

ÚSTAV ZEMĚDĚLSKÝCH A POTRAVINÁŘSKÝCH
INFORMACÍ



ROSTLINNÁ VÝROBA

PLANT PRODUCTION

12

ROČNÍK 40 (LXVII)
PRAHA 1994
CS ISSN 0370-663X

ČESKÁ AKADEMIE ZEMĚDĚLSKÝCH VĚD
SLOVENSKÁ AKADEMIA PÔDOHOSPODÁRSKYCH VIED

ROSTLINNÁ VÝROBA

PLANT PRODUCTION

VOLUME 40 (1994)

Redakční rada - Editorial Board

Předseda - Chairman

Doc. ing. Josef Š i m o n , CSc. (Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha-Ruzyně, ČR)

Členové - Members

Doc. ing. Pavol B a j č i , CSc. (Vysoká škola poľnohospodárska, Nitra, SR)

Prof. dr. Márta B i r k á s (Agrártudományi Egyetem, Gödöllő, Hungária)

Doc. ing. Jozef C i g ľ a r , CSc. (Vysoká škola poľnohospodárska, Nitra, SR)

Ing. Helena D o n á t o v á , CSc. (Vysoká škola zemědělská, Praha, ČR)

Prof. ing. Václav F r i c , DrSc. (Vysoká škola zemědělská, Praha, ČR)

Ing. Norbert G á b o r č í k , CSc. (Výskumný ústav lúk a pasienkov, Banská Bystrica, SR)

Ing. Alois C h a l u p a , CSc. (Výzkumný ústav technických plodin a luskovin, Šumperk, ČR)

Ing. Bohdan J u r á n i , CSc. (Univerzita Komenského, Bratislava, SR)

Prof. dr. Günter K a h n t (Universität Hohenheim, Stuttgart, BRD)

Prof. ing. Josef K o z á k , DrSc. (Vysoká škola zemědělská, Praha, ČR)

Prof. ing. Vladimír K r a j č o v i č (Výskumný ústav lúk a pasienkov, Banská Bystrica, SR)

Ing. Ladislav L o r e n č í k , DrSc. (Oblastný výskumný ústav agroekológie, Michalovce, SR)

Prof. ing. Lubomír M i n x , DrSc. (Vysoká škola zemědělská, Brno, ČR)

Ing. Timotej M i š t i n a , CSc. (Výskumný ústav rastlinnej výroby, Piešťany, SR)

Dr. Peter N e w b o u l d (The Macaulay Land Use Research Institute, Aberdeen, Scotland, UK)

Ir. Cees van O u w e r k e r k (Instituut voor Bodemvruchtbaarheid, Haren Gn, Nederland)

Ing. Jaromír P r o c h á z k a , CSc. (Výzkumný ústav pícninářský, Troubsko u Brna, ČR)

Prof. ing. Stanislav P r o c h á z k a , DrSc. (Vysoká škola zemědělská, Brno, ČR)

Doc. ing. Vlastimil R a s o c h a , CSc. (Výzkumný ústav bramborářský, Havlíčkův Brod, ČR)

Doc. ing. Ladislav S l a v í k , DrSc. (Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, ČR)

Doc. ing. Miron S u š k e v i č , DrSc. (Výzkumný ústav výživy zvířat, Odbor základní agrotechniky, Hrušovany u Brna, ČR)

Prof. ing. Václav V a n ě k , CSc. (Vysoká škola zemědělská, Praha, ČR)

Ing. Marie V á ň o v á , CSc. (Výzkumný ústav obilnářský, Kroměříž, ČR)

Doc. ing. Karel V o ř í š e k , CSc. (Vysoká škola zemědělská, Praha, ČR)

Doc. ing. František V r k o č , DrSc. (Výzkumný ústav rostlinné výroby, Praha-Ruzyně, ČR)

Prof. dr. hab. Kazimiera Z a w i ś l a k (Akademia Rolniczo-Techniczna, Olsztyn, Polska)

Vedoucí redaktorka - Editor-in-Chief

RNDr. Eva S t ř í b r n á

CÍLE A POZNATKY PROJEKTU MINIMALIZACE OBSAHU NEŽÁDOUCÍCH LÁTEK V SYSTÉMECH PŮDA – VODA – ROSTLINA – PRODUKT

K. B. Březina

Ministerstvo hospodářství ČR v roce 1991 vyhlásilo soubor programů výzkumu, rozvoje techniky a technologií, které byly schváleny vládou ČR k selektivní podpoře efektivního výzkumu a vývoje. Jedním ze šesti schválených programů byl program *Zdravá výživa*. K řešení a naplnění jeho cílů byl předložen návrh projektu Z 783 **Minimalizace obsahu nežádoucích látek v systémech půda – voda – rostlina – produkt**, komplexně zpracovaný 29 spoluřešitelskými subjekty pro základní vstupní články potravinového řetězce projektovými metodami v celé šíři od získání poznatků, jejich ověření a užití.

Projekt Z 783 zahrnuje zjišťování stavu obsahu nežádoucích látek, poznání příčin kontaminace, stanovení ověřených limitů zatížení škodlivými látkami a omezení jejich transportu v systémech půda – voda – rostlina – produkt při určení prevenčních a asanačních opatření v kontaminovaných regionech se zavedením komplexního monitoringu a návrhu způsobů využití půdního fondu a komplexní ochrany půdy a vody včetně návrhů příslušných normativů a podkladů související legislativy. Na základě doporučení Rady programu k finančnímu ocenění je projekt v letech 1991 až 1994 Ministerstvem hospodářství ČR podporován účelovou dotací.

Vnitřní členění projektu je dáno jeho cíli; je tvořen čtyřmi vzájemně propojenými částmi – dílčími projekty:

- ◆ Ochrana a systémy využití pedo- a hydrosféry
- ◆ Rozvoj ekotechnických postupů, metod a technologií v rostlinné výrobě
- ◆ Snížení vstupu cizorodých látek z krmivářských surovin a krmiv do potravních řetězců zvířat a lidí
- ◆ Komplexní monitoring základních vstupních článků potravního řetězce

První dílčí projekt zahrnuje řešení těchto problémových okruhů – etap a systému užití jejich výsledků:

- Hodnocení kontaminace půd a možnosti její eliminace
- Antropogenní půdy a jejich využití ve vazbě na potravní řetězec
- Minimalizace projevů eroze a transportu jejich produktů do povrchových vod
- Výskyt a mobilita rizikových látek v rašelinách a rašelinistních půdách ve vztahu k pedo- a hydrosféře
- Vliv atmosférické depozice a vložených kontaminujících látek na kvalitu vodní komponenty krajiny
- Řešení nepříznivých účinků odpadních vod z venkovských sídlišť a drobných provozoven na kvalitu podzemních a povrchových vod a návrh komplexních opatření
- Řešení čistoty vodní komponenty v krajině hospodařením vodou

- Ochrana vodního prostředí a řízení jeho kvality pro zajištění zdravotní nezávadnosti rybího masa a zdrojů pitné vody
- Obnova a ochrana ekologických funkcí půd agrotechnikou a agromelioracemi
- Organické kontaminanty v úvodních článcích potravního řetězce

Druhý dílčí projekt zahrnuje řešení těchto okruhů:

- Dynamika a kvantifikace toku znečišťujících látek v agroekosystémech a jejich vliv na zemědělskou produkci
 - Řízení výživy rostlin na ekologii půdního prostředí a produkci zdravotně nezávadných potravin
 - Projekt progresivních systémů hospodaření pro malé a střední zemědělské podniky
- Další část projektu je tvořena etapami:

- Modelové ověření eliminačních opatření blokujících vstup kontaminantů z půdy do rostlin
- Sledování obsahu dynamiky změn některých nežádoucích prvků v půdách a rostlinách a vypracování návrhů pro eliminaci vstupu těchto prvků do rostlin
- Snížení vstupu cizorodých látek z krmivářských surovin a krmiv do potravních řetězců zvířat a lidí
- Pěstitelské systémy, omezující vstup kontaminantů u plodin (pšenice, tritikale, proso, pohanka a píce), vedené podle zásad ekologického zemědělství IFOAM

Poslední dílčí projekt zahrnuje vybudování modelu komplexního monitoringu a informačního systému rizikových látek ve vstupních článcích potravního řetězce (zemědělství) a stanoví kritéria zatížení půd rizikovými prvky.

Cíle projektu byly stanoveny ve směru komplexního řešení vazeb mezi prvky, které vystupují a ovlivňují proces tvorby a kvality rostlinných produktů a ochranu vodních zdrojů. Rozhodujícími postupovými dílčími cíli, které v systémovém propojení naplní cíl projektu, resp. vyhlášeného programu *Zdravá výživa*, je určení limitů nežádoucích látek v jednotlivých článcích systému ve vazbě na evropské normy při respektování specifických podmínek našeho území, stanovení opatření pro snížení transportu nežádoucích látek systémem půda – voda – rostlina do potravního řetězce, projekty racionálních způsobů využití, ochrany a organizace půdního fondu v regionálních podmínkách a návrh úprav vodohospodářských poměrů v povodí s cílem ochrany a účelného využití vody; dále stanovení účinných technologií pěstování plodin včetně integrované výživy a ochrany rostlin s omezením vstupů nežádoucích látek do úvodních článků potravního řetězce; stanovení soustav hospodaření v oblastech se specifickými vlivy a zájmy – pásma hygienické ochrany vod, oblasti imisní, závlahové a alternativních způsobů hodnocení produkce rostlinné výroby; zavedení komplexní monitorovací sítě a její koordinace a propojení.

Tyto základní cíle projektu byly po zhodnocení prvních časových etap řešení v jednotlivých dílčích částech projektu na základě dosažených výsledků a navrhovaných způsobů jejich užití zpřesněny.

V rámci hodnocení kontaminace půd a možností jejich eliminace bude vypracován návrh požadových hodnot organických xenobiotických látek v půdách, upřesněny

návrhy kontaminace a intoxikace půd rizikovými prvky na základě jejich mobility a transferu do rostlin, konkretizovány údaje o zátěži v ekologicky čistých a ekologických oblastech, posouzena kontaminace půd severočeského imisně zatíženého regionu a čisté oblasti Šumavy na základě navržených limitů. Bude ověřena vhodnost navržených limitů pro posouzení zátěže urbálních půd a vypracovány mapy pozadových hodnot pro vybrané rizikové prvky u hlavních půdních představitelů. Dále bude vypracován predikční model pro stanovení rychlosti rozkladu organických látek v půdách ČR a ověření modelu pro predikci parametrů vazby vybraných organických látek v půdách. Bude stanoven metodický postup snížení toxických forem hliníku v půdě a vypracován návrh opatření ke snížení negativních účinků závlah vodou Labe a Vltavy na půdu, plodiny a podzemní vody.

V oblasti řešení využití antropogenních půd ve vazbě na potravní řetězce bude zjištěn stupeň kontaminace substrátů a vytvořených antropogenních půd rizikovými prvky těžkých kovů včetně bilance těchto prvků v biomase plodin pěstovaných na těchto půdách.

V řešení dopadu erozních procesů budou stanoveny hlavní vlastnosti sedimentů pro hodnocení zatížení povrchových vodních zdrojů, objasněny problémy spojené s uvolňováním cizorodých, resp. nežádoucích látek vázaných v erozních produktech na suspenze a sedimenty. Budou předloženy podklady pro zavádění protierozních systémů pěstování plodin v zájmu omezení kontaminace hydrosféry splaveninami.

Pro oblast využití rašelinišť a rašeliny bude stanovena míra jejich kontaminace a charakteristika mobility rizikových prvků, bude vyhodnocen vliv extraktů huminových látek rašelin na mobilitu těžkých kovů v půdním prostředí a stanoveny možnosti ovlivnění zdravotního stavu zvířat extrakty huminových látek rašelin při přetížení metabolismu jater.

