kambizemiach (KM)-OP/TTP, rankroch a podzoloch (RN+PZ)-TTP a andozemiach (AM)-TTP. V orničnom horizonte sa stanovuje kvantitatívny parameter humusu (organický uhlík-Cox), ako aj kvalitatívne parametre POH, pomer uhlíka humínových a fulvokyselín C_{HK}/C_{FK} a optický parameter Q_6 . Metódy stanovenia Cox, C_{HK}/C_{FK} a Q_6 sú uvedené v jednej z našich predchádzajúcich prác (Barančíková, 1999).

Výsledky a diskusia

Kvantitatívne i kvalitatívne ukazovatele POH závisia na pôdnom type, zrnitostnom zložení pôdy a jej poľnohospodárskom využití (Sotáková, 1982). Nižšie hodnoty Cox na ornej pôde sú v súlade s literatúrnymi údajmi, nakoľko viacerí autori (Bedrna, 1966, Cambel a Souster, 1982) uvádzajú, že intenzívne obhospodarovanie pôdy vedie k zníženiu množstva POH. Pri rozoraní pasienkov dochádza k porušeniu prirodzenej rovnováhy a obsah humusu sa podstatne zníži v dôsledku intenzívnej mineralizácie hlavne v orničnom horizonte (Churkov, 2000).

Pri porovnaní Cox medzi dvoma monitorovacími cyklami vidíme, že na orných pôdach došlo k zníženiu obsahu organického uhlíka, pričom na niektorých pôdnych typoch bolo toto zníženie signifikantne významné (Tabuľka 1). Na TTP neboli zaznamenané výrazné zmeny v hodnotách Cox, v prípade podzolov a andozemí bol zistený nárast obsahu organického

uhlíka. Vo všeobecnosti sa uvádza, že redukcia organickej hmoty akceleruje v dôsledku degradačných procesov erózie, zhutnenia, vodnej a živinovej nerovnováhy a porušenia rovnováhy medzi príjmami a stratami Cox (Lal, 2001). Na Slovensku došlo hlavne po roku 1989 k postupnému znižovaniu produkcie maštalného hnoja (potreba organického hnojenia v druhej polovici 90-tych rokov predstavovala iba 50%) a úroveň hospodárenia s POH bola obmedzovaná aj poklesom úrod a s tým súvisiacim nižším prísunom rastlinných zvyškov do pôdy (Jurčová, 1996, 2000).

Tabuľka 1. Hodnoty kvantitatívnych a kvalitatívnych parametrov humusu v r. 1993 a 1997 (hlbka 0-10 cm)

Pôdny typ	kultúra	Cox (%)	Cox (%)	C_{HK}/C_{FK}	C_{HK}/C_{FK}	Q^4_6	Q^4_6
		1993	1997	1993	1997	1993	1997
RA	OP	1,77	1,52	0,77	0,90	4,9	5,1
RA	TTP	3,5	3,1	0,78	0,79	5,1	5,2
ČA	OP	2,0	1,74*	1,54	1,33	3,9	4,0
FM	OP	1,58	1,31*	0,93	0,89	4,7	4,5
PG	OP	1,2	0,98*	0,71	0,78	5,0	5,2
PG	TTP	2,23	2,01	0,66	0,77	5,3	5,5
HM	OP	1,2	0,99*	0,77	0,72	4,8	5,0
ČM	OP	1,59	1,26*	1,68	1,57	4,0	4,0
RM	OP	1,02	0,91	0,96	1,37	5,3	4,7
KM	OP	1,77	1,4*	0,77	0,89*	5,1	5,0
KM	TTP	2,99	2,42	0,66	0,74	5,5	5,4
RN+PZ	TTP	10,9	11,6	0,88	0,63	5,9	5,8
AM	TTP	6,39	7,23	1,05	1,38	4,1	4,1

* štatisticky významný rozdiel na hladine významnosti 95 %

Z hľadiska kvalitatívnych parametrov disponujú černozeme, čiernice a andozeme najkvalitnejšou POH, čo potvrdzujú aj vysoké hodnoty C_{HK}/C_{FK} a nízke hodnoty Q^4_6 . U vysokohorských pôd (podzoly a rankre), ktoré sú charakteristické surovým humusom, prevládajú fulvokyseliny (nízka hodnota C_{HK}/C_{FK}) a je pre nich charakteristická vysoká hodnota optického parametra. Zmeny v hodnotách kvalitatívnych parametrov neboli signifikantné, pričom na niektorých bol zaznamenaný nárast, na iných zase pokles C_{HK}/C_{FK} resp. Q^4_6 (Tabuľka 1).

Záver

Na základe hodnôt Cox v orničnom horizonte jednotlivých pôdných typov môžeme konštatovať pokles obsahu organickej hmoty na orných pôdach v r. 1997, oproti r. 1993. Uvedený trend na trvalých trávnych porastoch pozorovaný nebol. Zmeny v hodnotách kvalitatívnych parametroch boli minimálne.

Literatúra

- Barančíková, G. (1999): Monitoring obsahu a kvality pôdnej organickej hmoty. In: Kobza a kol. : Výsledky „Čiastkového monitorovacieho systému – Pôda“, ako súčasť Monitoringu životného prostredia SR za rok 1999 (3. rok 2. cyklu monitoringu pôd SR). Bratislava: 67-84.
- Bedrna, Z. (1966): Obsah humusu v poľnohospodárskych pôdach Slovenska. Poľnohospodárstvo, 12: 763-769.
- Cambell, C.A., Souster, W. (1982): Loss of organic matter and potentially mineralizable nitrogen from Saskatchewan soils due to cropping. Can. J. Soil Sci., 62: 651-656.
- Chukov, S. N. (2000): Study by ^{13}C – NMR spectroscopy of humus acids molecular parameters in anthropogenically disturbed soils. In: Proceedings of 10th International Meeting of the IHSS, Toulouse: 81-84.
- Jurčová, O. (1996): Treba skončiť s koristníckym vzťahom k živiteľke. Roľnícke noviny, BESEDA, (6.11.1996):. 1-6.
- Jurčová, O. (2000): Ako sme zahumusovali naše orné pôdy. Roľnícke noviny (7.12.2000).
- Lal, R. (2001): World cropland soils as a source or sink for atmospheric carbon. Advances in Agronomy, 71. Academic Press: 145-191.
- Sotáková, S. (1982): Organická hmota a úrodnosť pôdy. Bratislava, Príroda, 234 str.

DESAGREGACE PŮDNÍ HMOTY VLIVEM RŮZNÉHO HOSPODAŘENÍ SE SLÁMOU

Barbora Badalíková¹, Blanka Procházková^{1,2}

¹*Výzkumný ústav pícninářský s.r.o., Zahradní 1, 664 41 Troubsko;*

E-mail: agro@vupt.cz

²*Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, Ústav obecné produkce rostlinné, Zemědělská 1, 613 00 Brno; E-mail: proch@mendelu.cz*

Struktura půdy je jednou z nejvýznamnějších půdních vlastností, která úzce spolurozhoduje o úrodnosti půdy. Je dána stavem celkového souboru půdních částic a jejich agregátů. Je podmíněna schopností spojovat částice pevné fáze nebo desagregovat větší celky půdní hmoty a vytvářet tak strukturní agregáty.

Důležitým faktorem pro udržení příznivého strukturního stavu půdy je přívod organické hmoty do půdy, ať už ve formě posklizňových zbytků, zapravování slámy, zeleného hnojení či hnoje. Tato organická hmota příznivě ovlivňuje strukturetvorný vývoj agronomicky cenných strukturních elementů, které jsou významným přínosem zejména z hlediska potenciální schopnosti pro udržení půdní vláhy i její ochranu před výparem a vodní i větrnou erozí.

Materiál a metody

Hodnocení vlivu různého zpracování půdy a hospodaření se slámou na půdní strukturu bylo prováděno v řepářské výrobní oblasti na pozemcích Výzkumného ústavu pícninářského, s.r.o. v Troubsku u Brna při založení pokusu v roce 1997 a po třech letech v roce 2000, na degradovaných černozemních půdách, hlinitých až jílovitohlinitých s půdní reakcí neutrální. Průměrný roční úhrn srážek je zde 547 mm, z toho ve vegetačním období 344 mm, průměrná roční teplota 8,40 C, ve vegetačním období 14,80 C.

Sledování probíhalo u řepky ozimé a pšenice ozimé v rámci osevního postupu: hrách, ozimá pšenice, jarní ječmen, ozimá řepka, ozimá pšenice, ozimá pšenice.

Při analýze půdní struktury byly vzorky zeminy vysušeny na vzduchu a pak prosévacím přístrojem bylo stanoveno procentické zastoupení jednotlivých frakcí <0,25, 0,25-0,5, 0,5-1, 1-5, 5-10 a >10 mm.

Sledování probíhalo u šesti různých variant zpracování půdy a hospodaření se slámou:

1. zapravení rozdrcené slámy kypřičem do 0,12-0,15 m, orba na 0,22 m
2. zapravení rozdrcené slámy kypřičem do 0,12-0,15 m

3. bezorebné setí secím exaktorem
4. sklizeň slámy, kypření na hloubku 0,12-0,15 m
5. pálení slámy, kypření na hloubku 0,12-0,15 m
6. postřik rozdrčené slámy přípravkem BETA-LIQ, zapravení kypřičem do 0,12-0,15 m

Výsledky

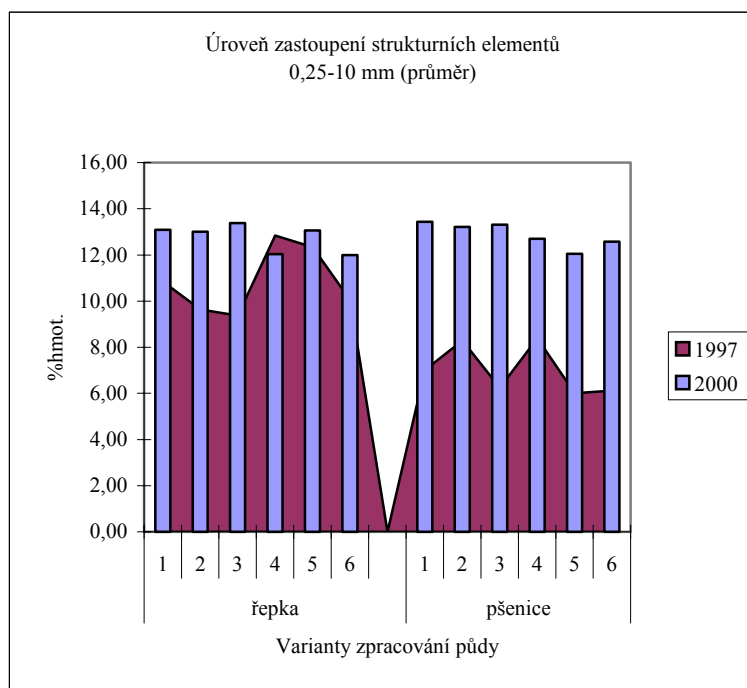
Výsledky ze sledování půdní struktury jsou uvedeny v grafech 1 a 2.

Po třech letech sledování u řepky ozimé byl zaznamenán pokles méně příznivých strukturních agregátů větších než 10 mm ve svrchním horizontu i celkovém průměru a zvýšení obsahu agregátů v rozmezí 0,25 – 10 mm, které jsou pokládány za agronomicky nejcennější. Koeficient strukturnosti, který vyjadřuje vztah mezi agronomicky hodnotnými a méně hodnotnými strukturními elementy, byl tedy po třech letech lepší téměř u všech variant mimo variantu 4 (sklizeň slámy), kde byl zaznamenán v průměru nižší koeficient strukturnosti o 0,15 než na počátku sledování. Rozdílné zpracování půdy se projevilo při vývoji vodostálosti půdní struktury. Vynikl zde nejvyšší obsah nejcennějších vodostálých agregátů 5-1 mm v roce 2000 u varianty 3.

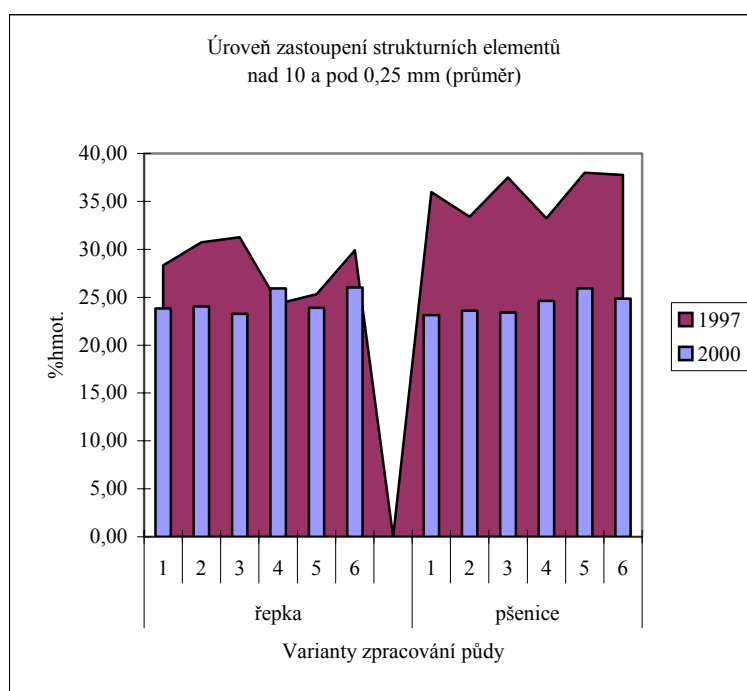
U pšenice ozimé bylo zastoupení příznivých strukturních elementů výrazně vyšší v roce 2000 oproti počátečnímu stavu i výrazně vyšší jak u řepky, a to ve svrchní (0-0,2 m) i spodní (0,2-0,4 m) vrstvě půdy. Snížil se tedy významně podíl agregátů > 10 mm a podíl jemné frakce < 0,25 mm, čímž se zlepšil koeficient strukturnosti u všech variant. Nejmenší zlepšení bylo zjištěno opět u varianty 4, kde byla sláma odklizená. U systémů zpracování půdy s minimalizačními zásahy bylo možné pozorovat výraznou tendenci zvyšování obsahu agronomicky cenných strukturních elementů frakce 5-1 mm, zejména u bezorebné technologie (var.3).

Závěr

Při různém hospodaření se slámou bylo zjištěno, že zapravení slámy výrazně napomohlo ke zvýšení procentického zastoupení agronomicky cenných agregátů. Minimalizační technologie zpracování půdy měly vliv na snížení procentického zastoupení hrubého a jemného podílu strukturních elementů.



Graf 1.



Graf 2.

ZHUTŇOVÁNÍ MÁ DEGRADAČNÍ ÚČINKY NA PŮDU

Jiří Lhotský

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 – Zbraslav, tel. 257921640*

Vedle půdních vlastností daných genezí půdy jsou zvláště orné půdy ovlivňovány technologiemi hospodaření na nich: způsobem zpracování, druhem a hmotností mechanizačního prostředku, intenzitou hnojení i organizací pozemků. Technogenní zhutnění se akumuluje především v podorníci a v souhrnu účinků se projevuje zhoršením režimů fyziologického profilu půdy. Nejintenzivnější zhutnění způsobuje tlak a prokluz kol těžkých mechanizačních prostředků, přispívá k němu však i nedostatečné hnojení chlévským hnojem, vysoké dávky průmyslových hnojiv, intenzivní závlaha a nevhodný osevní postup. Vazby mohou být i širší a zasahují až do živočišné výroby, organizace pozemků, koncentrace a specializace výroby.

Důsledky technogenního zhutnění se projeví degradací půdní stavby a struktury, snížením pórovitosti a zhoršením skladby pórů, snížením vodivosti půdy pro vodu a vzduch i zvýšením odporu půdy pro mechanické zpracování. Druhotné následky jsou pak ve vyšší spotřebě energie při zpracování a v nižším naturálním i finančním výnosu.

Produkční dopady zhutnění mají svou souvislost také s negativními ekologickými dopady: zhutnělé půdy mají sníženou infiltrační i retenční schopnost pro srážky, nízká vodopropustnost způsobuje přemokření povrchu půdy nebo zvýšený povrchový odtok i odnos na svahu, zhoršují se i chemické a biologické podmínky pro látkovou přeměnu v půdě. Diferenciací vlastností v ornici a v kumulativně zhutňovaném podorníci se vytváří bariéra pro plné využití produkčního i ekologického potenciálu půdy.

Poškození zhutnění ohrožuje odhadem na 40 – 45 % zemědělských půd České republiky, nejvíce jsou poškozovány půdy v řepářských oblastech. Jiným kritériem náchylnosti je nedostatečný obsah prachových částic (0,01 – 0,05 mm) v zrnitostním složení půd. Škodlivost zhutnění zvyšuje nevhodná vlhkost půdy při pojezdu mechanismu a opakování pojezdů.

Limity kontaktních tlaků jsou udávány různými autory podle podmínek různé, obvykle od 50 do 200 kPa. Obecně platí, že při zranitelnější půdě (jaro, vlhčí půda) platí nižší limit (50 – 80 kPa) a v odolnějších podmínkách (suchá půda po sklizni) platí vyšší limit. Z našich polních pokusů vychází jako hrubá hranice bezeškodního pojezdu

tlak 100 kPa (zdvojené kolo), jehož účinek je odstranitelný následnou agrotechnikou. Při vyšších tlacích již nastávají destrukční změny. Přirozená regenerace ztuhlé půdy, k níž přispívá promrznutí půdního profilu, trvá 2 – 8 let. Kumulované ztuhnutí do větších hloubek bývá často odstranitelné jen kypřícím zásahem, který však musí být doprovázen doplňujícími opatřeními (hlavně hlubokokořenící strukturotvornou plodinou).

Tab. 1. Tabulka mezních hodnot půdních vlastností k určení škodlivého ztuhnutí.

Půdní vlastnost	Půdní druh					
	j	jv, jh	h	ph	hp	p
Objemová hmotnost po vysušení [t.m^{-3}]	1,35	1,40	1,45	1,55	1,60	1,70
Pórovitost [% obj.]	48	47	45	42	40	38
Minimální vzdušnost [% obj.]	10	10	10	10	10	10
Penetrační odpor [MPa]	2,8 – 3,2	3,3 – 3,7	3,8 – 4,2	4,5 – 5,0	5,5	6,0
při vlhkosti [% hm.]	28 – 24	23 – 20	19 – 16	15 – 13	12	10

Dokumentace

- Hlušíčková, J. (1987): Účinek přejezdů těžkých mechanismů na fyzikální vlastnosti půdy. *Sborník ÚVTIZ-Meliorace*, 23, 1: 23-34.
- Lhotský, J., Beran, P., Paris, P., Valigurská L. (1991): Degradation of soil by increasing compression. *Soil a. Tillage Research*, 19: 287-295.
- Lhotský, J. a spolupracovníci (1999): Degradální změny mikrostruktury půd II. Účinek tlaku a prokluzu pojezdového ústrojí na mikrostrukturu půdy. *Vědecké práce VÚMOP*, 10, Praha: 79-96.
- Lhotský, J. (2000): Zhutňování půd a opatření proti němu. Studijní zpráva ÚZPI Praha, 7: 61s.
- Šimon, j., Lhotský, J. a kolektiv *Zpracování a zúrodnování půd*. Praha : SZN Praha, 1989. 320 s.
- Valigurská, L., Lhotský, J. (1985): Vliv různé intenzity ztuhnutí na změny fyzikálních vlastností půdy. *Rostl. Výr.*, 31, 6: 603-612.
- Vinšová, M. (1986): Vliv ztuhnutí na biologickou aktivitu půdy. *Rostl. Výr.*, 32, 5: 449-457.