V rámci hodnocení vlivu atmosférické depozice a vložených kontaminujících látek na kvalitu vodní komponenty krajiny bude předpovězen vývoj koncentrace jednotlivých kontaminantů za pomoci simulačních modelů umožňujících zobecnění informace o šíření koncentrace sledovaných látek v porézním prostředí a vodě.

Při řešení nepříznivých účinků odpadních vod z venkovských sídlišť na kvalitu podzemních a povrchových vod bude zhodnoceno šíření znečištění v tocích bystřinného typu, podán návrh biologických nádrží na čištění povrchových a odpadních vod a stanoven vliv závlah spaškovými odpadními vodami na kvalitu povrchových a podzemních vod.

V okruhu ekologické stabilizace melioračních zařízení a řešení čistoty vodní komponenty bude zhodnocena možnost využití drenážních vod, stanoveny rozhodující prvky revitalizačních úprav a stanoveny zásady usměrňování kulturně-technické činnosti v exponovaných oblastech a při omezení nadměrného zatěžování zavlažovaných ploch závlahovou vodou.

V ochraně vodního prostředí pro zajištění zdravotní nezávadnosti rybářského masa bude řešení zaměřeno na zhodnocení úrovně zatížení ryb a jejich prostředí PCB.

V nově formulované etapě řešení organických kontaminantů v úvodních člancích potravního řetězce bude vyhodnocena zátěž toxickými glykoalkaloidy rostlinných produktů, budou zobecněny poznatky o zátěži agroekosystému polycyklickými aromatickými uhlovodíky a vypracována metoda esterázové detekce insekticidů s vývojem příslušného detektoru.

V rozvoji přístupů metod a technologií rostlinné výroby bude provedena analýza a bilance hmotnostních toků hlavních znečišťujících látek z ekotoxikologických hledisek. Bude dokladován vliv imisí na zemědělskou výrobu podle stupňování imisní zátěže indikované SO_2 a rizikovými látkami z atmosférické depozice.

Bude vymezeno ekologické a ekonomické optimum inputů organických a průmyslových hnojiv pro ochranu půdního prostředí a kvalitu produkce a vypracovány metody a způsoby hnojení pro omezení kontaminace půdy a sklízených produktů.

Bude vypracována metoda optimalizace výrobního programu a aplikace algoritmů řízení výrobního procesu při respektování hledisek ochrany prostředí a výroby zdravých potravin a jejich užití v systému počítačových programů.

V řešení problematiky vstupu cizorodých látek z krmivářských surovin a krmiv do potravních řetězců zvířat bude určena účinnost eliminačních opatření snižujících průnik rizikových prvků do krmných plodin z odlišně zatížených půd a ověřeny postupy pro charakterizování korelace průniku kadmia a zinku z půdy do rostlin. Dále bude realizováno provozní ověření vybraných eliminátorů u některých plodin, stanovení přenosu vybraných cizorodých látek do krmiv a některých potravinářských surovin a sledování průniku cizorodých látek z krmiv do tkání zvířat při upřesnění povolených limitů škodlivých látek v krmivech a potravinářských surovinách.

V rámci metod komplexního monitoringu v základních vstupních člancích potravního řetězce bude ověřen software pro sběr dat při zajištění vazby na geografický informační systém, bude doplněn soubor limitů limitními hodnotami obsahu organických polutantů a zpracována výstupní sada dat centrální databáze komplexního monitoringu (vybrané polutanty v povodí, složení a velikost imisí ve vybraných regionech, kontaminace rostlin a rostlinných produktů, krmiv a zvířat).

Poznatky projektu Z 783 za dosavadní období řešení byly zahrnuty do souboru uživatelských výstupů. Jejich dílčí část je prezentována i v následujících vědeckých sděleních. Doposud byly předány a jsou využívány tyto uživatelské výstupy:

◆1991

- Limity obsahu rizikových prvků pro půdy ČR
- Ochrana zemědělské půdy před erozí – metodika
- Metodika agrohydrologické kontroly I
- Technologický postup výroby preparátu fyziologicky aktivních látek z rašelin
- Informační systém řízení závlahového režimu
- Prozatímní metodické pokyny pro obnovu ekologické funkce upravených vodních toků s malým povodím
- Metoda projektování optimální struktury a intenzity výroby

- Zpřesněné normativy, zásady a ekologická omezení pro výrobu a aplikaci průmyslových kompostů a substrátů z recyklace schopných odpadů
- Metodické pokyny pro řízení výživy rostlin, hospodaření s hnojem a kejdou PHO vodních zdrojů
- Doporučení vhodných odrůd obilnin do stresových podmínek imisních oblastí
- Imisní zatížení agroregionů ČR
- Podklady novelizace Metodického pokynu č. 35 *O uplatňování škod způsobených průmyslovými exhalacemi na zemědělské výrobě*
- ♦1992
- Jednotný analytický systém stanovení kontaminantů
- Hodnocení jakosti závlahové vody z Labe – závazný protokol
- Kritéria hodnocení zatížení vodních zdrojů splaveninami
- Klasifikace odolnosti zemědělských půd k nežádoucím látkám a parametrizace stavu
- Agrotechnicko-výživářská opatření ke zmírnění nepříznivých vlivů kontaminace biosféry
- Návrh restrukturalizace rostlinné výroby v imisních a pánevních oblastech s využitím alternativních plodin
- Návrh nových koncentrátů pro výživu hospodářských zvířat
- Stanovení základní sítě monitorovacích lokalit
- ♦1993
- Stanovení požadových hodnot organických xenobiotických látek v půdách ČR
- Obsahy rizikových prvků v antropogenních půdách – studie
- Pokyny pro využití sedimentů k zúrodnění zemědělských půd
- Kritéria obsahu těžkých kovů v rašelinách a výrobcích z rašeliny
- Prozatímní zásady pro navrhování, zakládání, provoz a údržbu ovládaných mokřadů s čistícím účinkem na odpadní a drenážní vody
- Stanovení kritérií ohrožení podzemní vody v závislosti na hydrologických poměrech v půdě – metodický pokyn
- Čištění a dočišťování odpadních vod – metodický postup
- Rezidua PCB v rybách a dalších složkách vodního ekosystému řeky Skalice a údolních nádrží Orlík a Kamýk – studie
- Metodika rutinní analýzy pro sledování solaninu a chaconinu v hlízách brambor
- Metoda stanovení PAH ve vodách
- Prototypy detekčních proužků – biosenzorů pro screeningovou detekci reziduí insekticidů v potravinovém řetězci
- Metodické pokyny pro omezení ekonomického a ekologického optima inputů se zřetelem na hygienu půdního prostředí
- Využití P-solubilizující aktivity symbiotických a rhizosférních mikroorganismů – návod
- Projekty systému hospodaření pro rodinnou farmu s živočišnou výrobou a bez živočišné výroby

- Vzájemné interakce extrakčních metod stanovení kadmia v půdách a korelace mezi použitou metodou a kumulací kadmia a zinku rostlinami
- Technologické a metodické návody pro zemědělské podniky v imisně zatížených oblastech a výrobce krmných směsí – revize přílohy vyhl. č. 362/92 Sb.

Targets and findings of the project The Minimization of Contents of Undesirable Substances in the Soil – Water – Plant – Product Systems

In 1991 the Ministry of Economy of the Czech Republic announced a set of programmes of the research and development of technique and technologies for selective state support of effective research and development. One of the programmes is *The Healthy Nutrition*. The common project of 29 cooperating entities **The Minimization of Contents of Undesirable Substances in the Soil – Water – Plant – Product Systems** has been awarded. This project has been solved in the years 1991 to 1994. The project, regarding its extension, is solved by project way in four inter-linked parts.

Part I evaluates the contamination of soils and determines the possibilities of its elimination. In addition, it solves the issue of minimization of manifestations of erosion and limitation of transport of its products into surface soils. It evaluates the effect of atmospheric deposition and deposited contaminated substances on the quality of water component of the landscape and solves the effect of waste waters from rural communities on the quality of waters.

Part II quantifies the flow of contaminating substances in agroecosystems and their impact on agricultural production, settles the ways of plant nutrition for production of healthy and safe foods and creates the projects of the farming system of small- and medium-sized agricultural enterprises.

Part III solves the ways of elimination and measures blocking inputs of contaminants from soil into plants and systems of reduction of inputs from foreign substances from feed materials and feedstuffs into food chains of animals and men.

Part IV includes the principles of complex monitoring and information system of hazardous substances in input links of food chain and sets up the criteria of soil loading with hazardous elements.

The results of solution are applied in the form of users' materials – recommended methodologies, instructions and technological procedures. An important part of results is represented by proposals of standards, limits and fundamental materials of related legislation in connection to the European system.

*Ing. Karel. B. B ř e z i n a , Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy,
Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5-Zbraslav, Česká republika,
tel.: 02/59 23 31, fax: 02/59 12 08*

POZAŘOVÉ OBSAHY POTENCIÁLNĚ RIZIKOVÝCH PRVKŮ V PŮDÁCH ČR (CELKOVÉ OBSAHY)

E. Podlešáková¹, J. Němeček², G. Hálová¹

¹Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha

²Vysoká škola zemědělská, Praha

Soubor půdních vzorků (1 280) z orníc zemědělsky využívaných půd analyzovaný na obsah As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V a Zn byl rozčleněn do 13 skupin. Dílčí seskupení, které vychází ze znalostí profilové distribuce rizikových prvků, odráží nejvýrazněji půdně-litologické rozdíly půd ČR a specifika fluvisolů. Pro jednotlivé skupiny byly stanoveny pozařové hodnoty (geometrické průměry) a svrchní meze pozadí pro jednotlivé rizikové prvky, které budou zobecněny a doporučeny jako limit kontaminace půd do systému kritérií hodnocení zátěží půd.

V současné době je značně preferována snaha o stanovení ekotoxikologicky relevantních limitů rizikových látek v půdě. Poslední stav řešení problematiky však dokazuje, že i stanovení ekologicky zdůvodněných kritických mezí je mimo jiné podmíněno stanovením hladiny přírodního pozadí rizikových látek v půdě a svrchní hranice její variability. Jsou pro to dva hlavní důvody, a sice jednak nutnost objektivní identifikace a kvantifikace kontaminace půd (soil contamination), tj. překročení pozadí, kterou vyžaduje princip obezřetnosti (Vorsorgeprinzip) a jednak korekce reálnosti nejnižších limitů považovaných za ekologicky relevantní (soil pollution).

Význam pozařových hodnot potvrzují i nejnovější syntetické práce věnované rozvoji této problematiky (Davis, 1992). Z prací zaměřených na zobecnění poznatků o stopových prvcích v půdách zemí západní (Angelone, Bini, 1992), střední a východní Evropy (Kabata-Pendias et al., 1992) vyplývá, jak nedostatečné a mnohdy rozporné jsou dosud i základní poznatky o stavu rizikových prvků, a tím spíše poznatky o jejich chování v půdě a transferu do organismů a do vody. Ukazuje se však, že v zemích, kde je stav rizikových látek systematicky inventarizován, se do popředí již dostala potřeba objektivizace mezí kontaminace půd. V SRN (Späth et al., 1991) a v Rakousku (Hoffer, 1993) jsou pro hodnocení historických zátěží navrhovány limity překročení pozadí, které jsou diferencovány podle regionů na základě geogenních odlišností a relativní (většinou imisní) zátěže.

V ČR se otázka objektivizace kontaminace půd ukázala podstatná po zjištění, že koncentrace rizikových prvků v půdách považované do té doby za ekologicky nadlimitní (maximálně přípustné obsahy) se vyskytují jen sporadicky (Něm-

ček, Podlešáková, 1992). V současné době význam pozadových hodnot stoupá i z opačných důvodů, tj. jako korekční faktor reálnosti ekologicky relevantních limitů. Platí to ve vztahu ke směrným hodnotám (target values) přepracovaného nizozemského systému (Eijssackers, 1993), které mají ekotoxikologicky vymezit hranici omezení multifunkcionality půdy.

Problém spočívá v tom, že tyto hodnoty často leží uvnitř variability pozadí nebo dokonce v blízkosti středních hodnot pozadí (pro stopové prvky i některá organická xenobiotika). Tebaa et al. (1993) důsledně obhajují koncepci referenčních hodnot i pro organické xenobiotické látky (PAU) ve smyslu svrchní meze antropicky difuzně ovlivněného pozadí. Nepochopení podstaty a vývoje limitních hodnot rizikových látek v půdě a opuštění principu obezřetnosti základního zákona o životním prostředí se odráží v hybridním řešení ukazatelů znečištění zemědělských půd ve vyhlášce MŽP č. 13/1994 Sb.

Průměrné hodnoty pozadí a svrchní mez jejich variability představují základní parametry hodnocení kontaminace, tj. antropického ovlivnění obsahu potenciálně rizikových prvků v půdě. U většiny rizikových prvků jsou tyto hodnoty závislé na mineralogickém a texturním složení půd (Ruppert, Schmidt, 1987), u As, Be, Cd, Pb a Zn mimoto na tzv. relativní čistotě lokality – regionu. Významnými příspěvky ke stanovení pozadových hodnot v ČR jsou údaje celkových obsahů (Hartmann, 1977; Beneš, Pabiánová, 1987; Hartman et al., 1987; Kulíková et al., 1989). Problémem citovaných prací jsou údaje o některých prvcích (Cd, Be). V zahraničí jsou vedle zobecněných údajů (Adriano, 1986 aj.) o pozadových hodnotách nejčastěji především práce geologických ústavů spolkových zemí Německa (Ruppert, Schmidt, 1987; Ruppert et al., 1991). Nejnovější materiály z území ČR (Podlešáková, Němeček, 1990, 1992; Podlešáková et al., 1994) zahrnují škálu prvků obvyklých v zahraničních pracích.

Hodnocení pozadí a stupně jeho antropického ovlivnění vyžaduje stanovení celkových obsahů rizikových prvků v mineralogicky a texturně reprezentativních skupinách půd. Stanovení celkových obsahů prvků v půdě je také nezbytným spojovacím a vztahným základem harmonického systému limitů, zahrnujících mezní hodnoty kontaminace půd, ohrožení potravního řetězce a přímého ohrožení zdraví člověka, vyvolávajícího potřebu asanace.

Využití výsledků stanovení obsahu rizikových prvků v 2M HNO₃ za chladu (Němeček et al., 1995) je vázáno na stanovení vztahu k celkovému rozboru. Bez údajů o celkovém množství stopových prvků, které jsou analyticky nejreprodukovatelnější, ztrácíme návaznost na limity vyvíjené v zahraničí (např. nizozemské), které spočívají (s výjimkou kontroly aplikace čistírenských kalů) na celkových rozbořech. K celkovým hodnotám se vztahují i údaje o mobilitě prvků, diferencované podle charakteru transferu do rostlin a do vody.

MATERIÁL A METODA

Statisticky byl vyhodnocen soubor 1 280 vzorků, odebraných na území ČR z orních zemědělsky využívaných půd. Vzorky byly odebírány v oblastech imisně čistých i zatížených. Odběr vzorků a stanovení celkových obsahů rizikových prvků popsali P o d l e š á k o v á et al. (1994).

Na základě citovaných zahraničních i domácích prací a získaných zkušeností byla vzniklá databáze půdních vzorků rozčleněna na 13 půdně-litologických seskupení; 11 seskupení odráží výrazné mineralogické a texturní rozdíly mezi půdami ČR, dvě poslední seskupení představují půdy z antropicky ovlivněných nivních sedimentů a výrazně antropicky ovlivňovaných fluvisolů.

Koncentrační zastoupení sledovaných prvků v jednotlivých seskupeních bylo hodnoceno statisticky. Po eliminaci odlehklých hodnot (40 % nejvyšších koncentrací) byly vypočteny geometrické průměry (GM), směrodatné odchylky (GD) a svrchní meze variability ($GM.GD^2$). Svrchní mez variability je kritériem zařazení údajů do konečného očištěného souboru, pro který jsou následně vypočteny hodnoty geometrického průměru (GM) a jeho směrodatné odchylky (GD).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Ve výběru seskupení půd pro stanovení nezbytně nutné diferenciace pozadových hodnot byly respektovány poznatky, které lze odvodit na základě vertikální distribuce stopových prvků v půdně-litologickém profilu (H a r t m a n n et al., 1988; K u l í k o v á et al., 1989). Výsledky uvádí tab. I.

I. Profilová distribuce rizikových prvků v půdách ($mg.kg^{-1}$) – Profile distribution of hazardous elements in soils ($mg.kg^{-1}$); (H a r t m a n n et al., 1988; K u l í k o v á et al., 1989)

Prvek ¹	Luvizem ² prachovice ³			Kambizem ⁴ břidlice ⁵		Kambizem žula ⁶		Kambizem rula ⁷		Kambizem bazika ⁸	
	E	Bt	C	Bv	IIC	Bv	IIC	Bv	IIC	Bv	IIC
Co	11	14	14	13	14	8	11	11	12	37	43
Cr	75	70	76	62	64	22	20	80	93	300	330
Cu	11	15	18	26	32	10	10	21	21	58	61
Mn	720	480	530	460	570	460	360	670	610	1 690	1 730
Ni	19	29	31	35	50	16	16	29	33	62	68
V	60	79	80	87	100	54	56	98	115	249	284
Zn	50	58	58	89	113	66	64	84	90	117	118

¹element, ²albic luvisols, ³loesslikes, ⁴cambisols, ⁵shales, ⁶granites, ⁷gneisses, ⁸mafic rocks

Tyto údaje stejně jako výsledky německých autorů (Ruppert, Schmidt, 1987; Ruppert et al., 1991; Eiberweiser, Völker, 1993) prokazují, že obsahy rizikových prvků v ornících, které tvoří hlavní srovnatelnou základnu pro hodnocení kontaminace zemědělsky využívaných půd, mohou být nižší na rozdíl od zastoupení ve výchozích horninách. U převládajících kambizemí odrážejí údaje z orníc rozdíly, nikoliv však extrémny mineralogického složení pevných a zpevněných hornin, ze kterých vzniká souvrství transportovaných svahovin, což je důsledek toho, že se ornice vytváří (z horizontu Bv) v tzv. hlavním souvrství, ve kterém mísením svahovin dochází k snížení obsahu stopových prvků. Toto souvrství obsahuje i příměs eolického materiálu. V dalším souvrství, označovaném jako bazální horizont IIC (tab. I), a zejména pak v rozpadu pevné či zpevněné horniny obsah stopových prvků narůstá, zejména u svahovin z hornin obsahujících zvýšené obsahy Co, Cr, Cu, Ni a V. Ochuzení orníc o některé stopové prvky je u hlinitých půd důsledkem translokace jílu argiluvaci (luvizem v tab. I).

V tab. II až IV jsou uvedeny geometrické průměry celkových obsahů potenciálně rizikových prvků a jejich variační koeficienty pro jednotlivá seskupení půd. Čtyři seskupení (tab. II) odrážejí gradaci signifikantně narůstajícího obsahu Co, Cr, Cu, Mn, Ni a V v sekvenci půd, resp. substrátů s narůstáním obsahu slíd u kyselých hornin a tmavých minerálů při narůstání bazicity eutrofních substrátů. Tato skutečnost se projevuje již dostatečně výrazně mezi půdami ze svahovin žul a rul (zejména svorů). Půdy z eutrofních bazických substrátů či ze substrátů s příměsí ultrabazických hornin (zejména skupina 3) a půdy z ultrabazických substrátů (skupina 4) představují nejrozšířenější geochemicky anomální půdy ČR. Uvedené prvky vykazují u eutrických kambizemí velkou variabilitu a jejich obsah často překračuje půdně nediferencované maximální přípustné koncentrace. Veškeré půdy z vyvěřelých a metamorfovaných hornin, především však půdy ze svahovin rul, mají zvýšené koncentrace Be ve srovnání s půdami z čistých sedimentárních substrátů (tab. III) s výjimkou slínů a jílu.

V ČR se setkáváme se třemi typy geochemicky extrémních půd, které jsou demonstrovány údaji tab. V. Již zmíněný nejrozšířenější případ eutrofních substrátů je doložen extrémními hodnotami u hadce (zejména Ni, Cr) a údaji o obsahu diferencujících prvků v půdách ze svahovin čedičů, amfibolitů a syenitů. V půdách ze svahovin kyselých, vyvěřelých a metamorfovaných hornin (často v severních Čechách) se setkáváme s profily s vysokým obsahem As. Rezidua zvětvávání vápenců a některých břidlic bývají charakterizována zvýšeným obsahem Cd, se kterým bývá spojen i zvýšený obsah prvků charakterizujících bazické substráty.

U sedmi z devíti seskupení sedimentárních hornin (tab. III) se gradace zrnitosti u nezpevněných substrátů a specifika zpevněných hornin odrážejí i v obsahu řa-

II. Celkový obsah potenciálně rizikových prvků v půdách ze svahovin magmatických a metamorfovaných hornin – Total content of potentially hazardous elements in soils derived from solifluction slope deposits of magmatic and metamorphic rocks

Skupina ¹	Substráty ² (půdy ³)	n	Údaj ⁴	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	V	Zn
1.	svahoviny z žul ⁵ , kambizemě ⁶	82	GM Vx	15,60 64,80	2,70 39,50	0,17 40,30	8,00 60,00	32,10 56,90	13,40 50,60	0,16 47,10	499 31,50	0,26 45,2	15,80 54,00	44,70 32,10	32,50 53,60	72,90 26,00
2.	svahoviny z rul ⁷ , kambizemě	284	GM Vx	16,00 63,10	3,10 32,10	0,19 46,20	9,80 51,70	55,70 41,90	21,50 36,60	0,13 43,60	597 34,40	0,35 85,50	20,90 51,70	46,70 38,40	73,30 41,80	86,70 44,80
3.	svahoviny s příměsí bazik ⁸ , neutrálních hornin ⁹ , kambizemě	51	GM Vx	22,10 75,80	2,80 31,10	0,17 67,3	28,10 37,30	149,2 24,10	46,70 57,00	0,17 61,90	906 37,80	0,18 69,60	59,50 34,10	40,80 50,80	156,7 50,50	103,0 53,30
4.	svahoviny ultrabazik ¹⁰ , kambizemě	54	GM Vx	18,90 67,00	2,08 46,50	0,20 68,8	40,10 36,00	236,5 33,5	50,50 53,20	0,16 51,80	1 136 43,30	0,23 87,90	81,00 51,20	31,40 41,60	166,8 53,60	113,2 22,90

GM – geometrický průměr – geometric mean (mg.kg⁻¹)

Vx – variační koeficient – variation coefficient (%)

¹group, ²substrates, ³soils, ⁴data, ⁵granites, ⁶cambisols, ⁷gneisses, ⁸admixture of ultra-mafic rocks, ⁹of neutral rocks, ¹⁰ultramafic rocks

III. Celkový obsah potenciálně rizikových prvků v půdách ze sedimentárních hornin – Total content of potentially hazardous elements in soils derived from unconsolidated sediments and slope deposits of sedimentary rocks