Tab. 2. Fyzikální vlastnosti hlinité nivní půdy (fluvizemě) po stlačení pojezdem mechanizačního prostředku o různém kontaktním tlaku (Žižín, 1983).

Půdní vlastnost	ornice (o) podorníčí (p)	tlak kPa				
		0	60	100	150	500
Objemová hmotnost po vysušení [t.m^{-3}]	o	1,26	1,34	1,31	1,38	1,42
	p	1,40	1,45	1,41	1,46	1,48
Pórovitost [% obj.]	o	52,2	48,6	50,0	47,0	45,9
	p	46,0	44,6	46,1	44,5	43,7
Maximální kapilární vodní kapacita [% obj.]	o	24,7	28,5	25,0	28,8	27,6
	p	24,5	27,0	25,6	28,5	28,1
Minimální vzdušnost [% obj.]	o	27,5	21,8	25,0	17,5	18,3
	p	21,5	17,6	20,5	16,0	16,6
Propustnost pro vodu [cm.min^{-1}]	o	0,26	0,14	0,06	0,04	0,02
	p	0,08	0,04	0,04	0,01	0,004
Penetrační odpor [MPa]	do 0,6 m	2,5	3,2	3,1	3,7	4,0

Poznámky k tabulce:

Popis variant: 0 (bez stlačení), 60 kPa (nízkotlaké širokoválcové pneumatiky), 100 kPa (zdvojená kola), 150 kPa (jednoduchá kola), 500 kPa (naložené nákladní auto).

Výsledné zhutnění vychází u většiny ukazatelů v pořadí: $1 < 3 < 2 < 4 < 5$.

Nevýhoda varianty 2 se vysvětluje způsobem pojezdu, tj. nízkotlakými širokoválcovými pneumatikami, které na rozdíl od zdvojených kol (varianta 3) sice snižují kontaktní tlak, ale zvětšují kontaktní plochu a působení tlaku do hloubky.

Vybočení hodnot minimální vzdušnosti resp. MKVK u varianty s největším tlakem na půdu jsou vysvětlitelná kontrakcí a tvorbou trhlin.

UTUŽENÍ PŮDY V REDUKOVANÝCH SYSTÉMECH JEJÍHO ZPRACOVÁNÍ

Jan Horáček, Rostislav Ledvina, Jiří Stach, Věra Čechová

*Jihočeská univerzita, Zemědělská fakulta v Českých Budějovicích,
katedra obecné produkce rostlinné, Studentská 13, 370 05 České Budějovice;
E-mail: horacek@zf.jcu.cz*

Jednou z forem degradace půdy, která představuje vážný problém jejího velkoplošného zemědělského využití, je technogenní (sekundární) utužení – kompakce. V ČR je zhutněním ohroženo kolem 40 – 50 % všech zemědělských půd, z toho tzv. genetickým zhutněním 30 % a technogenním zhutněním až 45 % výše uvedených půd (Lhotský, 1995). Lze však oprávněně předpokládat, že skutečný stav bude ještě horší, neboť pravidelné sledování této půdní charakteristiky se v rámci „Kontroly půdní úrodnosti“ neprovádí.

Sekundární zhutnění půd, a tím omezení jejich produkčních a ekologických funkcí, je vyvoláno především tlaky těžké mechanizace překračujícími okamžitou únosnost půdy. Podle okamžitého stavu půdy (zejména podle vlhkosti) je limitem kontaktní tlak 50 – 150 kPa. Po jeho překročení dochází k deformaci až destrukci struktury, ke snížení pórovitosti a provzdušení a ke zhoršení hydrologických vlastností půdy, zejména hydraulické vodivosti. Maximální napětí vzniká v podorničí, zatímco povrch půdy trpí především prokluzem kol. Jeho příčina je tedy výhradně antropogenního charakteru.

K dalším příčinám, které podporují negativní působení těžké mechanizace, a tím nárůst technogenního utužení půd, patří použití nevhodné techniky, úbytek organické hmoty v půdě a změny půdní reakce nežádoucím směrem (vedoucí k peptizaci koloidů). Negativně se může projevit i nevyvážený osevní sled (Stach et al., 2000).

Možností jak výše popsáním negativním jevům předcházet, či je omezit, resp. napravit, je celá řada. Většina těchto opatření je však pro současné české zemědělství příliš drahá (flotační pneumatiky, dvojmontáže nebo pásy, podrývání, atd.), nebo obtížně akceptovatelná (vyšší zastoupení víceletých pícnin vers. nízké stavy skotu).

Obavy z případného technogenního zhutnění půd panují u hospodařících subjektů i při rozhodování o využívání nových technologií zpracování půdy a zakládání porostů (převážně s vynecháním orby), k čemuž jsou tyto subjekty nuceny převážně silícím ekonomickým tlakem (Sprague a Triplett 1986, Stach 2000, Šabatka 1998, Horáček et al., 1999 aj).

V tomto sdělení jsou prezentovány výsledky čtyřletého sledování technogenního zhutnění půdy v polním pokusu při zakládání porostu brambor bez předchozí hluboké orby.

Materiál a metodika

Experiment probíhal v letech 1997 – 2000 na pozemcích STAGRY Studená, s.r.o. v nadmořské výšce 600 – 650 m v rámci běžného osevního sledu (každý rok na jiném pozemku) na písčitohlinitých až hlinitých půdách. Půdním typem jsou kambizemě, převážně kyselé. Množství srážek za vegetační období je 413 mm a celková doba slunečního svitu je v průměru 1400 hodin. Pozemky jsou 6 až 9 let zpracovávány kontinuálně jen mělce (bez klasické orby – var. MT), a proto byl pro srovnání vyčleněn na zvoleném honu vždy cca 40 m široký kontrolní pás, kde příprava půdy pro sadbu proběhla konvenčně (s podzimní orbou – var. CT). Jako indikace strukturního stavu půdy (utužení) byla vybrána objemová hmotnost suché půdy (redukována – Or), stanovená pomocí fyzikálních válečků vždy na jaře po výsadbě (značeno J) a na podzim těsně před sklizní (značeno P) v hloubkách 0,15 – 0,20 m a 0,25 – 0,30 m. Doplnkově byl měřen penetrometrický odpor půdy ručním penetrometrem D-70. Výsledky byly zpracovány v programu STATGRAPHICS.

Výsledky a diskuse

Průměrné hodnoty Or ve sledovaném období jsou uvedeny v grafu č. 1. Znovu připomínáme, že nelze hledat časovou posloupnost, ale lze pouze srovnávat získané hodnoty pro obě technologie založení porostu brambor v odpovídajících si hloubkách příslušného ročníku. Lze samozřejmě diskutovat vývoj této charakteristiky od výsadby do sklizně.

Ze zjištěných průměrných hodnot Or v jarních odběrech vyplývá, že strukturní stav půdy je v hloubce 0,15 – 0,20 m dobrý a prakticky stejný u obou technologií ve všech letech (u CT ve dvou ročnících nepatrně lepší).

Poněkud jiná situace je na jaře v hloubkách 0,25 – 0,30 m. Hodnoty Or jsou ve všech letech vyšší (v průměru o $0,03 \text{ g.cm}^{-3}$), tedy méně příznivé u CT oproti MT.

V podzimních odběrech můžeme zaznamenat mírné zhoršení Or u konvenčního zpracování již v hloubce 0,15 – 0,20 m a ještě markantnější ve vrstvě 0,25 – 0,30 m, i když statisticky neprůkazně. Znamená to však, že orba použitá v kontinuálním sledu bezorebného zpracování vytváří ve spodině utuženější vrstvu, než jaká je u minimalizační technologie.

Obecný trend přirozeného slehávání půdy je potvrzen vyššími hodnotami Or podzimních odběrů ve všech hloubkách, i když difference (vyšší slehávání – zvýšení Or) je logicky patrnější v hloubce 0,15 – 0,20 m.

Lze ještě dodat, že s výjimkou r. 1997 u CT v hloubce 0,25 – 0,30 m nepřekročila Or kritické hodnoty (Lhotský 1996) pro daný půdní druh.

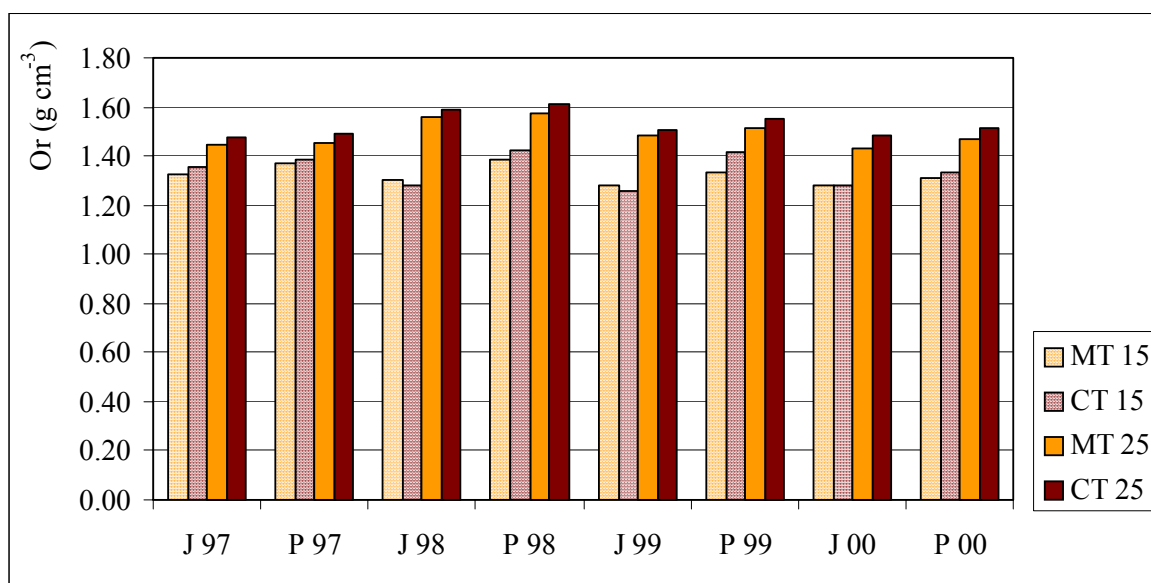
Měření penetrometrického odporu půd v obou variantách (graf. č. 2) pokusu na jaře i na podzim v podstatě potvrzuje trendy zjištěné při exaktnějším stanovení Or. Je však ještě patrnější vznik utužené vrstvy (podlahy) u konvenční technologie v hloubce 0,25 – 0,30 m a podrobnější výsledky penetrometrického šetření (Stach et al., 1998, 1999, 2000) dokladují námi již dříve zjištěnou skutečnost (Horáček et al., 1999) a to, že se v praxi většinou oře hlouběji, nežli je doporučováno nebo deklarováno.

Závěr

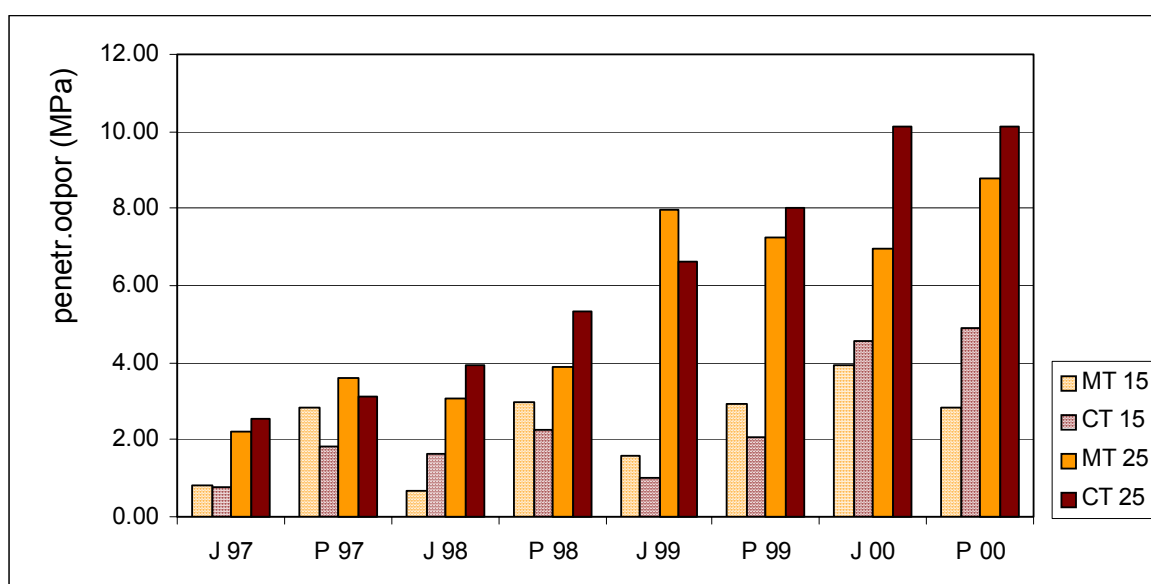
Výsledky sledování technogenního zhutnění půd v tomto čtyřletém polním pokusu ukazují, že při zavádění bezorebných technologií není nutno se obávat zhoršení strukturního stavu půdy ani v horších půdně-klimatických podmínkách. Naopak, přerušení systému kontinuálního mělkého zpracování orbou může mít negativní dopad na půdní strukturu a nadměrné utužení, zejména v podorniči.

Použitá literatura je k dispozici na pracovišti autorů.

Příspěvek vznikl za podpory grantů EP 7111, CEZ 1222 00002, QD 1213 a spolupráce vedení STAGRY Studená, s.r.o.



Graf č.1. Objemová hmotnost suché půdy polního pokusu ve Studené (1997 - 2000).



Graf č.2. Penetrometrický odpor půdy polního pokusu ve Studené (1997 - 2000).

DEGRADACE PŮDY SKOTEM NA TZV. ZIMNÍ PASTVINĚ A JEJÍ VLIV NA EMISE OXIDU DUSNÉHO

Miloslav Šimek^{1,2}, Petr Brůček^{1,2}, Eva Uhlířová^{1,2},
Hana Šantrůčková^{1,2}, Dana Elhottová¹, Vlastimil Kamír³

¹Ústav půdní biologie AV ČR a ²Biologická fakulta JU, Na Sádkách 7,
370 05 České Budějovice,

³Farma Borová 44, 381 01 Český Krumlov;
E-mail: misim@upb.cas.cz (M. Šimek)

Oxid dusný (N₂O) je jedním z nejvýznamnějších tzv. skleníkových plynů, tj. plynů s radiačními účinky, které vedou ke globálnímu oteplování. Oxid dusný se navíc podílí na destrukci stratosférického ozonu. N₂O je produkován hlavně přirozenými mikrobiálními procesy přeměn dusíku v půdách, vodách a sedimentech. Jedním z hlavních zdrojů N₂O jsou zemědělské půdy a z nich zvláště pastviny (Fowler et al., 1997). Na těchto půdách podporuje tvorbu a následné emise N₂O do atmosféry hnojení a pastva zvířat (přísun N v exkrementech, změny fyzikálních vlastností půdy).

Práce uvádí předběžné výsledky měření emisí N₂O z půdy tzv. zimní pastviny. Zimní pastvina je pozemek přilehlý ke stáji a využívaný pro pobyt skotu v mimopastevním období, tj. přibližně od konce října do poloviny května. Testovali jsme hypotézu, že zimní pastvina představuje velký „bodový“ zdroj N₂O, a to z těchto důvodů: 1. zvířata jsou zde relativně dlouho, 2. přísun exkrementů (N a org. látek) je mnohem větší než na běžné pastvině, 3. utužení půdy přinejmenším na některých částech pastviny (poblíž stáje a napajedla a na stezkách) je velké. Na zimní pastvině lze usuzovat na značnou degradaci půdy a s tím související změny v průběhu mikrobiálních procesů.

Materiál a metody

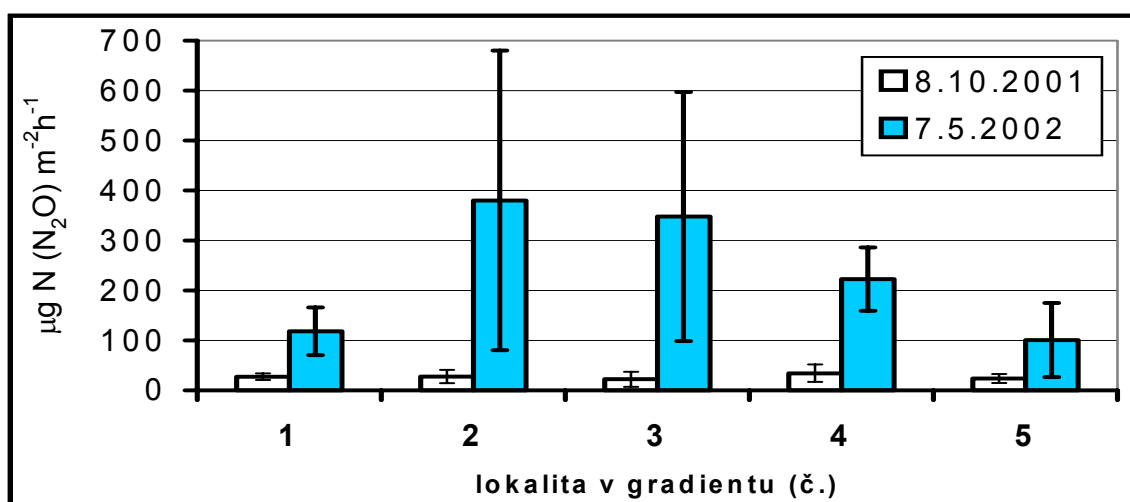
Pokusná plocha se nachází na úpatí horského masívu Kleti asi 25 km jihozápadně od Českého Krumlova, v nadmořské výšce kolem 630 m; od roku 1992 je využívána jako trvalý travní porost pro pastvu a v posledních letech jako tzv. zimní pastvina pro stádo asi 90 kusů krav. Pozemek má výměru asi 4 ha.

Ve 4 termínech od podzimu 2001 do jara 2002 byly na pastvině odebírány vzorky půd a měřeny emise N₂O, a to na 5 lokalitách, které představují gradient předpokládaného zatížení půdy zvířaty. Emise N₂O byly měřeny s využitím přenosných komor (na každé lokalitě na 3

stanovištích po 2 komorách). Směsi plynů z komor byly analyzovány v den odběru na obsah N_2O pomocí plynové chromatografie (Šimek et al., 2000).

Výsledky a diskuse

Výsledky měření velikosti emisí N_2O , pro přehlednost pouze ze dvou termínů měření, uvádí obr. 1. Z obrázku je zřejmé, že zatímco před příchodem zvířat na pastvinu (8.10. 2001) se jednotlivé lokality nelišily ve velikosti emisí N_2O a tyto emise byly celkem nízké, po skončení pobytu zvířat na zimní pastvině (7.5. 2002) byly zjištěny celkově mnohem vyšší emise N_2O . Ze srovnání jednotlivých lokalit také vyplývá, že na lokalitách č. 2 a 3 (které představují části pastviny velmi často navštěvované zvířaty), byly emise nejvyšší. Lokalita č. 5 může sloužit jako kontrola, neboť se jedná o část pastviny téměř neovlivněnou zvířaty. Na lokalitě č. 1, která představuje část pastviny velmi silně narušenou zvířaty (půda je zde rozbahněná s úplně zničenou strukturou, pokrytá exkrementy) byly oproti očekávání zjištěny nižší emise N_2O , patrně v souvislosti s celkovou degradací půdy včetně závažného narušení struktury a funkce mikrobiálního společenstva. Lokalita č. 4 je stezka silně utužená v důsledku častého přechodu zvířat.