Skupina ¹	Substráty ² (půdy ³)	n	Údaj ⁴	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	V	Zn
1.	písky ⁵ , regozemě ⁶ , kambizemě ⁷	67	GM Vx	10,10 53,50	1,70 47,00	0,14 44,40	6,40 60,80	30,40 49,30	12,60 53,50	0,14 67,60	444 47,70	0,27 45,00	13,2 63,60	28,40 43,20	43,60 70,90	47,00 40,50
2.	svahoviny pískovců ⁸ , kambizemě ⁹	34	GM Vx	6,10 58,00	2,00 50,80	0,16 67,50	8,90 50,00	40,10 44,80	14,40 43,20	0,17 34,70	566 34,40	0,19 21,90	18,40 43,30	35,70 58,70	51,00 49,40	60,90 54,60
3.	prachovice ⁹ , luvizemě ¹⁰ , pseudogleje luvické ¹¹	81	GM Vx	7,40 56,20	1,40 17,90	0,22 40,30	9,40 14,30	60,70 20,00	16,10 30,10	0,19 57,40	660 28,00	0,15 38,60	18,30 23,40	39,80 25,90	50,90 17,90	65,50 25,00
4.	spraše ¹² (prachovice), černozemě ¹³ , hnědozemě ¹⁴	142	GM Vx	13,90 47,70	2,40 45,40	0,16 29,70	11,70 48,50	61,00 33,10	20,40 41,50	0,12 39,50	555 21,60	0,28 76,30	25,80 44,60	33,90 28,30	75,00 38,30	61,90 42,30
5.	polygenetické svahoviny ¹⁵ , kambizemě, pseudogleje ¹⁶	157	GM Vx	13,90 74,80	2,30 38,50	0,16 47,30	14,00 64,90	61,90 47,30	21,00 46,30	0,14 44,70	675 52,50	0,22 57,9	23,90 58,10	36,20 31,10	97,40 48,00	77,80 35,10
6.	slíny ¹⁷ , jíly ¹⁸ , pelozemě ¹⁹ , smonice ²⁰	113	GM Vx	18,20 49,80	3,00 35,50	0,17 43,00	13,60 42,30	65,10 40,20	25,60 55,70	0,14 45,5	569 38,60	0,28 68,5	30,10 47,40	36,50 27,70	90,70 32,40	81,10 38,50
7.	svahoviny břidlic ²¹ , kambizemě	75	GM Vx	26,80 37,00	1,60 57,10	0,19 51,5	14,40 59,70	65,1 40,10	21,50 43,90	0,17 63,20	631 65,50	0,31 69,2	24,10 54,60	34,10 41,90	86,50 45,60	85,00 43,40
8.	nivní koluviální sedimenty ²² , fluvizemě ²³	103	GM Vx	13,50 60,10	2,50 22,40	0,25 66,3	9,90 71,80	58,1 41,90	24,7 50,90	0,18 71,30	625 35,10	0,35 58,30	22,10 53,50	40,50 41,90	69,00 33,70	103,6 45,90
9.	nivní sedimenty ²⁴ , inundované fluvizemě ²⁵	34	GM Vx	16,90 64,90	3,10 32,00	1,51 69,20	15,10 37,30	101,2 68,80	62,90 48,20	1,03 84,30	1 039 50,20	0,25 81,20	35,60 52,40	79,60 40,00	67,50 28,80	280,7 52,00

GM – geometrický průměr – geometric mean (mg.kg⁻¹)

Vx – variační koeficient – variation coefficient (%)

For 1–4 see Tab. II, ⁵sands, ⁶regosols, ⁷cambisols, ⁸sandstones, ⁹loesslikes, ¹⁰albic luvisols, ¹¹stagnosols, ¹²loesses, ¹³chernosols, ¹⁴luvisols, ¹⁵polygenetic loams, ¹⁶stagnosols, ¹⁷marls, ¹⁸clays, ¹⁹pelosols, ²⁰vertisols, ²¹shales, ²²alluvial colluvial sediments, ²³fluvisols, ²⁴alluvial sediments, ²⁵flooded fluvisols

IV. Celkový obsah potenciálně rizikových prvků (spojené soubory) – Total content of potentially hazardous elements (combined sets)

Skupina ¹	Substráty ² (půdy ³)	n	Údaj ⁴	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Mn	Mo	Ni	Pb	V	Zn
1.	celkem bez geochemických extrémů ⁵	1 035	GM Vx	14,1 61,0	2,66 44,2	0,17 43,6	10,47 57,5	64,0 38,9	20,4 50,6	0,14 48,6	569 40,3	0,27 69,7	22,0 56,6	38,3 38,2	71,7 54,4	75,4 44,7
2.	píščité substráty ⁶	101	GM Vx	9,9 53,9	1,74 47,7	0,15 54,2	7,5 63,4	34,9 52,3	14,2 56,3	0,15 58,3	468 45,9	0,25 44,0	14,9 60,1	31,3 51,3	50,3 70,8	50,0 45,0
3.	hlinité substráty ⁷	223	GM Vx	12,6 55,4	2,12 46,9	0,17 34,2	10,80 36,6	60,5 28,2	18,6 38,7	0,14 48,6	579 24,2	0,20 55,5	22,5 39,5	35,9 28,5	71,8 39,3	63,5 37,43
4.	pouze jižní Čechy ⁸	254	GM Vx	12,1 47,2	2,31 42,2											

GM – geometrický průměr – geometric mean (mg.kg⁻¹)

Vx – variační koeficient – variation coefficient (%)

For 1–4 see Tab. II, ⁵total set of data except geochemical anomalies, ⁶coarse textured parent materials, ⁷loamy parent materials, ⁸south Bohemia only

V. Celkový obsah potenciálně rizikových prvků v kambizemích ze substrátů geochemicky extrémních (mg.kg⁻¹) – Total content of potentially hazardous elements in cambisols derived from geochemically extreme parent materials (mg.kg⁻¹)

		As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	V	Pb	Zn
Svahoviny ultrabazických (až neutrálních) hornin ¹										
hadec ⁴	Třebíč	<15	0,32	115	2 525	30	1 575	–	37	107
čedičový tuf ⁵	Chomutov		0,15	50	400	50	150	–	35	124
čedič ⁶	Křemýž		0,15	95	485	150	680	–	35	203
čedič	Zvoničkov		0,20	55	330	90	80	410	20	126
amfibolit ⁷	Žďár		0,20	40	300	70	110	–	25	120
amfibolit	Karlovy Vary		0,12	35	197	42	60	–	32	110
syenit ⁸	Puklice		0,10	35	610	39	100	243	49	127
syenodiorit ⁹	Písek		0,15	12	547	30	172	–	80	117
syenit	Třebíč		0,20	15	482	17	67	–	62	90
Svahoviny žul, rul a svorů (zrudnění) ²										
granit ¹⁰	Květuš	121	<0,25	47	99	26	37	360	45	107
svor ¹¹	Ahníkov	44		44	122	21	33	84	77	99
rula ¹²	Krásný Les	74		74	81	23	28	65	114	98
Reziduální zvětraliny vápenců a jejich svahoviny ³										
rezidua vyluhování vápenců ¹³	Koněprusy	<15	0,75	35	150	45	80	340	40	151
rezidua vyluhování vápenců	Koněprusy		0,55	40	100	40	100	260	70	170

¹solifluction slope deposit of ultramafic (mafic) rocks, ²solifluction slope deposits of granites, gneisses and mica shists, ³residual weathered products of limestones and their slope deposits, ⁴serpentine, ⁵basalt tuff, ⁶basalt, ⁷amphibolite, ⁸syenite, ⁹syenodiorite, ¹⁰granite, ¹¹mica, ¹²shist gneiss, ¹³residua of limestones extraction

dy rizikových prvků. Signifikantně nejnižší koncentrací stopových prvků jsou charakterizovány písky a štěrkopísky (skupina 1). Půdy ze svahovin pískovců (skupina 2) se dostatečně odlišují od písků a vykazují v obsahu rizikových prvků určitou podobnost s půdami ze svahovin žul. U nezpěvněných sedimentů (skupina 1, 3 až 6) nárůst většiny prvků koreluje s nárůstem obsahu jílu při určitém reflektování důsledků argiluvie (Be, Co, Cr, Cu, Ni, V, Zn). Půdy ze svahovin břidlice (skupina 7) se významně neliší od půd z nezpěvněných hlinitých sedi-

mentů. Obsahy As, Cd, Hg a Mo nejsou významně diferencovány podle substrátů. Srovnání s údaji (Haan, 1993), které se odrážejí ve výpočtu požadových hodnot pro sedimentární substráty nizozemského systému, ukazuje, že vliv jílu je poněkud přeceněn. Dvě následná seskupení (skupina 8, 9) zahrnují půdy z aluviálních (koluviálních) sedimentů, které se liší od všech ostatních antropickou zátěží. Běžné fluvisoly jsou vždy v určité míře obecně zatíženy Cd, Pb, Zn (Hg). Inundacemi obsahujícími odpadní vody za průmyslovými centry jsou fluvisoly extrémně kontaminovány až intoxikovány Cd, Hg, Pb, Zn, Cu, často i Cr a Mn; vykazují i relativně nejvyšší koncentrace Be. V tab. IV jsou uvedeny průměrné obsahy rizikových prvků celého souboru bez geochemických extrémů a bez fluvisolů. Odrážejí průměry koncentrací Cd, Hg a Mo, které jsou minimálně ovlivněny substráty. Pro As a Be jsou důležité hodnoty diferencované vypočítané pro imisně čisté oblasti.

Vyvození limitů kontaminace na základě požadových hodnot je předmětem další práce.

Literatura

- ADRIANO, D. C.: Trace elements in the terrestrial environment. Springer Verlag 1986: 533 s.
- ANGELONE, M. – BINI, C.: Trace elements in soils and plants of western Europe. In: ADRIANO, D. C. (ed.): Biochemistry of trace metals. Advances in trace substances research, Lewis Publ. 1992: 19–59.
- BENEŠ, S. – PABIÁNOVÁ, J.: Přirozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách. Praha, VŠZ 1987: 205 s.
- DAVIES, E. D.: Trace metals in the environment: retrospect and prospect. In: ADRIANO, D. C. (ed.): Biochemistry of trace metals. Advances in trace substances research, Lewis Publ. 1992: 1–17.
- EIBERWEISER, M. – VÖLKEL, J.: Schwermetallverteilung als Indikator für Schichtwechsel in Böden des ostbayerischen Grundgebirges und seiner Randgebiete. Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell., 72, 1993: 327–330.
- EIJSSACKERS, H. J.: Toxicological human health aspects. C-soil, risk assessment systems and normsetting. ETC Course, 1993: 21 s.
- HAAN, F. A. M. DE: Soil quality evaluation. ETC Course Soil pollution and risk assessment, 1993: 1–14.
- HARTMANN, V.: Výzkum chemického složení půd ČSR v závislosti na geochemických podmínkách. [Závěrečná zpráva.] Kutná Hora, ÚNS 1977.
- HARTMANN, V. – KULÍKOVÁ, A. – NĚMEČEK, J.: Stopové prvky v půdách vzniklých ze sprašových hornin. Rostl. Výr., 34, 1988 (12): 1233–1240.
- HOFER, G. P.: Die oberösterreichische Bodenkadaster – Schwermetallbelastungen. Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell., 72, 1993: 1351–1354.
- KABATA-PENDIAS, A. – DUDKA, S. – CHLOPECKA, A. – GAWINOWSKA, T.: Background levels and environmental influences on trace metals in soils of the temperate humid zone

of Europe. In: ADRIANO, D. C. (ed.): Biochemistry of trace metals. Advances in trace substances research, Lewis Publ. 1992: 61–83.

KULÍKOVÁ, A. – HARTMANN, V. – NĚMEČEK, J.: Stopové prvky v hnědých půdách. Rostl. Výr., 35, 1989: (1): 17–28.

NĚMEČEK, J. – PODLEŠÁKOVÁ, E.: Retrospektivní experimentální monitoring rizikových prvků v půdách ČR. Rostl. Výr., 38, 1992 (6): 433–436.

NĚMEČEK, J. – PODLEŠÁKOVÁ, E. – PASTUZSKOVÁ, M.: Pozadové obsahy potenciálně rizikových prvků v půdách ČR (obsahy v extraktu 2M HNO₃). Rostl. Výr., 41, 1995 (v tisku).