Obr. 1. Emise N_2O z půdy zimní pastviny cca 2 týdny před příchodem zvířat na pastvinu (měřeno 8.10.2001) a cca 2 týdny po jejich odchodu (měřeno 7.5. 2002). Jsou uvedeny průměry z 6 opakování a směrodatné odchylky.

Závěr

Zimní pastvina, zejména v lokalitách více zatížených zvířaty, je velkým zdrojem N_2O . Na částech pastviny se silně poškozenou nebo zcela zničenou strukturou půdy jsou také narušeny mikrobiální procesy přeměň látek.

Literatura

- Fowler, D., Skiba, U., Hargreaves, K.J. (1997): Emissions of nitrous oxide from grasslands. In: Gaseous nitrogen emissions from grasslands (Jarvis, S.C., Pain, B.F., eds.). CAB International, Wallingford: 147-164.
- Šimek, M., Cooper, J.E., Pícek, T., Šantrůčková, H. (2000): Denitrification in arable soils in relation to their physico-chemical properties and fertilization practice. Soil Biology & Biochemistry 32: 101-110.

Poděkování: *Práce vznikla při řešení projektu EU MIDAIR (EVK2-CT-2000-00096) a byla také podpořena výzkumnými záměry ÚPB AV ČR (6066911) a MŠMT (MSM 123100004).*

REŽIM PŮDNÍHO FOSFORU V PODMÍNKÁCH POKUSNÉ MELIORACE PROFILU ZHUTNĚLÝCH SEMIHYDROMORFNÍCH PŮD

Karel Voplakal

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 Zbraslav; E-mail: voplakal@vumop.cz*

Profilová meliorace půd se zhutnělým podorničím má za cíl zlepšení vlastností spodních vrstev půdního profilu; z agrochemického hlediska jde především o snížení disproporcí mezi podorničím a orniční vrstvou v půdní reakci a v zásobě rostlinám dostupných živin.

Materiál a metoda

Pokusná profilová meliorace semihydromorfní půdy se zhutnělým podorničím (luzizem oglejená) spočívala v kombinaci mechanického kypření zhutnělého podorničí a hloubkového zapravení mletého vápence a směsi fosforečného s draselným hnojivem. Pokusné schéma představují tyto varianty:

A - hloubkové mechanické kypření

B - zapravení mletého vápence k prokypřenému podorničí

C - zapravení směsi hnojiv k prokypřenému podorničí

D - zapravení směsi hnojiv a mletého vápence k prokypřenému podorničí.

Směs hnojiv (290 kg P, 515 kg K/ha) resp. mletého vápence (4000 kg/ha) byla aplikována na strniště po sklizni pokusné rostliny a po hloubkovém prokypření kypřičem byla zapravena hlubokou orbou k prokypřenému podorničí. V posklizňových půdních vzorcích byla prováděna následující agrochemická stanovení: půdní reakce výměnná (pH/KCl), obsah dostupného fosforu (Mehlich, 1978), režimové fosfátové indexy: intenzitní FI (Aslying, 1954), kapacitní FQ (Amer, 1955), sorpční SI (Bache a Williams, 1971). Byla sledována i výnosová odezva v jednotlivých pokusných variantách.

Výsledky a diskuse

V jednotlivých pokusných variantách nastával rozdílný časový vývoj půdní výměnné reakce v podorničí: v nemeliorované variantě (0) šlo spíše o stagnaci hodnot pH/KCl, zatím co v důsledku aerobních pochodů podpořených prokypřením podorničí v A-variantě a rovněž i v hloubkově hnojené C-variantě docházelo k postupnému zvyšování nízkých hodnot půdní reakce. Naopak v hloubkově vápněných variantách (B a D), v nichž melioračním zásahem došlo nejdříve k výraznému zvýšení hodnot pH/KCl, docházelo pak v průběhu dalších let k jejich postupnému snižování, tak jak se postupně vyluhovaly Ca-

ionty. V meliorovaném podorníči byl silně ovlivněn obsah rostlinám dostupného fosforu – a to i v prokypřené, avšak hloubkově nehnojené A-variantě; je to důsledek nastartování mobilizačních procesů postupného uvolňování fosforu z půdní zásoby fixovaných rezerv. Zajímavé je vzájemné srovnání hloubkově prokypřené, současně vápněné B-varianty s pouze prokypřenou A-variantou: po melioraci podorníči došlo k dalšímu uvolňování značných podílů fixovaného fosforu, resp. k nárůstu jeho dostupného podílu. Podobně srovnáme-li hloubkově vápněnou a hnojenou D-variantu s C-variantou pouze hloubkově hnojenou, nacházíme zřetelný rozdíl v obsahu dostupných forem fosforu ve prospěch D-varianty. Sledujeme-li však časový vývoj zásoby dostupného fosforu v podorníči jednotlivých pokusných variant, je zřejmé, že následkem postupného vyluhování vápníku z B- a D-varianty se obsah dostupného fosforu postupně snižuje a postupně se přibližuje obsahu ve variantách nevápněných-tedy ve variantě B k obsahu ve variantě A, ve variantě D se postupně snižuje až na úroveň obsahu dostupného fosforu v C-variantě.

V jednotlivých variantách profilové meliorace půdy byly významně ovlivněny i hodnoty režimových ukazatelů půdního fosforu a jejich časový vývoj v půdním podorníči: ve vápněných variantách (B a D) došlo k snížení hodnot intenzitního faktoru FI na rozdíl od kapacitního (FQ) i sorpčního ukazatele (SI), jejichž zvýšené hodnoty svědčí o příznivém ovlivnění fosforečného režimu ve všech variantách melioračního zásahu. Intenzitní faktor FI je výrazem mobility půdního fosforu a souvisí s koncentrací fosforu v půdním roztoku; ta může být účinkem vápnění negativně ovlivněna. Naopak zvýšené hodnoty kapacitního ukazatele svědčí o zvýšeném uvolňování fixovaných fosfátových rezerv vyvolaných kompenzací acidity v půdním podorníči, zatím co pozitivní ovlivnění SI-indexu dokumentuje nárůst sorpčního nasycení půdy mobilními formami fosfátů. Ze sledování časového vývoje hodnot režimových fosfátových ukazatelů je zřejmé, že časová účinnost (efektivní trvanlivost) melioračního zásahu je významná po dobu 4-5 let.

Z časového vývoje úrovně výnosů pokusné plodiny je zřejmé, že rozdíly mezi jednotlivými variantami se koncem pětiletého období od melioračního zásahu rovněž postupně stírají.

Citace:

- Amer,E.,Bouldin,D,Black,C.A.(1955): Characterization of soil phosphorus by anion exchange resin absorption and P-equilibration. *Plant and Soil*, 6: 391-408.
- Aslying,H.C.(1954): The lime and phosphate potential of soils and the solubility of phosphates. *Royal Veter.Agric.Voll.Yearbook*: 1-10.
- Bache,B.W., Williams,E.G. (1971): Phosphate sorption index for soils. *Soil Sci.* 22: 289-301.
- Mehlich,A.(1978): New extract for soil test evaluation of P, K,Mg and Ca. *Communications Soil Sci Plant Anal.*, 9: 477-485.

DEGRADACE LESNÍ PŮDY JE DŮSLEDKEM DEGRADACE LESNÍHO EKOSYSTÉMU

Jiří Lhotský

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 – Zbraslav, tel. 257921640*

Ve vývoji lesního fondu ČR došlo v minulosti k chybám v hospodaření, které měly za následek degradační procesy v původně produktivních lesních ekosystémech (výsadba smrkových monokultur, hrabání steliva, nevhodná záměna hlavní dřeviny, pastva). S degradací ekosystému spojitě postupovala i degradace lesní půdy.

Rozlišení degradačních stadií produkčních lesních ekosystémů od primárně chudých je přínosem typologické školy Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů v Brandýse n.L. Národohospodářský efekt tkví v možnosti melioračními opatřeními zvýšit bonitu lesních porostů těchto degradačních stadií.

Vlastní příčinou degradačního procesu v lesním ekosystému je utlumení látkového koloběhu v důsledku primárního chybného hospodářského zásahu. Naopak - podstatou regradace procesu musí být pěstební opatření, doprovázené podle potřeby chemickým hnojením kvůli uvolnění látkového koloběhu. Mimořádnou úlohu při regradacích procesech má správná porostní skladba, meliorační dřevina, nadložní humus a prvky vápník a fosfor.

Degradace lesního ekosystému se projevuje zjednodušením fytocenózy, zpomalením a snížením úrovně látkového koloběhu a transformačních pochodů, zhoršením půdních režimů a poklesem produkce (kvantity i kvality). Degradace lesního ekosystému, jejíž důsledkem je degradace lesní půdy, se uskutečňuje spojitě a je časově záležitostí desítek let, stejně jako regradace.

Z operativních důvodů (mj. pro stanovení racionálního protiopatření) byly vylišeny dva základní stupně degradačního stadia lesního ekosystému – *slabé (porostní)* a *silné degradační stadium*, které jsou přiřazeny k *zachovanému* stadiu příslušného lesního ekosystému, případně k tzv. *kulturnímu* stadiu, které je blízké zachovanému stadiu lesního typu.

Vlastní degradace lesní půdy se projevuje zvýšenou aciditou, zhoršením formy a kvality humusu, akumulací opadu v nadložním horizontu surového humusu, podstatným omezením až zastavením míšení humusu s minerální zeminou, zhoršením biologické aktivity půdy a zjednodušením pedobiocenózy, zhoršením fyzikálních a chemických režimů půdy s důsledkem omezení fyziologicky účinné hloubky půdního profilu.

Degradační stadia produkčních lesních ekosystémů se vyskytují (podle typologie ÚHÚL) v souborech lesních typů:

- živných (kategorie S, H)
- kyselých (kategorie K, M)
- ovlivněných vodou (kategorie V, O, P)
- chudých (kategorie Q)

Výskyt degradačních stadií je častější v těch vegetačních stupních, kde byly v minulosti (zhruba za posledních 200 let) lesní ekosystémy nejvíce ovlivněny člověkem a nesprávnými hospodářskými zásahy. Setkáváme se s nimi tudíž od nížinných borů přes bukové doubravy pahorkatin až do jedlových a smrkových bučin vrchovin a podhůří, a to ve většině růstových lesních oblastí České republiky.

Z hlediska novodobých příčin degradace až destrukce lesních ekosystémů přistupují dnes další formy degradace lesních půd, jako je acidifikace v důsledku imisí, intoxikace apod.

Dokumentace

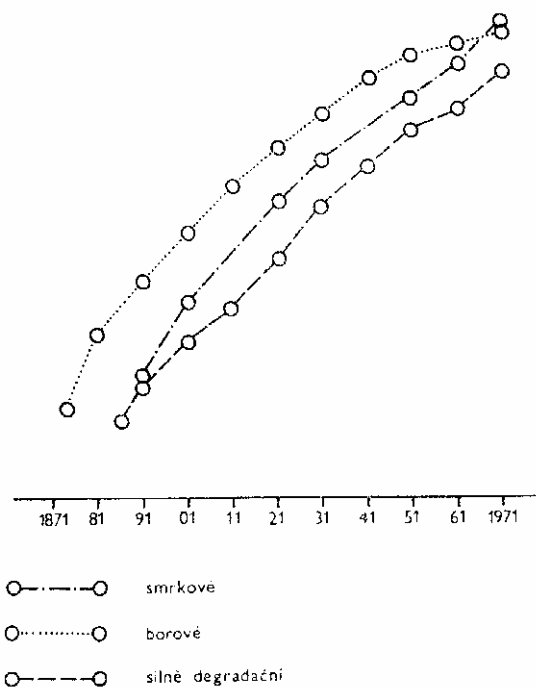
Lhotský, J. (1981): Kriteria pro vylišování a principy meliorace půd degradačních stadií lesních ekosystémů. *Lesnictví*, 27, 8, 1981: 751-766.

Lhotský, J. a kol. (1987): Degradace lesních půd a jejich meliorace. Praha : SZN Praha: 235 s.

Lhotský, J., Podhorník, J. Příspěvek ke studiu snížené produkční schopnosti půd degradačních stadií lesních ekosystémů. *Lesnictví*, 22, 3, 1976: 221-242.

Lhotský, J., Vinšová, M. (1981): Mikrobiologický a chemický test účinku melioračních opatření na regeneraci látkové přeměny v půdě degradačního stadia lesního ekosystému. *Lesnictví*, 27, 4: 339-360.

Obr. 1. Příklad růstové křivky (dle vývrtu středního kmene – borovice) porostních a degradačního stadia svěží bukové doubravy na kambizemi modální na granodioritu (analýza B. Vinš).



Růstová lesní oblast Středočeská pahorkatina, lokalita Čížová.

DOPAD BULDOZEROVÉ PŘÍPRAVY NA STAV A VÝVOJ LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ

Iva Ulbrichová, Jaroslav Karas, Vilém V. Podrázský

Katedra pěstování lesů lesnické fakulty ČZU v Praze, 165 21 Praha 6 Suchbátka;

E-mail: ulbrichova@lf.czu.cz, jaroslav.karas@seznam.cz, podrazsky@lf.czu.cz

Hynutí lesů v Krušných horách vyvolalo v soudobých podmínkách potřebu rychlé obnovy lesních porostů. To vedlo, kromě jiných důvodů, k rozsáhlému využití mechanizace, mj. i buldozerové přípravy půdy, což bylo zdůvodňováno zejména:

- snadnou aplikovatelností v příznivých terénních poměrech, převládajících na náhorní rovině Krušných hor,
- jedná se o nákladné opatření s nízkou spotřebou živé práce, je tedy výhodné v jistých ekonomických podmínkách založených na finančních tocích,
- usnadňuje následné operace s vysokým podílem mechanizace,
- v dané době byla propagována hypotéza o acidifikaci svrchních vrstev půdy a vhodnosti výsadby do substrátů původem z hlubších půdních horizontů.

Následný neutěšený vývoj kultur lesních dřevin vyvolal potřebu studia dopadu těchto postupů na ekosystém lesa již v 80. letech (Jirgler 1984), tento výzkum je ještě aktuálnější v současné době (Podrázský, Ulbrichová, Moser 2001), neboť problémy s neuspokojivým stavem lesních kultur přetrvávají.

Materiál a metody

Předkládané výsledky výzkumu byly získány na výzkumné ploše založené v porostu 226F2b na území Lesů Města Jirkova, na náhorní rovině Krušných hor. Plocha byla po vytěžení porostu připravena buldozerem, těžební zbytky byly spolu s nejsvrchnější vrstvou půdy shrnuty do valů. Nadmořská výška lokality je 860 m. n.m., lesní typ byl určen jako 7K4, půdní typ jako kambizem, pásmo ohrožení imisemi A.

Studováno bylo na podzim let 1994 a 1999: množství a obsah makroelementů (N, P, K, Ca, Mg) v přízemní vegetaci, množství nadložního humusu pomocí odběrného rámečku 25x25 cm ve 4 opakováních po jednotlivých holorganických horizontech (L, F, H), pokud je bylo možno odlišit, základní pedochemické vlastnosti a obsahy živin standardními analytickými postupy (pH, S,T,H,V podle Kappena, obsah celkových živin, C a N, přístupných živin ve výluhu 1 % kys. citrónovou), základní pedochemické analýzy svrchní vrstvy minerální zeminy, dále přírůst kultury smrku pichlavého a obsah makroelementů po skončení doby

vegetace. Dané charakteristiky půdní i vegetační složky lesního ekosystému byly studovány v první řadě smrku pichlavého u valů (víceméně intaktní půda), ve druhé řadě a na ploše mezi valy (maximálně ovlivněná plocha).

Výsledky

K základním výsledkům, získaným na sledované experimentální ploše patří:

- množství a složení přízemní vegetace,
- množství a složení nadložního humusu,
- chemismus nadložního humusu,
- chemismus minerální zeminy,
- růst kultury,
- obsah makroelementů v asimilačních orgánech.

Závěry

- Buldozerová příprava se jako součást obnovních technologií projevila jako stanoviště degradující zásah, narušující humusovou vrstvu a přirozené cykly živin. Má těžké dopady na ekosystém lesa i v dlouhodobém horizontu po aplikaci,
- Hlavní negativní dopad spočívá v odstranění vrstvy nadložního humusu a v něm poutaných živin, výrazný je dopad především na dynamiku dusíku,
- Obnova stanoviště je dlouhodobou záležitostí a proces další acidifikace je patrný i v posledním období se slabší imisní zátěží,
- Z hlediska obnovy stanoviště je klíčovou otázkou výběr vhodných dřevin s optimálním melioračním účinkem, spočívajícím v maximální produkci biomasy v odpovídající kvalitě,
- Tento proces může urychlit a podpořit vhodně aplikované vápnění a hnojení,
- Výzkum a vědecky podložené závěry představují výchozí bod environmentálního managementu a řešení s tím svázaných problémů v zemědělství i lesnictví.

Literatura

- Jirgle, J. (1984): Příčiny chřadnutí některých kultur náhradních dřevin v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu, 26, č. 2: 15 - 21.
- Podrázský, V., Ulbrichová, I., Moser, W.K. (2001): Ecological impact analysis of mechanised site preparation techniques. Journal of Forest Science, 47, Special issue: 146 – 149.

Poznámka: Příspěvek vznikl díky finanční podpoře výzkumného záměru MSM 414100009 Obnova funkčních lesních ekosystémů Krušných hor.

SCALING OF THE TWO-PHASE CAPILLARY PRESSURE-SATURATION RELATIONSHIPS

**Radka Kodešová¹, Svatopluk Matula¹, Miroslav Kutílek²,
Jana Veselá³**

¹*Czech University of Agriculture in Prague, Kamýcká 129, 165 21 Prague 6 – Suchbátka;*

E-mail: kodesova@af.czu.cz, matula@af.czu.cz

²*Nad Patankou 34, 160 00 Prague 6; E-mail: kutilek@ecn.cz*

³*Czech Technical university in Prague, Žitná 4, 16636 Prague 6;*

E-mail: vesela@fsv.cvut.cz

Abstract

Results of measurements of capillary pressure-saturation relationships for two two-phase systems (water-air and oil-air) in two soils (loamy sand and silt) are presented. The prediction technique based on the modified Leverett's concept was applied. Partial suitability of tested method only for loamy sand is documented by comparison of scaling factors based on interfacial tension values with the actual scaling factors between two capillary pressure functions.

Contamination of the soil and ground water by nonaqueous phase liquid (NAPL) due to waste spills is a serious problem. For estimation of the NAPL transport, mathematical models describing movement of immiscible phases in soil and groundwater requiring knowledge of the relationships between fluid pressure, saturation and hydraulic conductivity are applied. Due to a lack of simple experimental techniques to measure required relationships directly, prediction techniques are commonly used. Parker et al. (1987) proposed prediction of capillary pressure-saturation relationship for different fluid combination from measured capillary pressure-saturation relationship for air-water system. Method was based on the modified scaling relationship (Leverett, 1941) for identical porous media. This technique was further tested for instance by Lenhard and Parker (1987), Demond and Roberts (1991), Dane et al. (1992), Bradford and Leij (1995) and Hofstee et al. (1997). In spite of that the method was not always successful the original Leverett's technique is frequently applied.