PODLEŠÁKOVÁ, E. – NĚMEČEK, J.: Přístupy k řešení limitních hodnot rizikových prvků v půdách ČR. In: Sbor. Hygiena půdy a jej monitorovanie, Frýdek-Místek, 1990: 127–144.

PODLEŠÁKOVÁ, E. – NĚMEČEK, J.: Znečišťování půd. In: ČIHALÍK, J.: Vliv zemědělství na životní prostředí. MZe 1992: 56–74.

PODLEŠÁKOVÁ, E. – NĚMEČEK, J. – VÁCHA, R.: Kontaminace půd severočeského regionu rizikovými prvky. Rostl. Výr., 40, 1994 (2): 123–130.

RUPPERT, H. – SCHMIDT, F.: Natürliche Grundgehalte und antropogene Anreicherungen von Schwermetallen in Böden Bayerns. München, GLA-Fachber. Bayer. Geol. Landesamt 1987: 95 s.

RUPPERT, H. – SCHMIDT, F. – SCHMIDT, R.: Bereiche natürlicher Spurenmetallgehalte in den häufigsten Böden Bayerns. München, GLA-Fachber. Bayer. Geol. Landesamt 1991: 49–73.

SPÄTE, A. – WERNER, W. – KÖNIG, W.: Die Erstellung eines Schwermetallkatasters für die Böden von Nordrhein-Westfalen zur Festlegung von Hintergrundwerten in Rahmen der Altlastenproblematik. Mitt. Dtsch. Bodenk. Gesell., 66, 1991 (1): 409–412.

TEBAAY, R. H. – WELP, G. – BRÜMMER, G. W.: Gehalte an polycyklischen aromatischen Kohlenwasserstoffen (PAK) und deren Verteilungsumster in unterschiedlich belasteten Böden. Z. Pfl.-Ernähr. Bodenkde, 156, 1993: 1–10.

Vyhláška MŽP č. 13/1994 Sb. Úprava podrobností ochrany zemědělského půdního fondu.

Došlo 18. 5. 1994

PODLEŠÁKOVÁ, E. – NĚMEČEK, J. – HÁLOVÁ, G. (Research Institute for Soil and Water Conservation, Praha; Agricultural University, Praha):

Background contents of the potentially hazardous elements in soils of the Czech Republic (total contents).

Rostl. Výr., 40, 1994 (12): 1095–1105.

There are two reasons for the estimation of background concentrations of hazardous substances in soils and their variability: the necessity of the identification of soils contamination (exceeding of the upper background limit of their variability); the correlation of the lowest limits of ecotoxicologically relevant concentrations. The total contents of potentially hazardous elements serve as comparable links among some levels of critical contents of trace elements in soils and as the basis of their mobility assessments.

In the set of 1 280 samples taken both in the immission-free and immission impact regions the total contents of As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, V and Zn in Ap horizons were determined. The total set was subdivided into 13 soil-lithological

groupings in accordance with the previous analysis of the trace elements distribution in the soil profiles due to lithology of the profiles (Tab. I). Tabs II to IV comprise the geometric means and their variance of the mentioned subsets after eliminating the outliers. The data in Tab. II reflect the increasing contents of Co, Cr, Cu, Mn, Ni and V in the sequence of soils from the transported weathered products of acid granites, micaceous gneisses and mafic – ultramafic rocks with the maximum values of Be in gneisses. The last mentioned soils represent the most widespread geogenic anomaly in the Czech Republic; high profile trace elements concentrations of As occur in some acid rocks and of Cd (and mostly the same elements like in mafic rocks) in weathered products of limestones and some shales (Tab. V). Tab. III gives the significantly lowest contents of the most elements in soils derived from sands and low contents of them in soils from most sandstones and loamy albic luvisols and stagnosols (due to argilluviation).

The increasing contents of trace elements in loamy and clayey soils do not correspond to the extent proposed for soils in the Netherlands. The fluvisols especially from recently flooded alluvial sediments downstream the industrial cities are contaminated or even intoxicated (Cd, Hg, Pb, Zn, Cu, Cr, Mn). The contents of Cd, Hg, As and Be are more influenced (except the mentioned anomalies) by the anthropogenic inputs by parent materials. Combined sets of data are presented in Tab. IV.

Kontaktní adresa:

Ing. Eliška Podlešáková, CSc., Výzkumný ústav meliorací a ochrany
půdy, Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5-Zbraslav, Česká republika,
tel.: 02/59 23 31, fax: 02/59 12 08

INSTITUTE OF AGRICULTURAL AND FOOD INFORMATION
Slezská 7 CS 120 56 Praha 2 Czech Republic
Fax: (00422) 25 70 90

In this institute scientific journals dealing with the problems of agriculture and related sciences are published on behalf of the Academy of Agricultural Sciences. The periodicals are published in the Czech or Slovak languages with long summaries in English or in English language with summaries in Czech or Slovak.

Subscription to these journals should be sent to the above-mentioned address.

Periodical	Number of	
	issues per year	pages
Rostlinná výroba (Plant Production)	12	96
Veterinární medicína (Veterinary Medicine)	12	64
Živočišná výroba (Animal Production)	12	96
Zemědělská ekonomika (Agricultural Economics)	12	96
Lesnictví (Forestry)	12	48
Zemědělská technika (Agricultural Engineering)	4	80
Ochrana rostlin (Plant Protection)	4	80
Genetika a šlechtění (Genetics and Plant Breeding)	4	80
Zahradnictví (Horticultural Science)	4	80
Potravinářské vědy (Food Sciences)	6	80

UVOLŇOVÁNÍ Cd A Zn VYBRANÝMI VYLUHOVADLY

P. Tlustoš¹, D. van Dijk², J. Száková¹, D. Pavlíková¹

¹Vysoká škola zemědělská, Praha

²Wageningen Agricultural University, Wageningen

V jednorázovém experimentu byla sledována vyluhovatelnost Cd a Zn z 27 náhodně odebraných vzorků půd šesti vybranými extrakčními činidly. Vyluhovatelnost těchto prvků klesala v porovnání s celkovým obsahem v řadě lučavka královská > 2 mol.l⁻¹ HNO₃ > EDTA > kyselina octová > DTPA > chlorid vápenatý, který v průměru extrahoval pouze 2,5 % celkového Cd a 0,3 % celkového Zn. V případě Cd lze výluh lučavkou královskou považovat za metodu ekvivalentní metodám používaným při stanovení celkového obsahu tohoto prvku, v případě Zn se ukazuje jako nezbytné zařazení kyseliny fluorovodíkové do reakční směsi. Prokázaná významná závislost extrahovatelného a celkového obsahu Cd potvrzuje snadnou vyluhovatelnost tohoto prvku. Nižší vyluhovatelnost Zn pak ukazuje na pevnější vazbu tohoto prvku v silikátové matici vzorku. Závislost koncentrace Cd uvolněného jednotlivými činidly nezávisela na obsahu organické hmoty a s výjimkou výluhu CaCl₂ ani na výměnném pH půdy.

Celkový obsah stopových prvků v zemědělské půdě závisí na složení mateřské horniny, srážkách, obsahu organického materiálu, struktuře půdy, pH a antropogenních vlivech. V literatuře publikované celkové obsahy Cd se pohybují v rozmezí 0,1 až 8,1 mg.kg⁻¹ (obsahy v rozmezí 1 až 5 mg.kg⁻¹ již mohou být pro rostliny toxické), v případě Zn pak můžeme najít rozmezí 5 až 816 mg.kg⁻¹ (Aller, Deban, 1989).

Studium průniku toxických prvků z půdy do rostlin vyžaduje nalezení typu vyluhovadla, které uvolní tyto prvky z půdy ve formě, která je přístupná rostlinám. Byla vyvinuta celá řada extrakčních činidel, u kterých byla v polních pokusech prokázána závislost obsahu prvků v rostlinách na obsahu prvků extrahovatelném těmito vyluhovadly. Některá z těchto činidel mohou být specifická pro určitý prvek či studovanou plodinu (Ure et al., 1993). Nejčastěji používané extraktanty rozdělují Novozámský et al. (1993) takto:

silné kyseliny	0,43–2 mol.l ⁻¹ HNO ₃
	lučavka královská (aqua regia)
	0,1–1 mol.l ⁻¹ HCl
slabé kyseliny	0,43 mol.l ⁻¹ kyselina octová

cheláty	0,01–0,05 mol.l ⁻¹ EDTA 0,005 mol.l ⁻¹ DTPA
pufrované soli	1 mol.l ⁻¹ octan amonný pH = 7
nepufrované soli	0,01–0,1 mol.l ⁻¹ CaCl ₂ 0,1 mol.l ⁻¹ NaNO ₃ 1 mol.l ⁻¹ NH ₄ NO ₃

V rámci analytického systému stanovení extrahovatelných množství stopových prvků v půdách hrají důležitou úlohu certifikované referenční materiály (CRM). V dostupných referenčních materiálech tohoto typu však byly odvozeny kromě celkového obsahu prvků pouze obsahy extrahovatelné lučavkou královskou. Mezi různými zeměmi i různými laboratořemi existují významné metodologické rozdíly v analytických postupech, ale za nejpoužívanější extraktanty v rámci Evropské unie lze považovat tyto: 0,05 mol.l⁻¹ EDTA (nebo 0,005 mol.l⁻¹ DTPA), 1 mol.l⁻¹ octan amonný, 0,05 mol.l⁻¹ chlorid vápenatý. Tato vyluhovací byla vybrána v rámci programu Community Bureau of Reference (BCR) pro certifikaci extrahovatelných obsahů stopových prvků v půdách. Tyto materiály pak budou sloužit k ověření správnosti naměřených extrahovatelných obsahů prvků, a tedy ke zlepšení systému kontroly kvality analytických dat (Ure, 1991; Ure et al., 1993; Quevauviller et al., 1993).

MATERIÁL A METODA

Pro potřeby této studie bylo odebráno celkem 27 vzorků půd, které jsou charakterizovány hodnotou pH a obsahem oxidovatelného uhlíku (tab. I), pocházejících ze dvou oblastí:

- 1) Zemědělsky využívané bezprostřední okolí hlavního města Prahy (Kbely), kde předběžné výsledky stanovení obsahu Cd v půdě naznačovaly zvýšenou hladinu tohoto prvku. Z tohoto místa bylo odebráno 10 vzorků. Vzorky byly odebírány z vrstvy ornice (0 až 20 cm). Další dva vzorky byly odebrány v oblasti Praha-Suchdol.
- 2) Oblast Krušnohoří, zahrnující severočeskou pánevní oblast vymezenou městy Ústí nad Labem, Sokolov, Most a Teplice, která je v rámci ČR charakterizována největším znečištěním životního prostředí. I v této oblasti byly vzorky odebírány z orniční vrstvy 0 až 20 cm. Vzorky poskytl Ústav anorganické chemie v Ústí nad Labem.

Odebrané vzorky byly sušeny na vzduchu při laboratorní teplotě, rozdrceny dřevěným válečkem a přesáty plastickým sítem s velikostí ok 2 mm. Takto připravené vzorky byly uloženy v plastických nádobách.