Methods

Capillary pressure-saturation relationships were measured for two two-phase systems: water-air and oil-air (Diesel oil). A sand tank (ST) and a pressure plate apparatus (PP) were used for determination of 4 drying water-air pressure curves in loamy sand. The Tempe pressure cell (TPC) was used for measurement of 2 drying/wetting water-air and 1 drying/wetting oil-air pressure curves in loamy sand; 1 drying/wetting

water-air and 1 drying/wetting oil-air pressure curves in silt. Curves were fitted with the van Genuchten equation (1980). In the cases of multiple measurements single curves were obtained via fitting entire set of data points. Modified Leverett's concept for prediction of capillary pressure functions was applied. Scaling factor determined as a ratio of interfacial tensions ($\sigma_{wa} / \sigma_{oa}$) was used to predict water-air curves from oil-air curves. The actual scaling factors between two capillary pressure functions (oil-air and water-air) were calculated and compared with scaling factors based on the interfacial tension ratios.

Results

The interfacial tension scaling factor is the same for both soils ($0.07/0.0225=3.11$). The interfacial tension scaling factor is approximately the same as the actual scaling factor only for the oil-air drying capillary pressure function related with the water-air drying capillary pressure function obtained in ST and PP (3.13) for loamy sand. The actual scaling factors for loamy sand related oil-air and water-air curves from TPC are higher (drying - 4.61, wetting - 6.01) then the interfacial tension scaling factor. The actual scaling factors for the correspondent drying (1.70) and wetting (1.80) curves for silt are similar but smaller then the interfacial tension scaling factor. This means that the water-air curve predicted with the interfacial tension scaling factor will follow correspondent water-air curve only in one case when the interfacial scaling factor is approximately the same as the actual scaling factor.

References

- Bradford S.A., Leij F.J. (1995): Fractional wettability effects on two- and three-fluid capillary pressure-saturation relationships. *J. Contam. Hydrol.* 20: 89-109.
- Dane J.H., Oostrom M., Missildine B.C. (1992): An improved method for the determination of capillary pressure-saturation curves involving TCE, water and air. *J. Contam. Hydrol.* 11: 69-81.
- Demond A.H., Roberts P.V. (1991): Effect of interfacial forces on two-phase capillary pressure-saturation relationship. *Water Resour. Res.* 27: 423-437.
- Hofstee C., Dane J.H., Hill W.E. (1997): Three-fluid retention in porous media involving water, PCE and air. *J. Contam. Hydrol.* 25: 235-247.
- Lenhard R.J., Parker J.C. (1987): Measurement and prediction of saturation-pressure relationships in three-phase porous media systems. *J. Contam. Hydrol.* 1: 407-424.
- Leverett M.C., (1941): Capillary behavior in porous solids. *Trans. Am. Inst. Min. Met. Pet. Eng.* 142: 152-169.
- Parker J.C., Lenhard R.J., Kuppusany T. (1987): A parametric model for constitutive properties governing multi-phase flow in porous media. *Water Resour. Res.* 23: 618-624.
- van Genuchten M.Th., (1980): A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil. Sci. Soc. Am. J.* 44: 892-898.

VI.

REMEDIACE A REKULTIVACE PŮDY

POUŽITÍ REMEDIAČNÍCH OPATŘENÍ NA ZEMĚDĚLSKÝCH PŮDÁCH

Radim Vácha

*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy Praha, Žabovřeská 250,
156 27 Praha 5 - Zbraslav; E-mail: Vacha@vumop.cz*

Souhrn

Remediační opatření, která se zabývají kontaminovanými nebo intoxikovanými půdami, jsou určena k odstranění kontaminantů z půdy nebo omezení jejich negativních účinků v půdách. Přímé odstranění kontaminantů je využíváno především v případě perzistentních organických polutantů. U rizikových prvků jsou využívány metody přímého odstranění rizikových prvků z půdy nebo metody omezení jejich negativních účinků v půdách změnou jejich vlastností. Přímé odstranění rizikových prvků z půdy využívají především tzv. tvrdé (harsh) remediace, popř. technika fytoextrakce, která je řazena společně s postupy, určenými k omezení negativních účinků rizikových prvků v půdách, k měkkým (gentle) remediacím.

Na zemědělských půdách se zvýšenými obsahy potenciálně rizikových prvků mohou být perspektivně využívány především měkké remediace. Jednou z těchto metod je imobilizace rizikových prvků v půdách jejich vazbou na anorganické nebo organické pomocné půdní látky. Touto problematikou se zabývá i prezentovaná práce. Laboratorním experimentem, sérií nádobových pokusů a polním mikroparcelkovým pokusem byla testována účinnost organických materiálů s různou kvalitou organické hmoty (statkový hnůj, zemědělský kompost, slatinná rašelina, kyselá rašelina) a anorganických materiálů (syntetický zeolit, cyprisové jílovce, dolomitický vápenec) na pěti půdních představitelích. Byl sledován vliv zapravení těchto materiálů na změnu mobility As, Cd, Pb a Zn v půdě (mobilní obsahy, sekvenční analýza) a na změnu jejich transferu z půdy do testovaných plodin (obilniny, pícniny, zelenina). Byl zjištěn primární význam změny hodnoty půdní reakce a kvality dodané organické hmoty na uvedené charakteristiky. Významným způsobem bylo ovlivněno chování mobilních rizikových prvků (Cd, Zn), změna chování Pb a především As byla problematická. Účinnost testovaných pomocných půdních látek na změnu vlastností rizikových prvků byla silně ovlivněna faktorem půdního typu.

Problematika

Termín „remediace“ byl odvozen z anglického slova „remedy“, které je možno volně přeložit jako „napravit, dát do pořádku“ nebo také jako „lék, léčebný prostředek“. Tento termín již také „zdomácněl“ v rychle se rozvíjejícím oboru kontaminace půd, kde je pojem „remediace kontaminovaných půd“ běžně používán v souvislosti s odstraněním kontaminace půdy nebo s redukcí negativních účinků, plynoucích ze zvýšených obsahů rizikových látek v pedosféře.

Byly vyvinuty různé technologie remediačních opatření, specificky využívaných v konkrétních případech znečištění půdy organickými nebo

anorganickými kontaminanty. Při rozhodování o volbě použitelného způsobu dekontaminace (remediace) je třeba vycházet ze zjištěných skutečností a je nutno posoudit:

- I. typ a koncentraci kontaminantu
- II. v jaké fyzikální formě se kontaminant v půdním prostředí vyskytuje
- III. fyzikální, chemické a (mikro)biologické vlastnosti kontaminantu
- IV. základní pedologické charakteristiky zájmové lokality
- V. velikost plochy, její využití a historii kontaminace lokality

Posouzení těchto skutečností umožňuje zvolit dostupnou metodu dekontaminace. Současná remediační opatření lze rozdělit ze dvou základních hledisek (Rulkens et al. 1993):

1. techniky provedení
2. dopadu na životní prostředí

Technika provedení

Remediační technologie využívají dvou základních principů. Těmi jsou :

A: dekontaminace odtěžené zeminy (*excavated methods*), kdy je v první fázi vytěžena kontaminovaná půda do předem stanovené hloubky a přemístěna k dekontaminaci. Vlastní proces dekontaminace může být proveden (Rulkens et al. 1993, Pierzynski 1999):

- extrakcí
- solidifikací
- chemicko-tepelným rozkladem
- stimulovanou biodegradací

B: Na místě (*in-situ treatment*), kdy je dekontaminace v terénních podmínkách prováděna:

- extrakcí (promýváním, výparem)
- solidifikací
- izolací
- ředěním
- elektrokinetickými procesy
- degradací , která zahrnuje chemickou degradaci, fotolýzu a biodegradaci (Sims et al. 1986)
- fytoimediačními procesy, které využívají fytostabilizace a fytoextrakce (použití rostlinných hyperakumulátorů)
- imobilizací kontaminantů v půdním prostředí

Dopad na životní prostředí

Z pohledu dopadu remediačního opatření na zachování základních funkcí půdy, dělí mnozí autoři (Krebs et al. 1995) remediační metody na:

A: Tvrdé (*harsh*) remediace, mezi které je řazena většina forem „chemického praní“ přetransportovaného půdního povrchu. Při těchto procesech dochází k vysokému stupni destrukce organické hmoty a mikrobiálního života. Výsledný produkt ztrácí v mnoha případech vlastnosti půdy. Tvrdé remediace jsou využívány na malých výměrách s vysokou úrovní kontaminace, která představuje vážné riziko distribuce kontaminantu do dalších složek životního prostředí, s nutností bezodkladného řešení situace.

B: Měkké (*gentle*) remediace, které se snaží eliminovat negativní působení kontaminantu při zachování základních funkcí půdy. Předpokladem použití těchto dekontaminačních opatření je takový typ a úroveň kontaminace, která nevyžaduje okamžitý a radikální zásah.

Použití tvrdých remediací je výrazně limitováno ekonomickými možnostmi a dalším využitím dekontaminované plochy. Proto jsou tyto techniky využívány v případech silné intoxikace půdy rizikovými látkami, která přímo ohrožuje lidské zdraví (průnik kontaminantu do podzemní vody, vdechnutí kontaminantu obsaženého v ovzduší při zvýšené prašnosti půdy nebo těkavosti kontaminantu apod.).

Na zemědělských půdách nelze (mimo případy havarijních situací) technologie tvrdých remediací obecně využívat. To již vyplývá z toho, že úroveň kontaminace, při které jsou tvrdé remediace „nasazovány“, musí nutně vést k vyloučení půdy ze zemědělského půdního fondu. Diskuse, které se kolem možností použití remediací zemědělských půd, kontaminovaných především rizikovými prvky rozvíjejí, se soustředí téměř výhradně na techniky měkkých remediací. Z těchto technologií pak vstupují do popředí metody fytoremediace a imobilizace rizikových prvků v půdním prostředí.

Fytoimediační opatření

Tato stále se rozvíjející metoda využívá odolnosti některých rostlin vůči vysokým obsahům některých rizikových prvků v půdách nebo schopnosti vybraných rostlin odčerpávat z půdy rizikové prvky a kumulovat ve své fytomase jejich vysoké koncentrace. Fytoimediační opatření zahrnují dva technické postupy:

Fytoextrakce je proces postupného odčerpání (extrakce) zvýšených obsahů rizikových prvků z půd rostlinami (Baker et al. 1994,) Postup fytoextrakce využívá rostliny odolné vůči vysokým obsahům rizikových prvků v půdách. Tyto rostliny musí být schopné extrahovat vysoké koncentrace rizikových prvků z půdy a ukládat je v nadzemní části fytomasy. Rostlinné druhy, které akumulují rizikové prvky v koncentracích vyšších než 1% suché rostlinné hmoty, jsou označovány jako hyperakumulátory.

Pokusy s využitím některých rostlinných druhů byly realizovány i v našich podmínkách (Ust'ak, Váňa 1998).

Fytostabilizace je tvorba vegetačního pokryvu kontaminované plochy rostlinnými druhy, tolerantními vůči kontaminaci aktuálními prvky. Vegetační pokryv redukuje odnos kontaminované zeminy větrnou a vodní erozí a snižuje riziko pronikání kontaminantu do ostatních složek životního prostředí (Huang et al. 1995). Tato metoda bývá využívána na silně kontaminovaných plochách.

Imobilizační opatření

Procesy imobilizace jsou založeny buď na principu aplikace sloučenin, které s rizikovými prvky reagují a mění tak jejich chemické formy (srážení, tvorba nerozpustných solí, změna oxidačně-redukčních vlastností) nebo na principu úpravy půdních vlastností. Tyto úpravy využívají poznatků o vlivu půdní reakce na mobilitu rizikových prvků (Podlešáková et al. 2001) a poznatků o základních principech sorpce rizikových prvků v půdách (Kozák, Jehlička 1992). Kromě úpravy půdní reakce se tak nabízí obohacování sorpčního komplexu půdy látkami organické nebo anorganické povahy, které mají schopnost vysoké sorpce rizikových prvků (Kolář et al. 1998). Jedná se o opatření, určené k redukci negativních účinků zvýšených obsahů rizikových prvků v půdách, a to především na půdách zemědělsky využívaných. Aplikací organických a anorganických pomocných půdních látek, určených k imobilizaci As, Cd, Pb a Zn v zemědělských půdách, se zabývá i tento příspěvek.

Materiál a metody

Testování organických a anorganických pomocných půdních látek, určených k imobilizaci As, Cd, Pb a Zn v půdním prostředí, bylo realizováno prostřednictvím nádobových pokusů, polního mikroparcelkového pokusu a laboratorního kolonového pokusu. Zvolené pomocné půdní látky byly vybrány s přihlédnutím k jejich ceně a dostupnosti. Půdy, ve kterých byl vliv uvedených materiálů sledován, byly v terénu dlouhodobě kontaminovány imisními spady a vodou znečištěných říčních toků. Umělá kontaminace půd solemi rizikových prvků nebyla použita, vzhledem k dlouhodobému procesu vazby rizikových prvků do sorpčního komplexu půd. Pro pokusné účely bylo vybráno několik zásadně odlišných půdních typů. Použití pomocných půdních látek v jednotlivých pokusech uvádí tab. 1.

Organické pomocné půdní látky byly aplikovány v dávkách, které byly odvozeny jako trojnásobek a šestinásobek dávky hnoje ($4 \text{ t} \cdot \text{ha}^{-1}$) a byly přepočteny na stejný obsah Cox. Aplikovaná dávka byla v pokusech zvýšena na trojnásobek a šestinásobek základní dávky. Anorganické

pomocné půdní látky byly použity v množství 1% (syntetický zeolit) a 3% (cyprisové jílovce) hmotnosti zeminy (přepočteno na sušinu). Dávka dolomitického vápence byla stanovena jako dvojnásobek dávky potřeby vápnění a odpovídala zhruba 1% hmotnosti suché zeminy. Byl sledován vliv zapravení uvedených pomocných půdních látek na změnu chování rizikových prvků v půdě, bylo využito stanovení mobilních ($1\text{M NH}_4\text{NO}_3$) a potenciálně mobilních (0.025M EDTA) forem rizikových prvků a sekvenční analýza (Zeien, Brümmer 1989). U testovaných plodin (špenát, ředkvička, hořčice, žito, oves) byl měřen obsah rizikových prvků ve vegetativních a generativních orgánech rostlin.

Tab. 1. Použité pomocné půdní látky

	Organické	Anorganické
Nádobový pokus 1	Chlévský hnůj	
	Zemědělský kompost	
	Slatinná rašelina	
Nádobový pokus 2	Kyselá rašelina	Cyprisové jílovce
	Zelené hnojení	Syntetický zeolit
Polní mikroparcelkový pokus	Slatinná rašelina	Cyprisové jílovce
	Kyselá rašelina	Syntetický zeolit
	Kaly ČOV	Dolomitický vápenec
Laboratorní pokus	Slatinná rašelina	Cyprisové jílovce
	Zelené hnojení	Syntetický zeolit
		Cyprisové jílovce

Laboratorní extrakční pokus porovnával změnu vyluhovatelnosti rizikových prvků z půd, ošetřených aplikací pomocných půdních látek do roztoku, při čtyřech úrovních pH extrakčního činidla (3, 4, 5 a 6).

Dosažené výsledky

Z provedeného testování účinnosti zapravení anorganických a organických pomocných půdních látek na bázi sorbentů vyplynulo, že požadovaného efektu bylo dosaženo u mobilních rizikových prvků Cd a Zn, výrazně nižšího efektu u Pb a minimálního efektu u As. Zároveň bylo prokázáno, že i u mobilních rizikových prvků dochází k významnější změně jejich chování a jejich transferu do testovaných plodin po aplikaci pomocných půdních látek pouze na kyselých a sorpčně slabých půdách.

Jako nejvýznamnější faktor, který ovlivňuje mobilitu a transfer rizikových prvků, byla určena hodnota půdní reakce. To bylo prokázáno v laboratorním extrakčním pokusu, také z nádobového a mikroparcelkového polního pokusu vyplynul prvotní vliv pH na chování Cd a Zn >As, Pb při

výpočtu korelačních vztahů mezi půdními charakteristikami (pH, Cox), obsahem rizikových prvků v jejich mobilních a potenciálně mobilních formách a obsahem rizikových prvků v testovaných plodinách (Vácha et al. 2002). Změna hodnoty pH byla dosažena především po aplikaci anorganických pomocných půdních látek, zejména syntetického zeolitu a dolomitického vápence. U organických pomocných půdních látek bylo zjištěno, že jejich účinnost na snížení (zvýšení) mobility rizikových prvků je dále určena kvalitou organické hmoty, která může významně ovlivnit formu výskytu rizikových prvků v půdním prostředí (Borůvka, Drábek 2000). Bylo prokázáno, že aplikace čerstvé organické hmoty (zelené hnojení, chlěvský hnůj) nebo mělce humifikované hmoty, s převahou slabě poutaných nízkomolekulárních huminových kyselin (kyselá rašelina), vede k růstu mobility rizikových prvků v půdě i k růstu jejich transferu z půdy do testovaných plodin. Naopak, po aplikaci organické hmoty s převahou silně poutaných vysokomolekulárních huminových kyselin (slatinná rašelina, kvalitní zemědělský kompost) došlo k významné redukci mobility rizikových prvků (Cd, Zn>Pb>As) a jejich transferu do rostlin.

Z pohledu účinnosti jednotlivých pomocných půdních látek vyplynulo, že nejlepších výsledků bylo dosaženo po aplikaci slatinné rašeliny, která však byla použita pouze jako cenný modelový materiál a dolomitického vápence. Syntetický zeolit se osvědčil při imobilizaci Cd a Zn, laboratorním pokusem však byl zjištěn růst vyluhovatelnosti As i Pb z půdy do roztoku. Vyrovnaný účinek pro všechny čtyři rizikové prvky, s nižším efektem imobilizace, vykazalo použití cyprisových jílovců. Negativní účinek byl zjištěn po aplikaci zeleného hnojení a kyselé rašeliny.

Použití procesu imobilizace rizikových prvků v půdách, na základě úpravy půdní reakce a obohacení sorpčního komplexu půdy aplikací anorganických a organických pomocných půdních látek na bázi sorbentů, je možno doporučit především na kyselých a sorpčně slabých půdách se zvýšeným obsahem (celkové obsahy rizikových prvků překračují hodnoty jejich difúzního přírodně-antropického pozadí v půdách) mobilních rizikových prvků. Ovlivnění chování rizikových prvků s nízkou mobilitou je problematické, stejně jako aplikace pomocných půdních látek do neutrálních nasycených půd, kde se jedná pouze o ekonomicky nerentabilní proces. Zejména je třeba upozornit na aplikaci organických pomocných půdních látek, kde by měla být vyvrácena obecně mylná představa o tom, že aplikace jakékoliv organické hmoty musí nutně vést ke snížení mobility rizikových prvků a tím k „ozdravění“ půdy. Zapravení vysokého množství nekvalitní nebo čerstvé organické hmoty naopak vede k růstu mobility a transferu rizikových prvků z půdy do zemědělských plodin.

Literatura

- Borůvka, L., Drábek, O. (2000): Vliv kvality humusu na speciaci těžkých kovů v půdě. In Seminář Mikroelementy 2000 o metodice stanovení a významu stopových prvků v biologickém materiálu. Liblice, 5. – 7. 9. 2000: 122 – 125.
- Huang, J. W., Cunningham, S. D., Germani, S. J. (1995): Plant based soil remediation: Phytoextracting Pb from Pb-contaminated soils using novel techniques. Contaminated soils third International conference on the biogeochemistry of trace elements, Paris, May 15.-19., 1995.
- Kolář, L., Ledvina, R., Tichý, R. (1998): Omezení mobility kadmia v půdním roztoku selektivním sorbentem. Rostlinná výroba 44, 1998 (5): 231-235.
- Kozák, J., Jehlička, J. (1992): Retence vybraných kovů půdami. Pedol. a Melior. 28 (1): 3–11.
- Krebs, R., Vollmer, M. K., Gupta, S. K. (1995): Are immobilization techniques adequate to remediate heavy metal contaminated soils? Contaminated soils'95. Proceeding of the Fifth International FZK/TNO Conference on contaminated soil, 30th October - 3rd November 1995, Maastricht, the Netherlands.
- Pierzynski, G. M. (1999): Current remediation technologies for metal contaminated soils in the United States, 5th International Conference on the Biogeochemistry of Trace Elements, 11.-15. July, Vienna, Austria, Proceedings of extended abstracts: 234-235.
- Podlešáková, E., Němeček, J., Vácha, R. (2001): Mobility and bioavailability of trace elements in soils. In: Iskandar, I. K., Kirkham, M. B. (eds.): Trace Elements in Soil: Bioavailability, Flux, and Transfer. Boca Raton, London, NY, Washington, DC, USA: CRC Press LLC.: 21 –42.
- Rulkens, W. H., Grotenhuis, J. T. C., Soczó, E. R. (1993): Remediation of contaminated soil: State of the art and desirable future developments. Fourth International KfK/TNO conference on contaminated soil, 3rd-7th May, 1993, Berlin, Germany.
- Sims, R. et al. (1986): Contaminated surface soils. Place treatment techniques, Noyes. New Jersey, 1986: 1-6.
- Ušák, S., Váňa, J. (1998): Zvýšení transferu rizikových prvků z kontaminované půdy do energetických rostlin za účelem fytomeliorací. Rostl. Výr. 44 (10): 477-485.
- Vácha, R., Podlešáková, E., Němeček, J., Poláček, O. (2002): Immobilisation of As, Cd, Pb and Zn in agricultural soils by the use of organic and inorganic additives. Rostl. Výr. 48 (8): 335 – 342.
- Zeien, H., Brümmer, G. W. (1989): Chemische Extraktionen zur Bestimmung von Schwermetallbildungsformen in Böden. Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell. 59, 1989 (1): 505-510.

OBNOVA PŮDNÍHO POVRCHU PO TĚŽBĚ

Jaroslava Vráblíková, Petr Vráblík

Univerzita J.E.Purkyně, Fakulta životního prostředí Ústí n.L.;

E-mail: Vrablikova@fzp.ujep.cz

V oblasti severních Čech je ovlivněno těžbou hnědého uhlí území o rozsahu 250 km². Za celé období zde bylo vytěženo 3,5 mld tun, z toho 2,6 mld lomově. Udává se, že v souvislosti s těžbou bylo po r. 1945 přemístěno 15 mld tun (7 mld m³) nadložních zemin, geologických substrátů na výsypky. Skryvkový poměr dosahuje hodnot 1:6-7, t.zn. že na 1 t vytěženého uhlí je nutnost odtěžit 6 – 8 t nadložních zemin.

Těžba sebou přináší transformaci reliéfu, (vnější výsypky, zbytkové lomy) změny v hydrosféře, degradaci a destrukci pedosféry, změnu stratigrafických a petrografických poměrů. Dochází k narušení až likvidaci fytocenóz, zoocenóz i mikrobiálních společenstev. Rozsáhlé plochy bez zeleně působí změny mikroklimatu, mezoklimatu i kvality ovzduší.

Již od 19. století platí a postupně se stále precizují legislativní normy, které mají za cíl obnovu území. Od 50 let 20. století to byly zejména zákony na ochranu zemědělského půdního fondu (č. 48/56 Sb., 334/92 Sb.), které určovaly ve spojitosti s těžbou povinnost vrátit, po ukončení povolené nezemědělské činnosti, území do stavu, kdy bude plnit svoje funkce.

Výsypky a zbytkové lomy

Uvedené recentní útvary vznikající na plochách přímo ovlivněných těžbou lze charakterizovat jako:

- extrémní stanoviště s neproduktivním a nestabilním ekosystémem,
- půdní pokryv v iniciálním stadiu vývoje, kde dominují anorganické složky, s minimem organické hmoty a tím i biogenních prvků,
- absence bioty, později iniciální fytocenózy, mikrobiocenózy a zoocenóz
- extrémní pedologické i hydropedologické charakteristiky
- změna geomorfologických poměrů (povrch postupné zhutňování, vliv eroze)
- území s absencí bioty, později s s iniciálními formami fytocenóz, zoocenóz, a mikrobiocenóz,
- výsypkové zeminy tvoří půdotvorný substrát a probíhá jeho primární přeměna na málo produktivní půdy v iniciálním stadiu.
- dochází ke změnám geomorfologických poměrů (eroze, sesedání povrchu)

Postup při obnově půdního povrchu při rekultivacích

Postup při obnově půdního povrchu na území přímo zasaženém těžbou uhlí povrchovým způsobem je odvislý od druhu rekultivací: (zemědělská -lesnická -hydriická -ostatní).

Klasický postup:

Etapy:

- I. přípravná (rekognoskace terénu, diagnostika příčin devastace)
- II. odstranění příčin a rozsahu devastace (vodní režim, odstranění nerovností, urovnání povrchu, navezení podložní zeminy, ornice- případně organické komposty –např. krátká celulozová vlákna s biokalem)
- III. etapa – zúrodnění a využití rekultivované půdy

Netradiční postup obnovy: řízená sukcese

Realizováno na dílčí části rekultivace lomu Most- v lokalitě Pařidelský lalok. Metoda spočívá v začlenění ploch, kde na místech opuštěných báňským provozem byly přirozené sukcesní pochody již rozběhnuty. Na uvolněných plochách po důlní činnosti dochází samovolně k oživení a k postupnému vývoji biocenóz. Obnova závisí na stavu půdy, vodního režimu, klimatu, reliéfu a pod. V případě klasické formy rekultivace, by došlo na těchto již oživených plochách (bylinami, keři, příp. i stromovou vegetací) k dalšímu zásahu, přerušil by se přirozený vývoj a došlo by k likvidaci bioty obdobně jako při těžbě, i k ochuzení druhové biodiverzity.

Tento netradiční postup obnovy území je možno využít pouze tam, kde je plánována tzv. ostatní rekultivace, v částech kde není uvažováno s hospodářským využitím a nedojde ani k ovlivnění okolních pozemků (např. šířením plevelů).

Výběr lokalit musí být prováděn velmi citlivě, zejména s ohledem na délku sukcesního období. V části z těchto vybraných a ponechaných lokalit lze uskutečnit i drobný antropogenní zásah do přirozených sukcesních pochodů – síje dubu a výsadba bylinných směsí.

TOXICITA VÝSYPKOVÝCH SUBSTRÁTŮ PRO PŮDNÍ ŽIVOČICHY A MOŽNOSTI JEJÍHO ZMÍRNĚNÍ – PŘEDBĚŽNÉ VÝSLEDKY

Jan Frouz, Hana Vaňková, Václav Křišťůfek, Jiří Kalčík

Ústav půdní biologie AV ČR, Na Sádkách 7, České Budějovice, 37005;

E-mail: frouz@upb.cas.cz

Toxicita výsypkových substrátů pro rostliny je často diskutovaným problémem při rekultivaci výsypek, méně pozornosti je věnováno toxicitě půd pro ostatní půdní organismy. V minulosti byla naším pracovištěm modifikován zavedený test OECD, používající rouspic ke studiu toxicity pesticidů, pro testování toxicity výsypkových substrátů. V této studii jsme se zaměřili na odzkoušení této metodiky pro testování vhodných rekultivačních postupů.

Materiál a metody

Výsypkový substrát byl odebírán jako směsný vzorek ve vrcholových partiích Habartovské výsypky na Sokolovsku. Jsou zde nasypány fytotoxické tufitové a uhlené jíly o pH okolo 2. Zároveň s výsypkovými substráty byla testována i kontrolní luční půda odebraná na dlouhodobě sledovaných plochách nedaleko Vodňan. Jednotlivé varianty byly vytvořeny přidáním rekultivačních hmot k výsypkovému substrátu (Tab 1). Pro testování byla využita synchronizovaná laboratorní kultura rouspice *Enchytraeus crypticus* chovaná ve standardizovaných podmínkách (Westheide and Bethke-Beilfuss, 1991). Při vlastním testu bylo 20 rouspic umístěno do sklenic obsahujících 100 g homogenizovaného a výsypkového substrátu. Substrát byl homogenizován prosetím přes síto 2mm, krátkodobě hluboce zmražen (aby se odstranili případní predátoři) a po naplnění do nádob nasycen na cca. 30% (hmotnostních) vlhkosti. Rouspice byly chovány při 20°C, a 100% RH, po 5 týdnů a krmeny ovesnými vločkami. Po 5ti týdnech byly rouspice nebarveny bengálskou červení v roztoku ethanolu a spočítány.

Výsledky a diskuse

Úprava pH je zásadní pro úspěšnou rekultivaci těchto ploch. Substráty které opravují pH jako vápenec a cyprisové jíly byli jediné rekultivační hmoty které vedly k statisticky významnému snížení toxicity pro rouspice (Tabulka1).

Vápnění se jeví jako patrně nejvhodnější způsob omezení kyselosti na Habartovské výsypce není nižší dávka která dávala pozorovatelné snížení

toxicity (5 % vápenec, Tabulka1) odpovídá přibližně dávce asi 50-100 tun na ha (počítáme li z rekultivaci povrchové vrstvy). Navezení cyprisových jílů by patově mohlo vést k výraznému vylepšení podmínek (Tabulka1). Cyprisové jíly by navíc mohli omezit pronikání vody a vzduchu do spodních vrstev výsypky a tím i zpomalit oxidaci sloučenin síry které jsou pravděpodobnou příčinou kyselosti a následné vyplavování kyselosti. Přidání organické hmoty do substrátů kde byla kyselost dostatečně snížena vedlo k zvýšení jejich vhodnosti naproti tomu samostatné přidání organické hmoty nemělo žádný pozitivní efekt (Tabulka1).

Tab. 1. Výsledná populace roupic po 6 týdnech kultivace u jednotlivých variant, statisticky homogenní skupiny (ANOVA, Tukey, $P < 0,05$) jsou označeny stejnými písmeny, varianty které jsou dávají signifikantně vyšší výsledky než původní Habartovská výsypka (jednostranný t-test $P < 0,05$) jsou vyznačeny tučně.

Substrát dávka rekultivační hmoty	Výsledný nárůst roupic
Habartov - neupravený výsypkový substrát	0.0±0.0a
Habartov + přídavek (v % hmotnosti)	
Elektrárenský popílek 5%	0.0±0.0a
Elektrárenský popílek 25 %	0.0±0.0a
Elektrárenský popílek 50%	0.0±0.0a
Komunální kaly 5 %	0.0±0.0a
Komunální kaly 25%	0.0±0.0a
Vápenec 1%	0.0±0.0a
Vápenec 5%	33.6±10.1ab
Vápenec 25%	45.2±5.3b
Vápenec 5% + kaly 5%	70.8±7.9c
Vápenec 25% + kaly 5%	32.09.5ab
Ornice 25%	0.0±0.0a
Ornice 50%	0.0±0.0a
Cyprisové jíly 25%	1.0±2.0a
Cyprisové jíly 50%	49.8±12.7bc
Vápenec 50%+ smrková kůra 1%	166.8±63.2d
Luční půda kontrola	80.6±16.0bc

Literatura

Westheide, W., Bethke-Beilfees, D. (1991): The sublethal enchytraeid test system: guidelines and some result. In: Esser, G., Overdieck, D. (eds). Modern Ecology Basic and Applied Aspects. Elsevier, Amsterdam.

Práce byla podpořena grantem GAČR č. 526/01/1055.

ROLE PŮDNÍCH BEZOBRATLÝCH PŘI TVORBĚ PŮD NA VÝSYPKÁCH – MOŽNÉ METODICKÉ POSTUPY

Jan Frouz

Ústav půdní biologie AV ČR, Na Sádkách 7, České Budějovice, 37005;

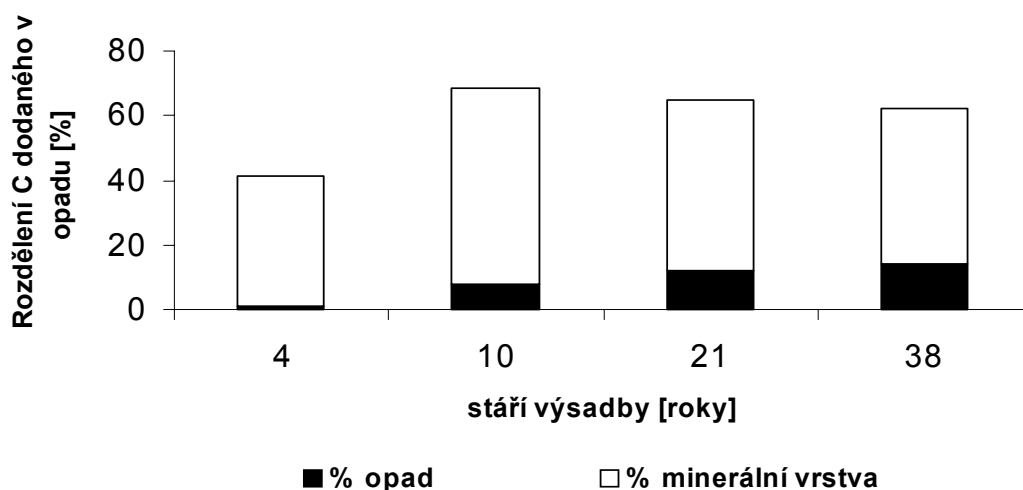
E-mail: frouz@upb.cas.cz

Půdní bezobratlí a zabudovávání uhlíku do půdy během pedogeneze

Výsypkové substráty jsou zpravidla velmi chudé na organickou hmotu, zejména nebereme-li v potaz zbytky fosilní organické hmoty. Zabudování organické hmoty do vrchních vrstev vznikajících půd hraje tedy významnou roli v pedogenezi, zejména u půd vznikajících pod lesními porosty bez předchozí navážky humusových horizontů. V tomto příspěvku jsou popsány dva možné přístupy ke sledování tohoto procesu: použití mikrokosmů a půdních výbrusů.

Mikrokosmy

K sledování přesunů organické hmoty mezi lze využít mikrokosmy simulující situaci ve vrchních vrstvách půdy. Pro zhotovení mikrokosmů byly použity plastové krabičky otvory ve víku a dnu, opatřeny sítkou umožňující pohyb vody, stěny jsou pak opatřeny otvory umožňujícími pronikání jednotlivých skupin edafonu. Uvnitř mikrokosmů se nachází spodní - minerální vrstva (zde lze použít hlušinu z iniciálních stanovišť s malým obsahem C), vrchní vrstvu tvoří opad z místa expozice.

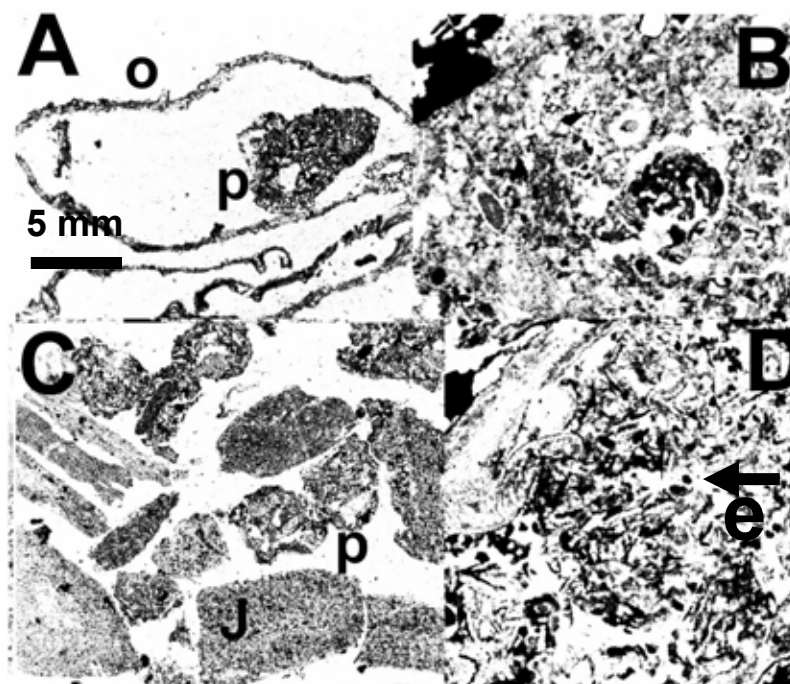


Obr. 1. Rozdělení uhlíku přidaného do opadové vrstvy mezi uhlík zabudovaný do minerální vrstvy a uhlík který zůstal v minerální vrstvě, zbytek do 100% připadá na ztráty respirací a vyluhováním.

Na základě bilance uhlíku v jednotlivých vrstvách na začátku a konci expozice lze pak dopočítat přesuny uhlíku přidaného do opadové vrstvy (Frouz, v tisku). Obr. 1 ukazuje takovou bilanci po roční expozici mikrokosmů přístupných pro všechny velikostní skupiny edafonu v olšových výsadbách na Sokolovsku.

Půdní výbrusy

Půdní výbrusy vynikají vybroušením vysušeného neporušeného půdního vzorku zalitého do epoxidové pryskyřice (Frouz a kol., 2001) a umožňují sledovat prostorové umístění exkrementů v půdě (Obr. 2).



Obr. 2. Půdní výbrusy humusové a fermentační vrstvy výsypkových půd. Půda vznikající během spontánní sukcese na Sokolovsku – fermentační vrstva (A), humusová vrstva (C), koprolity žíhal v humusové vrstvě půdy pod výsadbami olší na Sokolovsku (B), fragmenty jehličí v humusové a fermentační vrstvě po výsadbami borovic v okolí Cotbusu (D). o – listový opad, p exkrementy mnohonožek, j – jílky, e – exkrementy chvostoskoků. Stáří všech ploch okolo 20 let.

Citace

- Frouz J. (2003): The effect of soil macrofauna on litter removal and soil organic matter accumulation during primary succession in a post mining landscape, *Ekologia* (in press).
- Frouz, J., Keplín B., Pižl V., Tajovský K., Starý J., Lukešová A., Nováková A., Balík V., Háněl L., Materna J., Düker C., Chalupský J., Rusek J., Heinkele T. (2001): Soil biota and upper soil layers development in two contrasting post-mining chronosequences, *Ecological Engineering* 17: 275-284.

Práce vznikla za podpory grantu GAČR č. 526/01/1055.