I. Základní charakteristika studovaných půdních vzorků – Basic characteristics of studied soil samples

Číslo vzorku ¹	Lokalita ²	Půdní typ ³	Půdní druh ⁴	T (mval. 100 g ⁻¹)	pH (0,2 M KCl)	C _{ox} (%)
1	Kbely	ČM	h	24,4	7,18	2,0
2	Kbely	ČM	h	24,4	6,92	2,1
3	Kbely	ČM	h	24,4	6,78	1,8
4	Kbely	ČM	h	24,4	6,96	1,8
5	Kbely	ČM	h	24,4	7,17	1,9
6	Kbely	ČM	h	24,4	7,32	2,0
7	Kbely	ČM	h	24,4	7,27	1,9
8	Kbely	ČM	h	24,4	6,91	2,0
9	Kbely	ČM	h	24,4	7,11	1,9
10	Kbely	ČM	h	24,4	6,85	2,0
11	Praha-Suchdol	HM	h	26,2	6,97	1,5
12	Praha-Suchdol	HM	h	26,2	6,86	1,7
13	Bechlín	NP	p	6,0	7,37	1,0
14	Bečov u Mostu	ČM	h	34,8	7,18	2,2
15	Lom u Litvínova	IP	hp	17,5	5,35	2,3
16	Vrbka u Postoloprť	ČM	h	26,0	5,85	2,3
17	Líšany u Loun	ČM	ph	26,0	6,77	1,8
18	Březno u Chomutova	ČM	jh	44,3	6,78	2,6
19	Radonice u Kadaně	ČM	h	33,0	5,30	2,4
20	Chotěšov u Jesenice	IP	p	11,3	4,55	1,1
21	Lahošův u Duchcova	HM	ph	20,3	5,78	1,7
22	Lesov u Karlových Varů	HM	jh	32,0	5,22	2,9
23	Ratiboř u Žlutic	IP	hp	11,5	4,78	1,0
24	Smečno u Slaného	HM	ph	9,0	6,23	1,2
25	Malé Březno	NP	h	24,8	6,46	2,1
26	Přestanov u Ústí nad Labem	HM	ph	23,0	4,65	2,3
27	Červený Újezd	HM	h	14,8	6,70	1,4

ČM – černozem – chernozem

HM – hnědozem – luvisol

NP – nivní půda – alluvial soil

IP – illimerizovaná půda – albic luvisol

h – hlinitá půda – loam soil

p – písčité půda – sandy soil

hp – hlinitopísčité půda – loam sandy soil

ph – písčitohlinitá půda – sandy loam soil

jh – jílovitohlinitá půda – clay loam soil

¹sample No., ²locality, ³great soil group, ⁴texture

Soubor vzorků byl extrahován šesti rozdílnými extrakčními činidly a v extraktech byl stanoven obsah Cd a Zn. Extrakční postupy jsou charakterizovány takto:

1) Extrakce 2 mol.l⁻¹ HNO₃

Vzorek půdy se extrahuje 2 mol.l⁻¹ HNO₃ v poměru 1 : 10 (w/v) při teplotě místnosti takto: 10,0 g vzorku půdy se naváží do plastické lahvičky, zalije se 100 ml 2 mol.l⁻¹ HNO₃, uzavře a nechá stát po dobu 16 h. Po uplynutí této doby je vzorek mechanicky protřepáván po dobu 6 h, poté je zfiltrován přes jemný filtr a uložen až do doby měření (K o z á k et al., 1990).

2) Extrakce lučavkou královskou

Vzorek (3 g) byl navážen do 250ml reakční nádoby a po jeho zvlhčení malým množstvím vody bylo přidáno 21 ml HCl konc. a 7 ml HNO₃ konc. Po 16h stání při pokojové teplotě byly vzorky zahřívány po dobu 2 h pod zpětným chladičem. Po zchladnutí reakční směsi byl zpětný chladič propláchnut zředěnou HNO₃, vzorek byl zfiltrován do 100ml odměrné baňky, doplněn po rysku zředěnou HNO₃ a uložen až do doby měření (ISO/TC 190/SC 3/WG).

3) Extrakce kyselinou octovou

Vzorek půdy se extrahuje 0,43 mol.l⁻¹ kyselinou octovou v poměru 1 : 40 (w/v) při teplotě místnosti takto: 5 g vzorku půdy se naváží do 500ml extrakční nádoby, zalije se 200 ml 0,43 mol.l⁻¹ roztoku kyseliny octové a je mechanicky protřepáván po dobu 16 h. Poté se roztok zfiltruje do polyetylenové nádoby a uloží v chladničce až do doby měření (BCR, 1992).

4) Extrakce EDTA

Vzorek půdy se extrahuje 0,05 mol.l⁻¹ EDTA v poměru 1 : 10 (w/v) při teplotě místnosti takto: 5 g vzorku půdy se naváží do 100ml extrakční nádoby a zalije se 50 ml 0,05 mol.l⁻¹ EDTA. Reakční směs je mechanicky protřepávána po dobu 1 h, poté je roztok přefiltrován do polyetylenové lahvičky a uložen v chladničce až do doby měření (BCR, 1992).

5) Extrakce DTPA

Vzorek půdy se extrahuje 0,005 mol.l⁻¹ roztokem DTPA v poměru 1 : 2 (w/v) takto: 10 g vzorku půdy se naváží do 100ml polyetylenové lahvičky a zalije 20 ml 0,005 mol.l⁻¹ roztoku DTPA (+ TEA + CaCl₂). Reakční směs se mechanicky protřepává po dobu 2 h, poté se roztok zfiltruje a uloží až do doby měření (L i n d s a y , N o r v e l l , 1978).

6) Extrakce CaCl₂

Vzorek půdy se extrahuje 0,01 mol.l⁻¹ roztokem CaCl₂ v poměru 1 : 10 (w/v) při teplotě místnosti takto: 10 g vzorku půdy se naváží do 250ml polyetylenové lahvičky a zalije se 100 ml 0,01 mol.l⁻¹ CaCl₂. Reakční směs je mechanicky protřepávána po dobu 2 h, poté je roztok centrifugován po dobu 10 min při 3 000 otáčkách. Supernatant je acidifikován 1 ml 5 mol.l⁻¹ HNO₃ a uložen

v polyetylenových nádobách v chladničce až do doby měření (Novozámský et al., 1993).

Stanovení obsahu Cd a Zn v extraktech bylo provedeno metodou plamenové i bezplamenové atomové absorpční spektrometrie (AAS) na přístroji VARIAN SpectrAA-40 ve Stopové laboratoři katedry fyziologie hospodářských zvířat VCZ Praha. Hodnoty obsahu Cd a Zn v jednotlivých vyluzích byly srovnány s jeho celkovým obsahem stanoveným na totéž přístroji v mineralizátech vzorků po předchozím dvoustupňovém rozkladu s přítomností HF v jeho mokré fázi podle postupu:

1 g vzorku půdy se naváží do 50ml kádinky z křemenného skla a zpopelní se na horké desce a v muflové peci podle postupu, který popsali Mader et al. (1989). Pevný zbytek po suchém rozkladu se rozloží ve směsi HF konc. + HNO₃ konc. (1 + 2) na teflonové horké desce v teflonových kádinkách při 150 °C. Odparek se rozpustí ve zředěné HNO₃ a uloží až do doby měření (Mader et al., 1990).

Pro kontrolu správnosti analytických dat byl použit certifikovaný referenční materiál BCR-142 Light Sandy Soil, který obsahuje $0,25 \pm 0,09$ mg Cd.kg⁻¹ a $92,4 \pm 4,4$ mg Zn.kg⁻¹. Analýzou tohoto materiálu bylo stanoveno $0,28 \pm 0,03$ mg Cd.kg⁻¹ a $81,5 \pm 2,7$ mg Zn.kg⁻¹.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Při výběru jednotlivých metod byly zvažovány především postupy užívané v ČR, v zemích EU a v USA, ověřované, popřípadě uznané jako standardní ISO metoda. Nalezené extrahovatelné a celkové obsahy Cd a Zn v půdních vzorcích jsou shrnuty v tab. II a III.

Vysoké obsahy Cd u vzorků 1, 2 a 8 svědčí o významné antropogenní kontaminaci půdy v těchto odběrových místech. Zejména u vzorků 1 a 2 jde o kontaminaci mimořádně vysokou, přesahující v literatuře běžně citované celkové obsahy tohoto prvku v půdách (Aller, Deban, 1989). Pro další hodnocení studovaného souboru vzorků byly brány v úvahu pouze hodnoty obsahu Cd nepřesahující 1 mg.kg⁻¹, což je podle uvedené citace hodnota, která může být považována za toxickou pro rostliny. Hodnoty obsahu Cd ve vzorcích 1, 2 a 8 byly podle tohoto kritéria ze souboru vyloučeny jako odlehlé, což bylo prokázáno i statisticky. Průměrná hodnota obsahu Cd v celém souboru však i po tomto omezení přesahuje průměrné celkové obsahy Cd v půdách v severočeském regionu (Podlešák et al., 1994). Celkové obsahy Zn byly porovnatelné s daty uvedenými v citované práci, včetně vzorků 1, 2 a 8 kontaminovaných Cd. Z hodnot extrahovatelných množství Zn jednotlivými činidly je u těchto tří vzorků zřejmá jeho vyšší vyluhovatelnost ve srovnání s ostatními půdními vzorky, což rovněž ukazuje na antropogenní kontami-

II. Koncentrace Cd v půdě (mg.kg^{-1} sušiny) stanovená po extrakci vyluhovadly s odlišnou osvojovací schopností – Cd concentration in soil (mg.kg^{-1} of dry matter) determined after extraction through extractants with different adopting capacity

Číslo vzorku ¹	Použité vyluhovadlo ²						T
	CaCl ₂	DTPA	kyselina octová ³	EDTA	HNO ₃	aqua regia	
	0,01 M	0,005 M	0,43 M	0,05 M	2 M		
1	0,622	12,35	13,97	22,64	23,82	22,63	25,60
2	0,296	7,54	7,68	13,68	15,05	13,66	14,45
3	0,006	0,21	0,21	0,39	0,43	0,76	0,61
4	0,013	0,35	0,34	0,65	0,75	1,22	0,94
5	0,006	0,14	0,18	0,25	0,35	0,36	0,59
6	0,006	0,12	0,25	0,27	0,45	0,77	0,53
7	0,006	0,16	0,25	0,25	0,42	0,68	0,59
8	0,011	2,22	2,06	3,57	3,92	3,93	3,72
9	0,004	0,18	0,17	0,22	0,27	0,43	0,42
10	0,008	0,11	0,17	0,20	0,22	0,53	0,38
11	0,003	0,14	0,18	0,21	0,29	0,60	0,42
12	0,004	0,13	0,17	0,21	0,30	0,43	0,42
13	0,003	0,07	0,14	0,11	0,15	0,23	0,28
14	0,005	0,09	0,08	0,13	0,22	0,36	0,36
15	0,018	0,17	0,24	0,21	0,35	0,61	0,54
16	0,009	0,13	0,13	0,15	0,23	0,52	0,39
17	0,004	0,11	0,17	0,20	0,32	0,54	0,73
18	0,003	0,08	0,10	0,15	0,27	0,59	0,50
19	0,004	0,07	0,07	0,09	0,17	0,34	0,26
20	0,042	0,11	0,11	0,12	0,17	0,33	0,29
21	0,012	0,18	0,20	0,24	0,31	0,47	0,72
22	0,006	0,11	0,13	0,16	0,21	0,36	0,40
23	0,021	0,08	0,09	0,13	0,18	0,28	0,27
24	0,017	0,11	0,16	0,17	0,32	0,33	0,81
25	0,007	0,23	0,33	0,36	0,49	0,70	0,69
26	0,096	0,30	0,34	0,46	0,78	1,67	0,89
27	0,005	0,08	0,12	0,14	0,20	0,35	0,27
$n = 27$ $\bar{x}$	0,046	0,95	1,04	1,68	1,88	1,99	2,07
% T		2,2	45,6	50,1	81,0	90,4	95,8
$n = 24$ $\bar{x}$	0,013	0,14	0,18	0,23	0,33	0,56	0,51
% T		2,5	28,1	35,4	44,7	64,1	109,9

¹sample No., ²used extractant, ³acetic acid

III. Koncentrace Zn v půdě (mg.kg^{-1} sušiny) stanovená po extrakci vyluhovadly s odlišnou osvojovací schopností – Zn concentration in soil (mg.kg^{-1} of dry matter) determined after extraction through extractants with different adopting capacity