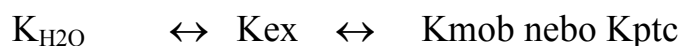
UKAZATEL REMEDIACE PŮD Z POHLEDU DRASELNÉHO REŽIMU PŮD

Václav Macháček

Výzkumný ústav rostlinné výroby, Drnovská ul. 507, 161 06 Praha 6 – Ruzyně;

E-mail: machacek@vurv.cz

Celkový obsah draslíku v půdě se pohybuje od 0,82 do 1,86% s průměrem 1,56%. Tato velká zásoba je vázaná v různých formách, které jsou rostlinami různě využívány. Rozhodující úlohu ve výživě rostlin, z celkového obsahu draslíku, má obsah vodorozpustného draslíku - 0,2% (K_{H_2O}), výměnného - extrahovatelného draslíku - 0,9% K_{ex}), mobilního draslíku - 4,0% (1 M HNO_3 - K_{mob}) a potenciální zásoba draslíku - 6,8% (20 % HCl - K_{ptc}). Ustaluje se mezi nimi neustále rovnováha, kterou lze pro tři základní formy jednoduše vyjádřit:



Uvedená rovnováha je narušována hnojením a odčerpáváním draslíku rostlinami, změnou vlhkosti a teploty půdy, zvětráváním minerálů a fixací draslíku jílovitými minerály, atd.

Důležitým ukazatelem pro remediaci půd draslíkem je mobilní draselná rezerva (K_{mob}). Jeho původní stanovení je složité a proto byl vypracován zjednodušený postup.

Materiál a metody

Původní metoda stanovení mobilní draselné rezervy (Bailly 1964).

Metoda podle Mehlicha 2 (Zbíral 1995).

Zkrácený postup stanovení mobilní draselné rezervy (Macháček, 2002).

Celkový soubor půdních vzorků - 505: z toho 17 půd lehkých, 344 středně těžkých a 144 těžkých, bez rozlišení půdního typu.

Výsledky a diskuse

Přehled výsledků ze všech skupin půdních druhů je graficky vyjádřen v grafu 1 a statistická charakteristika výsledků jak ze všech skupin půdních typů, tak i rozdělených do jednotlivých skupin půdních druhů je uvedena v tabulce 1.

Z hodnot korelačních koeficientů polynomu 1.řádu vyplynulo, že vztahy mezi $K_{vým}$ a $K_{př}$ jsou vysoce průkazné (0,793-0,858) a proto lze místo $K_{vým}$ použít $K_{př}$, jak již bylo uvedeno v periodické zprávě

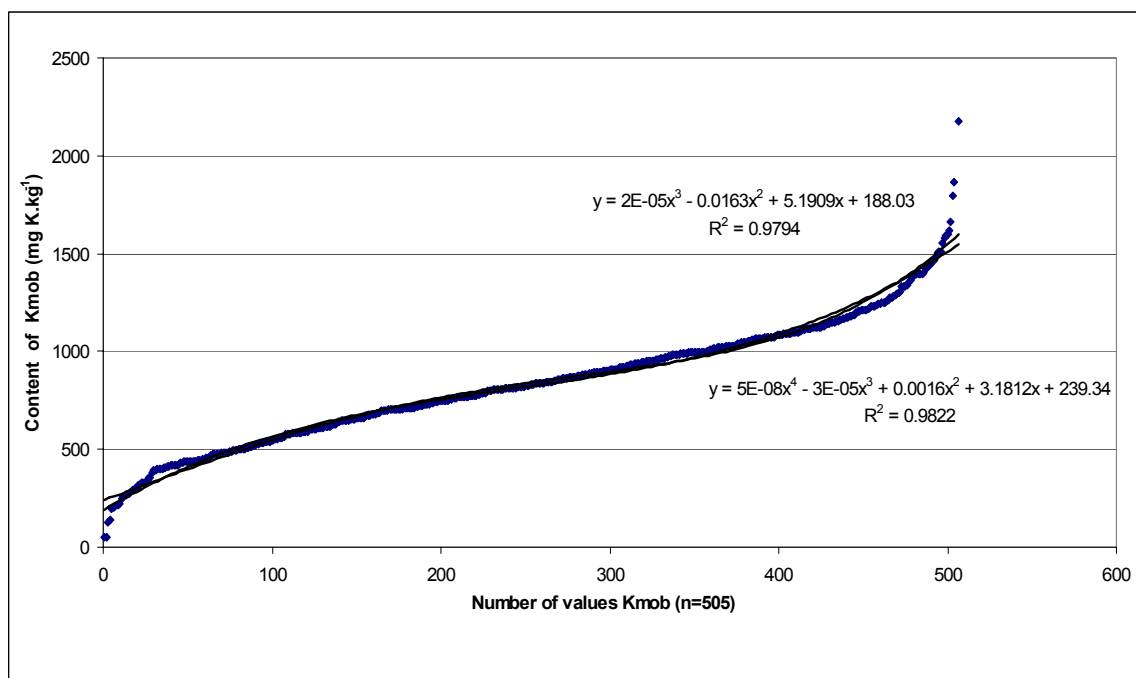
(Macháček a kol., 2001). Rovněž tak Kmob stanovená novým způsobem je ve vysokém korelačním vztahu s

Tab.1. Přehled statistického hodnocení výsledků z jednotlivých skupin půdních druhů.

Skupiny půd.druhů	Statistické ukazatelé	mg K . kg ⁻¹		
		Kpř	Kmob stará	Kmob nová
Všechny	Průměr	288	872	836
	Median	262	852	830
	Maximum	1441	1887	2177
	Minimum	68	112	48
	Počet		505	
Lehké	Průměr	307	645	617
	Median	260	567	604
	Maximum	527	952	927
	Minimum	118	420	279
	Počet		17	
Středně těžké	Průměr	277	902	824
	Median	251	890	813
	Maximum	740	1795	1793
	Minimum	68	112	48
	Počet		344	
Těžké	Průměr	305	988	892
	Median	292	1011	900
	Maximum	600	1887	2177
	Minimum	136	227	204
	Počet		144	

Kmob stanovenou starou metodou (0,950-0,958) a proto lze k určení draselné mobilní rezervy použít nový zkrácený postup.

Z pohledu hodnocení půd podle AZPP byly vytvořeny pomocí statistického rozdělení obsahů Kmob v jednotlivých skupinách půdních druhů výchozí kategorie zásobenosti pro Kmob, které jsou uvedeny v tabulce 2. Podle těchto hodnot se provádí remediace půd draselným hnojivem. Z této tabulky je vidět, že pro každou skupinu půdních druhů existuje odlišné rozmezí obsahů Kmob v jednotlivých kategoriích, což odpovídá logice draselného režimu, které je závislé na půdním druhu.



Obr. 1. Znázornění hodnot Pmob (nová) ze všech půd

Tab. 1. 5-ti stupňová kategorie zásobenosti půd pro Kmob (nová)

Kategorie zásobenosti	mg K. kg ⁻¹			
	lehká	středně těžká	těžká	všechny půdy
nízká	do 450	do 560	do 640	do 570
vyhovující	451 - 530	561 - 820	641 - 850	571 - 780
dobrá	531 - 640	821 - 1000	851 - 1050	781 - 950
vysoká	641 - 850	1001 - 1260	1051 - 1350	951 - 1180
velmi vysoká	nad 850	nad 1260	nad 1350	nad 1180

Závěry

Zkrácený postup s použitím přístupného draslíku (Mehlich 2 nebo 3) místo výměnného draslíku lze použít pro stanovení mobilní draselné rezervy.

5-stupňová kategorie zásobenosti půd podle mobilní draselné rezervy pro jednotlivé skupiny půdních druhů je velkým přínosem pro společné programování půdní úrodnosti s obsahem přístupného draslíku z pohledu výživy rostlin draslíkem.

Literatura

- Bailly, P. (1964): Methodische untersuchungen zur K-freisetzung aus boden. Z. Pfl. Dürg.Bodenk. 104: 132 -140.
- Macháček, V. a kol. (2001): Periodická zpráva úkolu za rok 2001. VÚRV Praha: 27 s.

- Macháček, V. (2002): The use of a new method for the determination of mobile potassium reserve for the characterization of soil fertility. In: Proceed. From conf. "1. Slovenské pedologické dny", Ráčkova dolina, v tisku.
- Vopěnka, L., Macháček, V. (1985): Hodnocení agrochemických charakteristik půd pro výživu rostlin fosforem a draslíkem. Závěrečná zpráva, VÚRV Praha: 24 s.
- Zbíral, J. (1995): Jednotné pracovní postupy. Analýza půd I. ÚKZÚZ Brno: 62 s.

Poděkování: Podklady pro publikaci byly získány při řešení projektu QD 1326 financovaném Ministerstvem zemědělství ČR: "Stabilizace půdní úrodnosti z hlediska výživy rostlin fosforem a draslíkem".

SEKUNDÁRNÍ ZASOLENÍ PŮD A JEJICH POSTUPNÁ REGRADACE

Vítězslav Hybler, Alois Prax

*Mendelova zemědělská a lesnická universita, Agronomická fakulta, Zemědělská 1,
61300 Brno; E-mail: hybler@mendelu.cz*

Půda je základní výrobní prostředek zemědělské výroby, který se v procesu výroby neopotřebovává, ale většinou zlepšuje - v ideálním případě. V opačné situaci bychom se měli snažit záporné vlivy omezovat a ty dřívější napravovat. Jedním z limitujících faktorů je sekundární zasolení půd. Na naší zájmové ploše to bylo vlivem činnosti podniku Moravské naftové doly Hodonín při těžbě ropy, rozsahem neveliké, ale na půdu intenzivně působící. Jde především o zasolení při havarijních poruchách potrubí a úniku solanky.

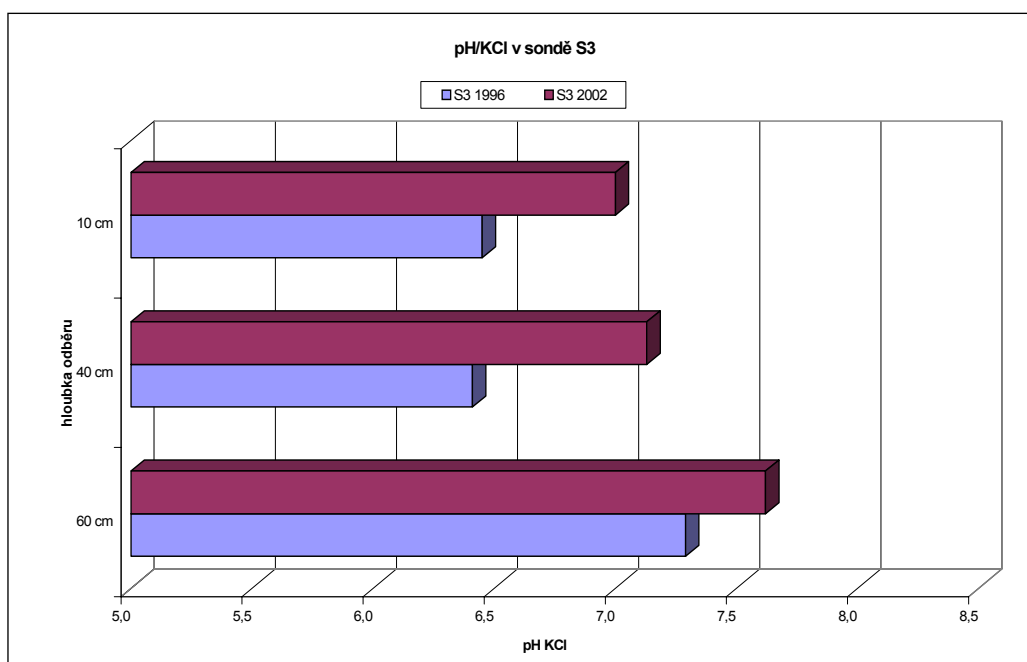
Metody

Typickým půdním představitelem jsou zde černozemě. Matečné substráty tvoří převážně vápnité naváté spraše a písky s jílovitým podložím. Roční úhrn srážek je do 570 mm, roční průměr teplot neklesá pod 9 °C. Zájmové území se nachází v katastru obce Hrušky v nadmořské výšce 160 - 180 m, přibližně 15 km severovýchodně od Břeclavi. Byly vykopány celkem čtyři půdní sondy do hloubky 90 cm, dvě sondy byly vykopány na plochách o velikosti asi 10 až 20 m² vykazujících jasné projevy zasolení: řídký porost se změněným habitem rostlin, odlišné zbarvení povrchu půdy i porostu; další dvě sloužily jako kontrola na místě blízkém, ale bez patrných změn. Hony jsou běžně agrotechnicky zpracované, ale tato místa vykazují minimální produkci, převažuje zde plevelná vegetace. Byly provedeny rozborů fyzikálních a chemických vlastností pro zhodnocení současného stavu plošného i hloubkového dosahu sekundárního zasolení. Po přibližně osmi letech byly nyní odebrány další vzorky, a to z místa u sondy S3 a byly porovnány některé půdní vlastnosti.

Výsledky

Fyzikální vlastnosti u zasolené půdy byly většinou odlišné, například retenční vodní kapacita byla v orniční vrstvě 1,6krát vyšší u S1 oproti S2, objemová hmotnost redukována 1,67 g.cm⁻³ (u S2 1,44 g.cm⁻³), což ukazuje na poškozenou půdní strukturu a vyšší utužení. Mezi sondami S3 a S4 nejsou rozdíly tak výrazné. Je ale nutno počítat s vlivem ročníku, plodiny a agrotechniky. Při srovnání půdní reakce S1 vykazuje pH alkaličtější než S2. Hodnota pH KCl vykazuje reakci slabě alkalickou (7,4 - 8) a zvyšuje se

směrem dolů. U S3 se pH neměnilo v takové míře, i když zde šlo o větší plochu. Obsah CaCO_3 byl u všech čtyř sond značně nízký, popřípadě nebyl zjištěn vůbec. U sondy S1 byl průběh půdní vodivosti v jednotlivých hloubkách následující: orniční vrstva vykazovala nejnižší hodnotu (290,3 μS), v hloubce 40 cm hodnota vodivosti vzrostla na 390,6, v hloubce 60 cm dokonce až na 434,6 μS . Tomuto stavu odpovídal i průběh obsahu půdních solí. Při porovnání se sondou č. 2, kde byla hodnota vodivosti v orniční vrstvě přibližně stejná (295,0 μS) jako u S1, směrem do hloubky došlo k poklesu na 191,0 μS . U S3 můžeme opět pozorovat postupné zvyšování jak půdní vodivosti, tak i obsahu solí. Po porovnání s aktuálním stavem můžeme konstatovat, že některé půdní vlastnosti se upravily do příznivějších hodnot (viz graf 1), některé bude potřeba podrobněji analyzovat (vodivost, obsah solí). Rozhodně ale lze pozitivně popsat stav porostu, neboť ten je sice na postižených plochách stále v porovnání s okolními rostlinami slabšího vzrůstu, ale za několik uplynulých let se výrazně zlepšil.



Graf 1. Změna pH/KCl v sondě S3 mezi roky 1996 a 2002.

Diskuse a závěr

Pro rekultivaci těchto půd jsme navrhli použití spráše v kombinaci se sádkou, chlévskou mrvou nebo lignitový prach a použití kultury na zelené hnojení. Vzhledem k tomu, že lokality sekundárně zasolených půd převážně typů černozemí nebyly dosud úspěšně rekultivovány, je možno tuto situaci řešit metodickým pokynem pro poloprovozní pokus rekultivace. Navržený postup nebyl bohužel z finančních důvodů v zemědělském

podniku proveden. Půdní poškození se v průběhu let používáním běžné agrotechniky pomalu snižuje, neboť kultivace a hnojení působí jako zlepšovací faktory. Přestože poškozené plochy nejsou rozsáhlé a těžařský podnik již využívá šetrnější technologie, ztráty jsou stále poměrně značné a jdou stále na vrub zemědělcům.

Literatura

- Červenka L. (1958): Solné pôdy a ich meliorácia. SNPL Bratislava: 97pp.
- Armstrong, Pearce, Rycroft, Tanton (1990): Field testing of a new reclamation technique for saline clay soils. Proceedings of Symposium on Land Drainage for Salinity Control in Arid and Semi-arid Regions (No. 2), Cairo: 89 – 101.
- Zahow M. F., Amerhein C. (1992): Reclamation of a saline sodic soil using synthetic polymers and gypsum. Soil Sci. Soc. Am. J., 56 (4): 1257 – 1260.
- Danihelka J., Hanušová M. (1995): Poznámky k současnému stavu slanomilné flóry a vegetace v okolí Nesytu u Sedlce. Zpr. Čes. Bot. Spol. Praha, 30, suppl. 1995/1: 135-146

KVALITA/ZDRAVÍ PŮD JEČMENÁŘSKÉ OBLASTI STŘEDNÍ MORAVY

Eduard Pokorný¹, Olga Denešová²

¹Ústav půdoznalství a mikrobiologie, AF, Mendelova zemědělská a lesnická univerzita
v Brně, Zemědělská 1, 613 00 Brno; E-mail: pokorny@mendelu.cz,

²Agrochemický podnik Kroměříž, Kotojedy 2384, 767 01 Kroměříž, achp-km@snt.cz

Přesné vymezení v biologických vědách běžně používaného pojmu „normální“, bychom marně hledali. 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 nevyklučují nejasnosti v jejich základních pojmech, avšak problém stanovení normálních hodnot je dnes spatřován jako nejzávažnější. Pro náš případ posouzení zdraví/kvality ornice 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 a 2001 byly v regionu střední Moravy bodově odebírány vzorky ornice na škále druhově i typově rozdílných pozemků využívaných jako orná půda ($n = 76$). V odebraných vzorcích byly stanoveny vlastnosti fyzikální, mechanické, chemické a biologické. Odběr na stanovení fyzikálních vlastností byl proveden vždy ve třech opakováních z hloubky 15-20 cm do Kopeckého fyzikálních válečků, vzorky na stanovení mechanických, chemických a biologických vlastností 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). Biologické vlastnosti byly stanoveny pomocí respiračních testů ve všech variantách. Získané výsledky byly podrobeny statistické analýze, ověřena homogenita souborů a u většiny znaků potvrzena vysoce průkazná závislost na půdním druhu, ale nikoliv na typu (bylo ověřeno shlukovou analýzou). 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.

Výsledky a diskuse

Jako ukázka výstupu rozlišení souboru zdravá/kvalitní půda (dále jen „dobrá“), na straně jedné a porušená půda (dále jen „špatná“), na straně

druhé, bylo vybráno šest vlastností, jež jsou graficky zpracovány (Graf 1). Ze získaných výsledků je patrné, že u „špatného“ souboru je hodnota objemové hmotnosti 1.60 g/cm^3 u „dobrého“ 1.38 g/cm^3 . Z grafu distribuce je patrné, že výsledky v „dobrém“ souboru zaslouží ještě další analýzu. Naše sledování jsou v souladu se závěry Lhotského (1994), který jako limitní hodnotu objemové hmotnosti pro střední půdy uvádí 1.45 g/cm^3 . Maximální kapilární kapacita má průměrnou hodnotu v „dobrém“ souboru 35.02 %, ve „špatném“ 40.33 %. To opět odpovídá limitní hodnotě 36 % publikované Lhotským. Tříděním obsahu humusu byly zjištěny, mezi dobrým a špatným souborem významné rozdíly. V „dobrém“ je průměrný obsah humusu 3.08 % a ve „špatném“ 1.77 %. Hodnoty z dobrého souboru jeví normální rozložení, ve špatném byl zaznamenána výrazná asymetrie. Uvážíme-li, že antropogenní činností byla v ornicích smazána typová diferenciace, je toto zjištění zcela zásadní. Rozdílnost hodnot sorpčního komplexu je dokladován jednak jeho celkovou hodnotou, jednak procentickým zastoupením výměnného hořčíku. Celková hodnota kationtové výměnné kapacity je v úzké korelaci s obsahem humusu (Kutílek, 1978), což naše sledování jednoznačně prokázala. V „dobrém“ souboru je hodnota KVK 247 mmol/kg , ve „špatném“ 193 mmol/kg . Z praktického hlediska je významné zjištění, procentického zastoupení hořčíku na sorpčním komplexu, kdy v „dobrém“ souboru je průměrný obsah 13 % a ve „špatném“ 8.7 %. Obě zjištěné hodnoty nedosahují požadovaných 15 % (Kutílek, 1978) a z tohoto pohledu lze všechny ornice zájmové oblasti hodnotit jako nedostatečně zásobené hořčíkem. Tento poznatek lze dokázat výraznou asymetrií rozložení četností v „dobrém“ souboru. Obsah celkového dusíku v „dobrém“ souboru je 0.2 % a tato hodnota je zcela v souladu s literárními údaji (Pavel, 1984), ve „špatném“ pouze 0.15 %.

Závěr

Metodou dle Hoffmanna (1963) byl vyhodnocen soubor fyzikálních, chemických a biologických vlastností orní z ječmenářské oblasti jižní Moravy. Soubor byl po eliminaci tzv. „velkého faktoru“, kterým bylo zrnitostní složení, rozdělen na dva podsoubory: a) půdy zdravé/kvalitní a b) porušené a v nich stanoveny základní statistické parametry.

Citace

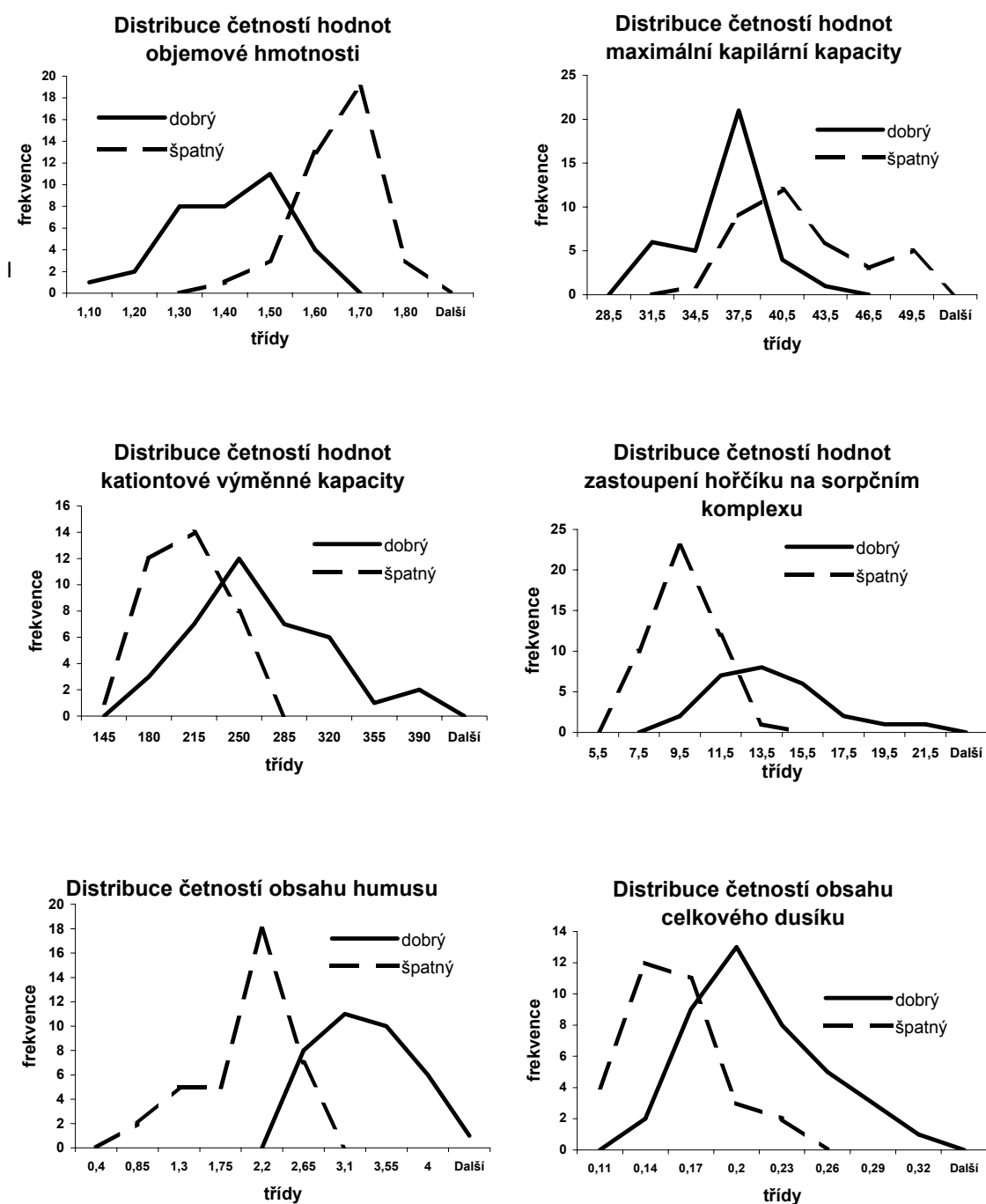
- Vácha, J. (1980): Problém normality v biologii a lékařství. Avicenum, Praha: 178 s.
 Hoffmann, R.G. (1963): JAMA, 185: 864 – 873,
 Jandák, J. (1991): Cvičení z půdoznalství. VŠZ, Brno: 213 s.
 Lát, J. (1972): Normalita osobnosti. Avicenum, Praha: 22 – 54

Lhotský, J. (1994): Kultivace a rekultivace půd. VÚMOP, Praha: 198 s.

Kutílek, M. (1978): Vodohospodářská pedologie. SNTL, ALFA, Praha: 295 s.

Graf 1

Distribuce četností vybraných vlastností orníc v tříděných souborech



VII.

VYUŽITÍ INFORMAČNÍCH SYSTÉMŮ V HODNOCENÍ DEGRADACE PŮDY

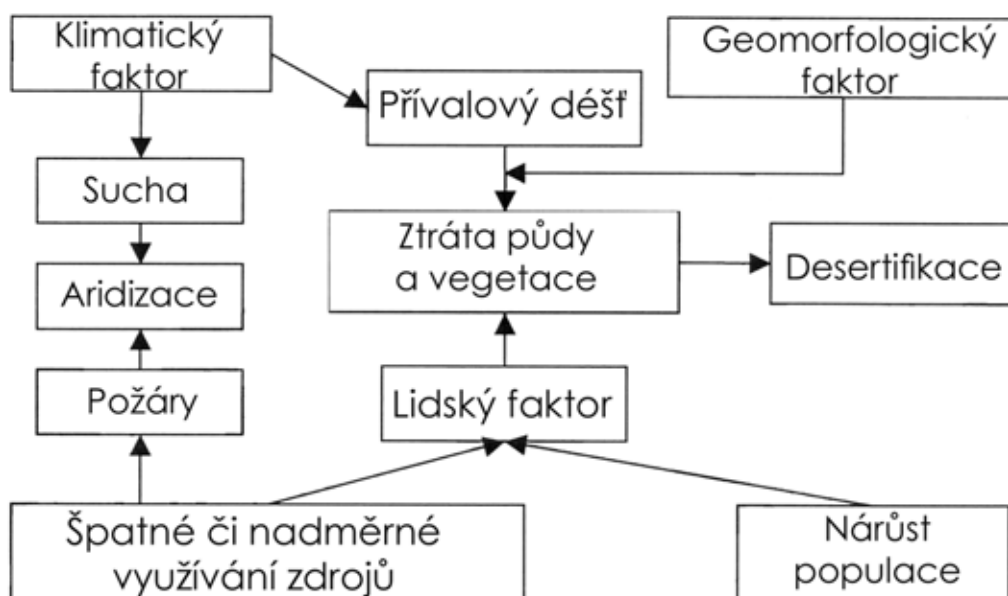
DEGRADACE PŮD – VYBRANÉ POSTUPY K JEJÍMU POSUZOVÁNÍ V EVROPĚ

Josef Kozák

*Katedra pedologie a geologie, Agronomická fakulta,
Česká zemědělská univerzita v Praze, E-mail: Kozak@af.czu.cz*

Půda nebyla dosud prioritou v ochraně prostředí v Evropě. Teprve v posledních 3 létech zesílila potřeba pro harmonizovaný přístup k ochraně půdy, což se projevilo zařazením této problematiky do politické agendy EU a prakticky vyústilo v rozvoji jednotné strategie v rámci šestého environmentálního programu (Montanarella 2003). Důležitým aspektem je uznání zvláštností půdy a jejích funkcí a odlišností od ostatních složek prostředí, jako je vzduch a voda.

Přehled ekologických, fyzikálních, sociálních, ekonomických a kulturních složek, které souhrnně přispívají k zvýšení rizika další degradace uvádí např. Perez – Trejo (1994).



Obr. 1. Interakce klíčových faktorů a hnacích sil při degradačních procesech a desertifikaci (Perez-Trejo 1994)

Degradace půdy bývá definována různými způsoby. Zde používáme široce koncipovanou definici, která byla použita v rámci projektu GLASOD (Global Assessment of Human -Induced Soil Degradation): „člověkem působené jevy snižující současnou či budoucí kapacitu půdy

podporovat život lidstva“ (Oldeman et al 1991). Podle Bluma (1888) je možno degradaci půd v širším slova smyslu popsat jako zhoršení kvality půdy, tj. částečnou či úplnou ztrátu jedné nebo více jejích funkcí. Ty lze rozdělit na funkce ekologické povahy a spojené s lidskou činností.

Ekologické funkce půdy:- produkce biomasy;- filtrovací, pufovací, skladovací, transformační; - biologické osídlení a zdroj genetických informací;

Funkce spojené s lidskou aktivitou:- fyzické medium; - zdroj surovin; - součást krajiny; kulturní dědictví;

Degradaci lze v zásadě rozdělit na chemickou a fyzikální (Stamners et Bordeau 1995).

Chemická degradace spočívá především v působení těchto dílčích pochodů: acidifikace, kontaminace těžkými kovy, kontaminace pesticidy a jinými organickými polutanty, eutrofizace nitráty a fosforečnany, - znečištění radionuklidy;

Fyzikální degradace potom spočívá v působení těchto dílčích pochodů: vodní eroze, větrná eroze, kompakce, vytvoření nepropustných povrchových vrstev (sealing and crusting), pokles povrchu půdy, zamokření.

V létech 1996 – 1999 byl řešen projekt „Mapping of Soil and Terrain Vulnerability in Central and Eastern Europe „, jehož akronym je SOVEUR. Hlavní aktivity byly:

1. vytvoření digitální databáze terénu a půdy v měřítku 1:2,5 mil. v technologii SOTER (Batjes et Van Engelen 1997)
2. databáze současného stavu degradace půd s důrazem na znečištění (Van Lynden 1997)
3. metodika pro odhad vulnerability půd vůči znečištění vybranými kategoriemi polutantů (Batjes 1997)

O rozsahu projektu svědčí rozsah atributové databáze uvedený v tabulce č. 1.

Tab. 1. Přehled rozsahu dat v atributové databázi

Atribut	
Jednotky SOTER	8635
Terénní složky	9257
Půdní složky	13988
Půdní profily	661
Průměrný počet horizontů v půdním profilu	3,8

Část projektu týkající se České republiky řešil Němeček et al. (2000)

V rámci tohoto projektu byla vulnerabilita (zranitelnost) definována jako náchylnost půdního systému k poškození jedné nebo více jejích ekologických funkcí. Důležitým aspektem bylo stanovit relativní „odolnost“ půdy. V případě vazebné síly pro ionty kovů v půdách byla zvažována interakce s humusovými látkami, sesquioxidy a jílovými částicemi. Dále byl vzat do úvahy efekt pH a redox potenciálu (Blume et Brummer 1991). Přehled je uveden v tabulce č. 2.

Tab. 2. Příklad vazebných sil pro vybrané kovy

Kov	Vazebná síla			Silné poutání	
	Humusové l.	Jíl	Sesquioxidy	> pH	Eh (pH 7) mV
Cd	4	2	3	6,0	0 – 200
Zn	2	3	3	5,5	0 – 200
Pb	5	4	5	4	0 - 200

1 velmi slabá, 2 slabá 3 střední 4 silná 5 velmi silná

Pro danou jednotku v systému SOTER byl závěrečný výpočet vazebné kapacity pro daný kov proveden podle vztahu:

$$fin_i = b_{pH} + b_{org} + b_{tex} + b_{feox} + b_{sulf} +, \text{ kde:}$$

i = uvažovaná hloubka (humusový horizont 0 – 0,3 m vnitřní horizonty 0,3 – 1,0 m)

b_X = relativní vazebná kapacita vztažená k dané vlastnosti X , vztaženo k hloubce

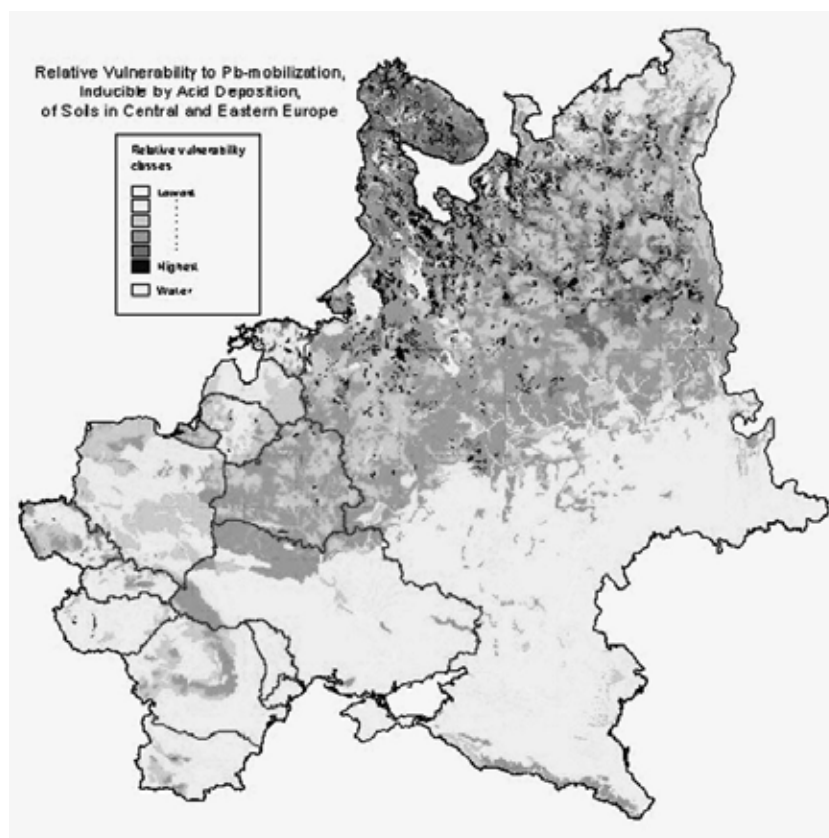
m_{drain} = mobilizační faktor spojený se silnými změnami vlhkosti

Aplikace těchto principů je uvedena pro případ Pb na následující mapce.

Kompletní výsledné materiály jsou v elektronické formě dostupné na vyžádání na FAO v Římě.

Použitá literatura

- Batjes N.H. (1997): Methodological framework for assessment and mapping of the vulnerability of soils to diffuse pollution at a continental level (SOVEUR project , Report 97/07, ISRIC, Wageningen, pp.34.
- Batjes N.H., Van Engelen V.V.P. (1997): Guidelines for the compilation of a 1:2,5 mil.SOTER database. Report 97/06, ISRIC, Wageningen, pp. 58.
- Blum W.E.H. (1988): Problems of soil conservation – Nature and Environment No. 40 Council of Europe Strasbourg.



- Blume H.P., Bruemner G. (1987): Predicting the behaviour of heavy metals in soils using simple field methods (in German) *Mitteilungen der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft* 53: 1111-1117.
- Montanarella L. (2003): The EU Strategy on Soil Protection. Land degradation in Central and Eastern Europe. R.J.A: Jones and L.Montanarella, eds., European Soil Bureau Research Report No.10 EUR 20688 EN pp. 15-29.
- Němeček, J., Kozák, J., and Buchvaldková K. (2000): Contribution of the Czech republic to the SOVEUR project. In *Soil Degradation and Vulnerability Assessment for Central and Eastern Europe Proceedings of an international workshop*. ISRIC, RISSA, FAO 2000, pp. 39-41.
- Oldeman L.R., Hakkeling, R.T.A., Sombroek, W.G. 1991: *World Map of the Status of Human-Induced Soil Degradation. An explanatory Note (rev. ed.) with maps*. UNEP and ISRIC, Wageningen, pp.35.
- PEREZ-Trejo (1994): *Desertification and land degradation in European Mediterranean* EUR 14850 EN (Office for Official Publications of the European Communities) Luxembourg.
- Stamners D., Bordeau P. (eds.) (1995): *Europe's Environment. The Dobbris assessment* EEA Copenhagen
- Van Lynden, G.W.J. (1997): *Guidelines for the assessment of soil degradation in Central and Eastern Europe (SOVEUR project) Report 97/08b (rev.edi.)*. ISRIC, Wageningen, pp. 20.

VYUŽITIE INFORMAČNÉHO SYSTÉMU O PÔDE PRI HODNOTENÍ POTENCIÁLNEJ VODNEJ ERÓZIE

Blanka Ilavská, Ondrej Rybár

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

E-mail: ilavska@vupu.sk, rybar@vupu.sk

Negatívne vplyvy vodnej erózie na pôdu, krajinu, životné prostredie a ekonomiku sú známe. Erózia je proces ireverzibilný a je jedným z hlavných procesov fyzikálnej degradácie pôdy.

V Slovenskej republike je eróziou postihnutá viac ako polovica výmery poľnohospodárskych pôd. Erózia nespôsobuje len celkové zníženie úrodnosti, ale okrem ekonomickej straty spôsobuje aj vodohospodársku, energetickú a ekologickú ujmu. Ak chceme spomaliť procesy fyzikálnej degradácie pôd, medzi ktoré erózia patrí, musíme nevyhnutne poznať relatívne priestorové rozloženie erodovaných plôch v krajine. Preto poznanie jej plošného rozsahu môže poslúžiť pri uplatnení protierózných opatrení a hospodárenia na pôde a tým ak nie zastaviť tak aspoň spomaliť procesy fyzikálnej degradácie pôdy.

V minulosti, ale aj v súčasnej dobe je problém v nedostatočnej evidencii dôsledkov erózie, ktorý naráža hlavne na otázku značnej premenlivosti tohto javu. Kvantifikácia a hodnotenie erózie pôdy ako aj jej predikcia (náhynnosť územia) sú preto často zaťažené subjektivismom v zachytení jej priestorovej distribúcie. Preto je dôležité zhromažďovať priestorové informácie o faktoroch prostredia, ktoré s eróziou pôdy súvisia alebo ju ovplyvňujú. Na základe územnej informácie môžu byť aplikované opatrenia k zmierneniu a predikcii stavu.

Materiál a metódy

Na hodnotenie potencionálnej erózie bola použitá univerzálna rovnica straty pôdy (Wischmeier, Smith). V rovnici sa hodnotí intenzita vodnej erózie pôdy na základe charakteristických parametrov prostredia. Pre jednotlivé parametre rovnice boli v prostredí GIS softwaru zostavené tematické mapy nutné pre výpočet.