Číslo vzorku ¹	Použité vyluhovadlo ²						T
	CaCl ₂	DTPA	kyselina octová ³	EDTA	HNO ₃	aqua regia	
	0,01 M	0,005 M	0,43 M	0,05 M	2 M		
1	1,76	17,65	45,70	43,18	108,62	177,33	165,18
2	0,60	17,04	29,55	38,24	84,70	151,38	124,47
3	0,14	4,90	5,42	14,87	37,90	109,33	89,83
4	0,17	4,16	4,60	14,07	37,60	89,33	92,08
5	0,28	7,36	9,78	19,07	54,38	117,33	101,83
6	0,18	3,01	12,67	17,89	57,54	109,33	114,59
7	0,31	6,54	11,24	14,18	48,40	109,33	100,00
8	0,20	11,71	23,52	25,49	59,83	69,33	116,11
9	0,10	7,61	3,23	8,90	42,49	105,33	72,41
10	0,20	5,80	11,07	14,10	42,23	88,00	91,25
11	0,22	5,15	5,86	12,80	29,14	68,00	131,14
12	0,20	3,51	3,52	13,58	28,38	68,00	246,97
13	0,07	1,87	2,72	3,44	12,00	50,67	237,93
14	0,12	1,95	0,84	2,58	18,17	84,00	216,73
15	0,29	4,08	9,02	9,79	41,98	98,67	250,88
16	0,28	7,77	7,00	18,89	29,71	78,67	73,76
17	0,11	2,19	2,04	3,99	20,18	64,67	155,33
18	0,12	3,34	1,72	7,59	19,14	90,67	105,76
19	0,13	2,85	2,20	3,71	23,38	86,67	95,97
20	1,31	1,78	2,87	2,19	12,20	46,67	55,23
21	1,11	4,90	7,17	14,80	43,18	88,00	98,50
22	0,17	3,59	6,12	11,19	22,78	89,33	104,36
23	0,25	1,87	2,75	2,43	27,91	109,33	98,66
24	0,62	4,41	7,54	8,78	18,99	41,33	62,80
25	0,25	11,62	22,92	26,68	57,18	126,67	119,23
26	2,15	13,26	22,83	20,78	64,18	152,00	135,63
27	0,42	6,95	12,02	17,87	36,37	76,00	73,51
n = 27							
$\bar{x}$	0,44	6,18	10,22	14,48	39,95	94,27	123,34
% T	0,4	5,0	8,3	11,7	32,4	76,4	100,0
n = 24							
$\bar{x}$	0,38	5,02	7,38	11,84	34,39	89,47	121,85
% T	0,3	4,1	6,1	9,7	28,2	73,4	100,0

For 1–3 see Tab. II

naci těchto tří vzorků. Stejně jako v případě Cd byly vzorky 1, 2 a 8 vyloučeny z dalšího hodnocení.

V případě výluhu lučavkou královskou nalezený průměrný obsah Cd převyšuje o 9 % průměrný celkový obsah tohoto prvku, což je pravděpodobně způsobeno nedostatečnou homogenitou analyzovaného materiálu. *Aller, Deban* (1989) našli až 28% relativní směrodatnou odchylku dat získaných z 25 opakování téhož vzorku. U Zn, jehož celkový obsah byl v citované práci o tři řády vyšší ve srovnání s Cd, pak relativní směrodatná odchylka z 25 měření činila 6 %. Obsah Zn extrahovatelný lučavkou královskou představoval v průměru 73,4 % jeho celkového obsahu, takže se zdá, že Zn je ve větší míře než Cd navázán na silikátovou matici vzorku a lze jej uvolnit pouze rozrušením této matrice kyselinou fluorovodíkovou. Řada autorů však považuje oba způsoby rozkladu za ekvivalentní pro většinu běžně stanovovaných prvků (*B a g h d a - d y, S i p p o l a*, 1984a, b; *Agricultural Research Centre*, 1986). Jiní autoři naopak doporučují zvýšit intenzitu uvolňování prvků z matrice vzorku přidávkou H_2O_2 (*Ž e m b e r y o v á* et al., 1991) nebo nahrazením konvenčního ohřevu reakční směsi ohřevem mikrovlnným (*N i e u w e n h u i z e* et al., 1991).

Obsahy Cd stanovené po výluhu HNO_3 činily v průměru 64,1 % celkového obsahu Cd, což je nižší podíl než uvádějí *P o d l e š á k o v á* et al. (1994) (90 až 94 %). Jak vyplývá z tab. II, srovnatelný podíl Cd s tímto literárním pramenem jsme našli u antropogenně kontaminovaných vzorků 1, 2 a 8. V případě Zn se podařilo HNO_3 uvolnit 28,2 % celkového obsahu, což je podíl srovnatelný s citovanou prací. Srovnatelné podíly Cd a Zn lze uvolnit i použitím zředěné HCl jako extrakčního činidla (*T u i n, T e l s*, 1990a, b).

Extrahovatelnost Cd dále klesala v řadě EDTA 44,7 %, kyselina octová 35,4 %, DTPA 28,1 % a chlorid vápenatý 2,5 % průměrně uvolněného Cd oproti celkovému obsahu, u Zn pak ve stejném pořadí s nižší vyluhovatelností ve srovnání s Cd vzhledem k celkovému obsahu (EDTA 9,7 %, kyselina octová 6,1 %, DTPA 4,1 % a chlorid vápenatý 0,3 %). Vzhledem k významným rozdílům v účinnosti jednotlivých vyluhovadel a k široké škále používaných laboratorních postupů považujeme za vhodné, aby každá práce hodnotící obsah prvků v půdě či vztah půda–rostlina na základě extrahovatelných množství těchto prvků byla doplněna detailním popisem extrakce či celkového rozkladu vzorku.

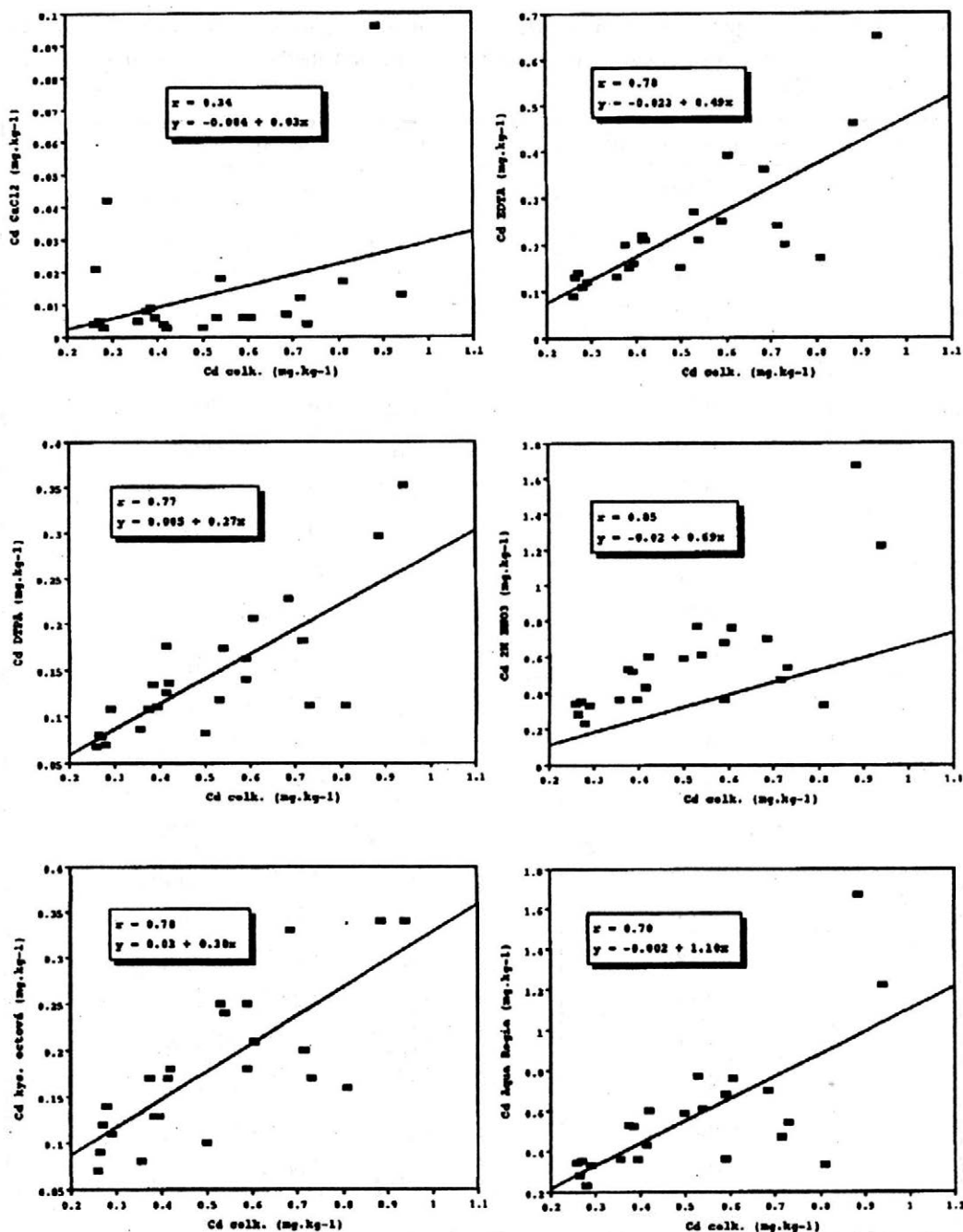
Při hodnocení vzájemných vztahů mezi jednotlivými analytickými metodami byla provedena lineární regresní analýza, jejíž výsledky charakterizují těsnost vztahu mezi dvěma použitými extrahovadly (tab. IV). Z tab. IV je zřejmá velmi těsná korelace mezi celkovým obsahem Cd a jednotlivými vyluhovadly s výjimkou chloridu vápenatého (tab. IV, obr. 1). Podobná situace je i v případě HNO_3 . Nejslabší závislost byla zjištěna mezi chloridem vápenatým a ostatními extraktanty, což naznačuje odlišné chování tohoto činidla a ukazuje se tedy jako

IV. Vyhodnocení vzájemných vztahů použitých extrakčních metod z hlediska obsahu Cd a Zn ($n = 24$) – Evaluation of mutual relations of used extraction methods in view of Cd and Zn contents ($n = 24$)