Faktor sklonu – S a faktor dĺžky svahu – L bol spracovaný v prostredí GIS, ktorý ponúka sofistikované metódy analýz digitálneho modelu reliéfu. Pri generovaní dĺžky svahu sa využili sklasifikované satelitné obrazové záznamy z hľadiska štruktúry využitia krajiny, z ktorých následne bola použitá binárna mapa terénnych prekážok (lesné porasty, líniové antropogénne formy, umelé objekty...).

Faktor vegetačnej ochrany – C bol spracovaný zo satelitného obrazového záznamu LANDSAT 7 TM. Po riadenej klasifikácii vo farebnej syntéze RGB 4-5-3 sa k jednotlivým sklasifikovaným areálom s atribútom poľnohospodárskej plodiny priradil faktor ochranného vplyvu vegetácie.

Na identifikáciu priestorovej distribúcie erodovaných plôch sa taktiež využili obrazové satelitné záznamy a letecké ortofotomapy. Vizuálnou interpretáciou v počítačovom prostredí a následnou vektorizáciou erodovaných areálov sa získal plošný obsah erodovaných plôch.

Faktor R- faktor eróznej účinnosti prívalovej zrážky. Hodnoty sme prevzali z tabuľky vypracovanej na základe ombrografických staníc Slovenska (A. Malíšek 1992). Na Slovensku je 86 relatívne rovnomerne rozmiestnených staníc.

Faktor K- faktor náchylnosti pôdy na eróziu, bol vypracovaný ku každej hlavnej pôdnej jednotke, ku ktorej bola priradená jeho numerická hodnota.

Faktor P - faktor účinnosti protieróznych opatrení. Zistenie protieróznych opatrení je na väčšom území neuskutočniteľné a preto sme dosadili do rovnice pre faktor P hodnotu 1. Pre menšie územia ako sú poľnohospodársky podnik, alebo kataster je možné doplniť protierózne opatrenia podľa dodaných mapových podkladov

Výsledky a diskusia

Použitie doplnkových nepedologických údajov, ako je digitálny model reliéfu a údaje DPZ zvyšuje možnosť identifikácie erózneho poškodenia pôd ako aj predikcii z hľadiska protieróznych opatrení. Tieto údaje môžu byť nepriamo využité pri identifikácii a kvantifikácii faktorov vstupujúcich do vzorcov na výpočet intenzity erózie ako je napr. univerzálna rovnica straty. Priamo poskytujú obraz o eróznom poškodení pôd a to z hľadiska odhadnutia stavu vegetácie ako aj samotného kvantifikovania erózneho poškodenia pôd. Použitie a výber týchto údajov je závislé od výslednej mierky.

Literatúra

- Alena, F. (1991): Protierózna ochrana na ornej pôde, Metodika, Bratislava.
 Jambor, P., Ilavská, B. (1996): Metodika protieróznej ochrany, VÚPÚ, Bratislava.
 Malíšek, A. (1992): Optimálna dĺžka svahu v závislosti na vodnej erózii, Vedecké práce VÚPÚ, Bratislava.
 Sviček, M.(2000): Detection of eroded soil areas from satellite image interpretation on Trnavska hilly land.

MULTIPHASE MULTICOMPONENT POLLUTANT TRANSPORT IN SATURATED AND UNSATURATED SOILS

Libor Jendele¹, Svatopluk Matula²

¹*PIT, Choceradská 13/2600, 141 38 Prague 4, Czech Republic,*

E-mail: Libor.Jendele@Stredokluky.cz

²*Czech University of Agriculture, Kamýcká 129, 165 21 Prague 6, Czech Republic;*

E-mail: Matula@af.czu.cz

Abstract

A new software module called POLLUT_TRANSPORT for multiphase flow analysis in unsaturated and saturated soils is presented. The analysed system may include: water and water vapour flow, Non-Aqueous Phase Liquid (NAPL) and NAPL vapour flow, (NAPL stands for fluid akin toluene, petrol etc.), dry air flow and heat flow. The last flow is considered because some properties of fluid are highly dependent on temperature. It applies particularly to volatile NAPLs.

Key words: multiphase flow, airflow, heat flow, NAPL, numerical solutions, software.

Introduction

The process of development of such a module involves the three main steps:

1. Development of a theoretical model, (Jendele 2001b)
2. Development of a procedure for its numerical solution
3. Development of a tool for its practical application (Jendele, 2001a), (Jendele et al., 2002).

Although the poster briefly presents the governing equations, its main interest is focussed towards numerical solution procedure and its computer implementation. Both of these topics bring some novel techniques, which are described later on.

Material and methods

The paper presents some improvements of numerical solution of the problem governing equations and their computer implementation.

The model uses so-called Primary Variable Switching Scheme (PVSS). The original Mixed formulation method (Celia et al., 1990, Celia, Binning, 1992) has been extended for the case of multiphase flow conditions. The following problem state variables are employed: volumetric water and NAPL contents θ_w , θ_o , hydraulic capillary pressure

heads of water and NAPL ψ_w , ψ_o , temperature T and gas pressure p . Clearly, they are not mutually independent and therefore, a suitable subset has to be selected for the solution predictor phase. In a case of high saturation ψ_w , ψ_o , T and p are chosen, whereas for a case of low saturation θ_w , θ_o , T and p are preferred. The superfluous state variables are eliminated by constitutive equations. The solution corrector phase uses all state variables directly. The above technique improves numerical stability of the solution, because it removes numerical problems with areas of very high capillary pressures (and low degree of fluid saturation). It also allows solution of a domain a part of which is fully saturated and the other part nearly unsaturated. The paper presents most details of the PVSS, including solution of some peculiarities inherent to the dynamic switching between θ and ψ primary variables.

From programmer's point of view, the computer module POLLUT_TRANSPORT is also interesting. It is built within ATENA ("Advanced Tool for Non-Linear Engineering Analysis" system recently developed by Červenka Consulting, Prague, Červenka et al. 2000). The novelty of the adopted architecture is that the ATENA kernel serves as a generic finite element module (FEM), or in words of programmers, as a set of hierarchically created dynamically linked libraries that provide most services needed for any FEM analysis including problem global equations solver, database for FEM topology etc. It also support pre and post-processing. On the other hand, specific features of a particular analysed problem are coded in a special, (dedicated) engineering module. Good example of such a module is the present module POLLUT_TRANSPORT. This architecture clearly saves a lot of programmer's development effort. The result is higher quality and effectiveness of the resulting FE software. Also, as all engineering modules in ATENA use the same pre and post-processors, i.e. the same graphic user interface, their mastering is significantly simpler.

Results

The present multiphase flow analysis uses a constitutive model, which is an extension to the well-known van Genuchten-Mualem model, (Mualem, 1976). Leverett (Leverett (1941)) assumptions are accepted. This means that the three-phase saturation curves are derived from the curves for two-phase systems, e.g. soil-water retention curve in air-water soil system.

Main interest is focussed to improving numerical procedure to solve the flow problem equations. Finite Element Method is employed for discretisation of the problem governing equations in space, whilst temporal discretisation is dealt with an implicit version of Crank-Nicolson or

Adams-Bashforth 2nd order time marching (Wood, 1990, Zienkiewicz, 1977). Primary Variable Switching Scheme (PVSS) (Diersch and Perrochet, 1998) has been extended to multiphase flow conditions. The solution improvement comes from the fact that PVSS at runtime manner switches between volumetric water content θ and hydraulic pressure head ψ based formulation depending on current degree of total fluid soil saturation at a material point and time.

As already mentioned, temperature effect cannot be neglected, as properties of some NAPLs heavily depend on current thermal conditions. The present model follows a paper by Thomas and King (1993), where both fluid saturation curve and hydraulic conductivity curve are set up with respect to a reference temperature and any capillary pressure is then transformed to that reference temperature by means of ratio of fluid surface energy (at reference temperature to that at current temperature).

The module POLLUT_TRANSPORT supports a number of 2D and 3D isoparametric elements. Their shape functions are developed in hierarchical manner, so that for example quadrilateral element have 4 nodes (bilinear approximation) up to 9 nodes (biquadratical approximation). Similarly, cube elements have from 8 to 20 nodes etc. Details can be found in (Červenka et al. 2000) and (Bathe 1982).

Last but not the least, reduction of solution oscillations is achieved by introducing a “dumping” solution factor η .

The whole numerical procedure is tested on simplified systems.

List of references

- Bathe, K. J. (1986): Finite Element Procedures in Engineering Analysis. Englewood Cliffs, New Jersey 07632, Prentice Hall, Inc.
- Celia, M.A., Bouloutas, E.T., Zarba, R.L. (1990): A General Mass-Conservative Numerical Solution for the Unsaturated Flow Equations. Water Resour. Res., 26(7): 1438-1496.
- Celia, M.A., Binning, P. (1992): A Mass Conservative Numerical Solution for Two-Phase Flow in Porous Media with Application to Unsaturated Flow. Water Resour. Res., 28(10): 2819-2828.
- Červenka V., Jendele L., Červenka J. (2000): ATENA Program Documentation, Part 1, Theory. Červenka Consulting SW documentation, Prague.
- Diersch Hans-Joerg, G., Perrochet, P. (1998): On the primary variable switching technique for simulating unsaturated-saturated flows. <http://www.wasy.de/eng/prodinfo/flow/swpool/swpool.htm#fef_manuals>.
- Jendele, L. (2001a): Atena Pollutant Transporty Module - Input File. Edited PIT, Prague, ISBN 80-902722-3-1.
- Jendele, L. (2001b): Atena Pollutant Transporty Module – Theory. Edited PIT, Prague, ISBN 80-902722-4-X.

- Jendele, L., Matula, S., Kutilek M. (2002): Immiscible Fluids Flow in Soils: Numerical and Experimental Solution. In: Boruvka, L. (ed.): Soil Science: Past, Present, and Future, Proceedings of the Joint Meeting of the Czech Society of Soil Sci. and the Soil Science Society of America. CUAP, Prague: 205-224.
- Leverett, M.C. (1941): Capillary behaviour in porous solids. Trans. Am. Inst. Min. Metall. Eng., Pet. Eng. Div.: 152-169.
- Mualem, Y. (1976): A New Model for Predicting the Hydraulic Conductivity of Unsaturated Porous Media. Wat. Resour. Res., 12(3): 513-522.
- Thomas, H.R., King, S.D. (1993): The Applications of Numerical Model of Heat and Mass Transfer in Unsaturated Soil to the Simulation of Laboratory-Based Experiments. Communications Num. Met. Eng., 9: 91-102.
- Wood, W., L. (1990): Practical-Time Stepping Schemes. Clarenton Press, Oxford.
- Zienkiewicz, O.C. (1977): The Finite Element Method, 3rd. edition. Mc Graw-Hill, London.

Acknowledgements: *The Czech Grant Agency GACR, Project No: 103/02/0971, supported this work.*

PROGRAMOVÝ BALÍK PŮDNÍ FYZIKA

Pavel Křivohlavý

Katedra pedologie a geologie, AF ČZU PRAHA, 165 21 Praha 6 – Suchbátka;

E-mail: krivohlavy@af.czu.cz, krivohlavy@kh-kinetic.cz

Pro zjednodušení předmětu PŮDNÍ FYZIKA byl vytvořen programový balík stejného názvu - *PŮDNÍ FYZIKA*. Pro jednotlivé programy byl využit programovací jazyk *VISUAL BASIC* verze 6. Charakter programu, vzhled jednotlivých oken a jejich ovládání, je přizpůsoben prostředí *WINDOWS*. Do tohoto balíku programů patří následující aplikace: *ATTERBERG*, *IZOTERMA*, *PHILIP*, *RETENČNÍ ČÁRA*, *ZRNITOSTNÍ ČÁRA* a *SWIMP – OUTPUT*.

Základní požadavky

Vzhledem k tomu, že jednotlivé aplikace byly naprogramovány v jazyce *VISUAL BASIC* pod operačním systémem *WINDOWS 98*, jsou jednotlivé aplikace vytvořeny primárně pro toto prostředí. Jejich užití je ale možné také v prostředí *WINDOWS 2000* a *WINDOWS 95*. Celý programový balík požaduje zhruba 4MB paměti pevného disku. Pokud funguje na počítači jeden z uvedených operačních systémů (*WINDOWS 95, 98, 2000*) a lze nastavit grafickou kartu minimálně na rozlišení 1024 x 768 x 16 barev (doporučené nastavení 1280 x 1024 x high color), měly by aplikace fungovat.

Programy

Jak již bylo uvedeno, ovládání aplikací bylo voleno obdobné jako ve *WINDOWS*. Proto jsou základní operace jako otevírání souboru, ukládání souboru, nastavení tiskárny a nápovědy stejné u všech aplikací a shodné s operačním systémem, který daný počítač využívá.

- ***ATTERBERG***

Program *ATTERBERG* je určen pro vyhodnocení měření konzistenčních mezí tekutostí půd (metodika Atterberg).

- ***IZOTERMA***

Tento program je určen pro výpočet koeficientů izotermie (rovnice Freundlich, Speranský) a jejich výsledné znázornění v grafech. Pro výpočet je rovněž použita metoda nejmenších čtverců.

- **PHILIP**

Tato aplikace je určena pro výpočet koeficientů infiltrace (rovnice Philip) a jejich výsledné znázornění v grafech.

- **RETENČNÍ ČÁRA**

Program je určen pro výpočet koeficientů retenční čáry (rovnice Brooks a Corey) a jejich výsledné znázornění v grafech.

- **ZRNITOSTNÍ ČÁRA**

Tato aplikace je určena pro vyhodnocování zrnitostní křivky změřené pomocí hustoměrné metody.

ZRNITOSTNÍ ČÁRA

LOKALITA: Lukavec OPEN SAVE AS NASTAVENÍ TISKÁRNÝ

ČÍSLO SONDY: SONDA

HLOUBKA VZORKU: 20 cm ZRNITOSTNÍ KŘIVKA HELP

SÍTA		HUSTOMĚR		MĚŘENÍ		
50 mm	100	V(cm ³)	60	Čas (min)	Hustota	Teplota °C
16 mm	100	F(cm ²)	26.71	0.5	16.4	22
8 mm	100	H/2	8.1	1	15.6	22
4 mm	100	L	8.8	2	14.2	22
2 mm	100	C	1	5	12.6	22
				15	10.2	22
				45	8	22
				120	5.8	22
				300	4.2	22
				1440	2.4	22
				*		

ZEMINA

Zdánlivá hustota částic: 2.475

Hmotnost vysušeného vzorku: 66.25

PREDEFINACE

Číslo kalibrovaného Hustoměru: Popis kalibrovaných hustoměrů

Teplota: 20 Přiradit čas: 0.5 - 1440

☒ POUZE JEMNOZEM

Obr. 1. Ukázka vstupního okna zrnitostní čára

- **SWIMP – OUTPUT**

Pro zjednodušení práce s výstupními daty z modelu *SWIMP* a pro jeho využití ve cvičení z předmětu PŮDNÍ FYZIKA vznikl program *SWIMP - OUTPUT*.

Pomocí této verze programu, kterou mohou využívat studenti během cvičení z PŮDNÍ FYZIKY, lze vytvářet (omezené) vstupní soubory pro model *SWIMP*. Lze zadávat pouze hodnoty vlastního průběhu srážek do tabulky *T (min)* a *Kumulativní srážka (mm)*, ostatní potřebná data jsou přiřazena automaticky a není možná jejich editace. Pro cvičení se studenty je tento omezený vstup pro ukázkou infiltrace a redistribuce

vody dostačující jak svou jednoduchostí, tak výmluvností simulace transportu vody. Zároveň je tak zabráněno případnému komerčnímu využití vlastního simulačního modelu SWIMP.

SWIMP je programový balík, který vznikl úpravou vývojového diagramu a následného přeprogramování modelu SWIM do programovacího jazyku Turbo Pascal 7 (Křivohlavý, 1996). SWIM je programový balík, který byl vytvořen výzkumným pracovištěm CSIRO Australia pro simulaci vodní infiltrace a pohybu vody v půdě. Model SWIM byl naprogramován pomocí programovacího jazyku Fortran. Pro řešení jednorozměrného transportu vody je v modelech SWIM a SWIMP použita numerika řešící Richardsovu rovnici pro jednorozměrné proudění.

Literatura

Křivohlavý, P. (1996): Řešení transportu vody nenasyceným půdním profilem pomocí počítačového modelu. Diplomová práce. LF ČZU Praha.

Celý programový balík vznikl za podpory vnitřního grantu ČZU Praha CZU 203/10/36200/0 a dále grantu Fondu rozvoje vysokých škol 1379/2001. Aplikace SWIMP – OUTPUT vznikala i za podpory vnitřního grantu AF ČZU Praha 0/26498/0.

SEZNAM AUTORŮ

Badalíková, B.	147	Mazín, V.	27
Barančíková, G.	143	Mikanová, O.	59
Borůvka, L.	35, 55, 79	Minařík, L.	75
Brůček, P.	159	Mládková, L.	75, 79
Čechmánková, J.	79	Nestroy, O.	11
Čechová, V.	155	Novák, P.	137
Černohous, V.	129	Nováková, J.	59
Denešová, O.	195	Pícek, T.	83
Drábek, O.	55, 79	Podrázský, V.V.	45, 73, 97, 133, 167
Dumbrovský, M.	101	Pokorný, E.	195
Elhottová, D.	159	Prax, A.	191
Frouz, J.	183, 185	Procházková, B.	147
Gábor, T.	87	Rejšek, K.	89
Grund, M.	83	Rybár, O.	205
Havlíková, Š.	43	Skalský, R.	109
Horáček, J.	155	Skřivan, P.	75
Hybler, V.	191	Sobocká, J.	109
Chmelová, R.	123	Stach, J.	155
Ilavská, B.	205	Styk, J.	51
Janeček, M.	101	Svoboda, M.	133
Jendele, L.	207	Šach, F.	129
Kalčík, J.	183	Šantrůčková, H.	83, 159
Kamír, V.	159	Šarapatka, B.	123
Karas, J.	45, 73, 97, 167	Šetlík, J.	83
Kobza, J.	19	Šimek, M.	83, 159
Kodešová, R.	169	Tieffová, P.	43
Kopáček, J.	83	Torma, S.	93
Kozák, J.	201	Uhlířová, E.	159
Křišťůfek, V.	183	Uhrinová, M.	87
Kromka, M.	87	Ulbrichová, I.	73, 167
Křivohlavý, P.	211	Vácha, R.	173
Kubát, J.	59	Valla, M.	137
Kulhavý, J.	65	Vaňková, H.	183
Kuneš, I.	73, 97	Vašků, Z.	115
Kutílek, M.	169	Veselá, J.	169
Lazúr, R.	47	Viechová, Z.	87
Ledvina, R.	155	Vilček, J.	127
Lhotský, J.	151, 165	Voplakal, K.	163
Macháček, V.	187	Vráblík, P.	181
Marek, V.	5	Vráblíková, J.	181
Matula, S.	169, 207		

Pedologické dny 2002

Sborník z konference na téma Degradace půdy

Editor: Luboš Borůvka

Vydavatel: Česká zemědělská univerzita v Praze

Rok vydání: 2003

Vydání: první

Počet stran: 216

Počet výtisků: 200

Tiskárna: PowerPrint, ČZU, Praha 6 - Suchdol

Rozšiřuje: Katedra pedologie a geologie

Česká zemědělská univerzita v Praze

165 21 Praha 6 – Suchdol

Tel.: 220 921 644

Fax.: 234 381 836

Za obsahovou a jazykovou správnost příspěvků odpovídají jejich autoři.

ISBN 80-213-1052-9