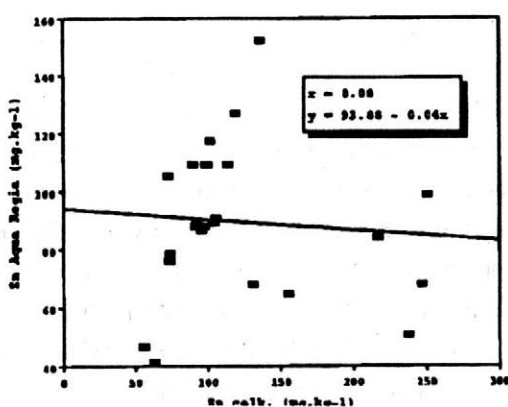
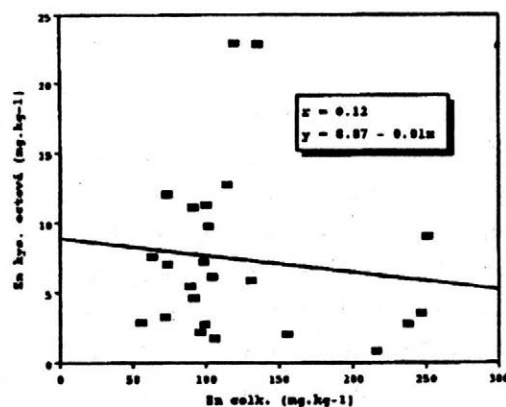
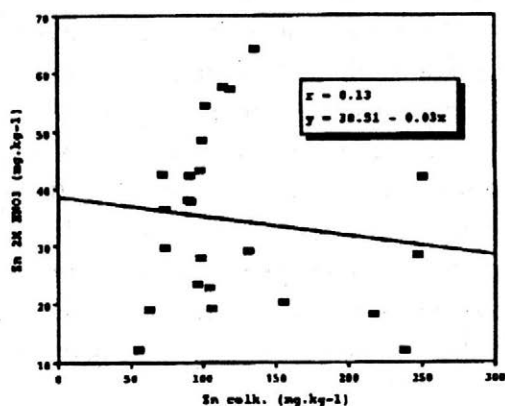
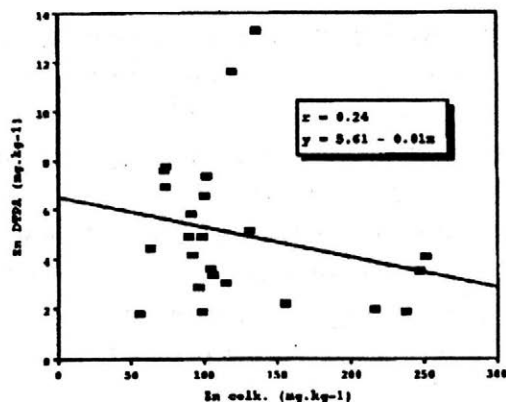
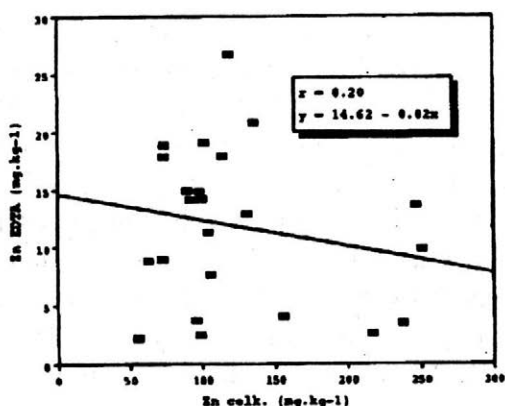
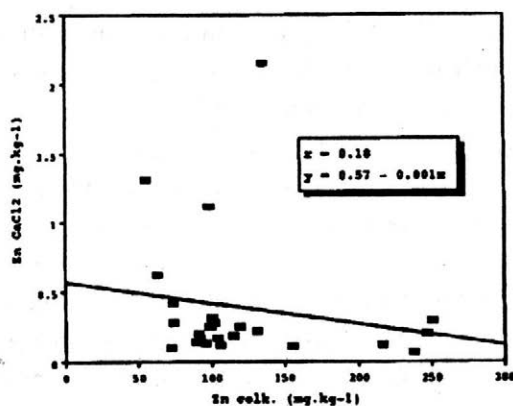
	Korelační koeficient ¹ (r)	Lineární regresní rovnice ²
Cd	0,50	$y_{\text{CaCl}_2} = -0,01 + 0,06x_{\text{HNO}_3}$
	0,94	$y_{\text{EDTA}} = -0,01 + 0,73x_{\text{HNO}_3}$
	0,91	$y_{\text{k. oct.}} = 0,04 + 0,43x_{\text{HNO}_3}$
	0,93	$y_{\text{aq. reg.}} = -0,03 + 1,81x_{\text{HNO}_3}$
	0,85	$y_{\text{celk.}} = 0,17 + 1,04x_{\text{HNO}_3}$
	0,91	$y_{\text{DTPA}} = 0,02 + 0,39x_{\text{HNO}_3}$
	0,33	$y_{\text{EDTA}} = 0,20 + 2,11x_{\text{CaCl}_2}$
	0,37	$y_{\text{k. oct.}} = 0,16 + 1,46x_{\text{CaCl}_2}$
	0,63	$y_{\text{aq. reg.}} = 0,43 + 2,28x_{\text{CaCl}_2}$
	0,34	$y_{\text{celk.}} = 0,47 + 3,52x_{\text{CaCl}_2}$
	0,50	$y_{\text{HNO}_3} = 0,27 + 4,17x_{\text{CaCl}_2}$
	0,44	$y_{\text{DTPA}} = 0,12 + 1,56x_{\text{CaCl}_2}$
Zn	0,28	$y_{\text{CaCl}_2} = 0,08 + 0,01x_{\text{HNO}_3}$
	0,81	$y_{\text{k. oct.}} = -3,61 + 0,32x_{\text{HNO}_3}$
	0,80	$y_{\text{EDTA}} = -0,48 + 0,36x_{\text{HNO}_3}$
	0,83	$y_{\text{aq. reg.}} = 39,94 + 1,44x_{\text{HNO}_3}$
	0,13	$y_{\text{celk.}} = 139,4 - 0,51x_{\text{HNO}_3}$
	0,74	$y_{\text{DTPA}} = -0,07 + 0,15x_{\text{HNO}_3}$
	0,19	$y_{\text{EDTA}} = 10,82 + 2,67x_{\text{CaCl}_2}$
	0,46	$y_{\text{k. oct.}} = 5,23 + 5,62x_{\text{CaCl}_2}$
	0,21	$y_{\text{aq. reg.}} = 85,09 + 11,41x_{\text{CaCl}_2}$
	0,18	$y_{\text{celk.}} = 130,1 - 21,43x_{\text{CaCl}_2}$
	0,28	$y_{\text{HNO}_3} = 31,13 + 8,52x_{\text{CaCl}_2}$
	0,43	$y_{\text{DTPA}} = 4,00 + 2,65x_{\text{CaCl}_2}$

¹correlation coefficient, ²linear regression equation

nezbytné ověřit v citované literatuře (Novozámský et al., 1993) velmi těsné vztahy mezi extrahovatelným množstvím Cd a jeho obsahem v rostlinách. Celkový obsah Zn nekoreloval s obsahy extrahovatelnými jednotlivými vyluhovacími (tab. IV, obr. 2), což potvrzuje špatnou uvolnitelnost Zn ze silikátové matrice



1. Výsledky lineární regresní analýzy vztahu extrahovatelného a celkového množství Cd v půdních vzorcích ($n = 24$) – Results of linear regression analysis of the relation of extractable and total amount of Cd in soil samples ($n = 24$)



2. Výsledky lineární regresní analýzy vztahu extrahovatelného a celkového množství Zn v půdních vzorcích ($n = 24$) – Results of linear regression analysis of the relation of extractable and total amount of Zn in soil samples ($n = 24$)

vzorku bez jejího rozrušení. V případě výluhu HNO_3 byly již korelace s ostatními vyluhovadly (opět s výjimkou CaCl_2) poměrně těsné, chování CaCl_2 vůči ostatním vyluhovadlům je srovnatelné s Cd a platí zde podobné závěry.

Při sledování množství vyluhovaného Cd a Zn jednotlivými činidly a jeho závislosti na výměnném pH jednotlivých vzorků byla zjištěna jediná těsnější závislost, a to mezi hodnotou pH/KCl sledovaného souboru a obsahem Cd ve výluhu $0,01 \text{ mol.l}^{-1} \text{ CaCl}_2$, kde hodnota $r = 0,63$. Zdá se, že i při použití jiných nepufrovaných solí je průkazná závislost extrahovatelného obsahu Cd na hodnotě pH půdy, jak prokázal Gupta (1988) v případě NaNO_3 . Závislost extrahovatelného obsahu prvků na obsahu organické hmoty v půdě, na kterou upozorňují někteří autoři (Baghdady, Sippola, 1984b; Aller, Deban, 1989), nebyla v tomto experimentu potvrzena.

Z metodického hlediska mohou být půdní extrakty obsahující značné množství organických látek velmi problematické při vlastním stanovení obsahu prvků metodou AAS, zejména v bezplamenové verzi. Ure, Mitchell (1976) upravovali půdní vzorek extrahovaný kyselinou octovou dodatečným zahříváním odparku extraktu v prostředí HCl pro potlačení možných interferencí organických látek. Stanovení je dále komplikované neexistencí certifikovaných referenčních materiálů pro extrahovatelné obsahy prvků. Zdá se však, že ředěním vzorku a použitím metody standardních přídavek pro vyhodnocení signálu v bezplamenové verzi AAS se podařilo případné interference úspěšně eliminovat.

ZÁVĚR

Z uvedených experimentů vyplynulo, že extrahovatelné koncentrace Cd a Zn v půdních vzorcích závisejí na použitém rozpouštědle. Nejvyšší obsahy prvků byly stanoveny po předchozím celkovém rozkladu analyzovaného materiálu s použitím HF v reakční směsi. Výluh lučavkou královskou lze v případě Cd považovat za ekvivalentní celkovému rozkladu, v případě Zn se podařilo uvolnit v průměru 73,4 % celkového obsahu tohoto prvku. Extrahovatelná koncentrace Cd a Zn dále klesala v řadě HNO_3 , EDTA, kyselina octová, DTPA a CaCl_2 , kterým se v průměru uvolnilo pouze 2,5 % celkového Cd a 0,3 % celkového Zn. Existují tedy významné rozdíly v účinnosti jednotlivých vyluhovadel, a proto by každá práce hodnotící obsah prvků v půdě či vztah půda–rostlina na základě extrahovatelných množství těchto prvků měla být doplněna detailním popisem extrakce či celkového rozkladu vzorku.

V případě Cd byla zjištěna vzájemná těsná až velmi těsná závislost mezi použitými extrakčními činidly a celkovým obsahem tohoto prvku ve vzorcích

s výjimkou 0,01 M CaCl_2 , u kterého se hodnoty regresního koeficientu pohybovaly v intervalu $r = 0,32$ až $0,63$, což potvrzuje snadnou vyluhovatelnost tohoto prvku. Extrahovatelné obsahy Zn nekorelovaly s celkovým obsahem tohoto prvku v půdních vzorcích, protože významný podíl Zn je navázán na silikátovou matici vzorku a lze ho uvolnit pouze působením HF. Závislost koncentrace Cd uvolněného jednotlivými činidly nezávisela na obsahu organické hmoty a s výjimkou výluhu CaCl_2 ani na výměnném pH půdy.

Oprávněnost použití studovaných extrakčních činidel pro hodnocení příjmu Cd a Zn rostlinami bude možné hodnotit až na základě vztahů koncentrací těchto prvků v rostlinách a daných extrakčních činidel.

Literatura

ALLER, A. J. – DEBAN, L.: Total and extractable contents of trace metals in agricultural soils of the Valderas area. Spain. *Sci. Tot. Envir.*, 79, 1989: 253–270.

BAGHDADY, N. H. – SIPPOLA, J.: Extractability of cobalt, copper, manganese and zinc with three different chemical methods of soils of different origin. *Acta Agric. Scand.*, 34, 1984a: 339–344.

BAGHDADY, N. H. – SIPPOLA, J.: Extractability of polluting elements Cd, Cr, Ni and Pb of soil with three methods. *Acta Agric. Scand.*, 34, 1984b: 345–348.

GUPTA, S. K.: Effect of soil acidification on the solubility of zinc and cadmium in anthropogenic contaminated soils. *Proc. COST 612 Workshop on effects of land use in catchments on the acidity and natural surface waters*, Wales, 1988.

KOZÁK, J. et al.: Retence těžkých kovů v půdě. [Zpráva.] Praha, VŠZ 1990.

LINDSAY, W. L. – NORWELL, W. A.: Development of a DTPA soil test for zinc, iron, manganese and copper. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 42, 1978: 421–428.

MADER, P. – KUČERA, J. – CIBULKA, J. – MIHOLOVÁ, D.: Ověření způsobu mineralizace jater pro stanovení kadmia a olova diferenční pulsní anodickou rozpouštěcí voltametrií mezilaboratorním experimentem. *Chem. Listy*, 83, 1989: 765–773.

MADER, P. et al.: Možnosti použití suchého rozkladu pro stanovení toxických prvků v průmyslovém kompostu. *Konf. Těžké kovy v životním prostředí*, České Budějovice, 1990.

NIEUWENHUIZE, J. – POLEY-VOS, C. H. – AKKER, A. H. VAN DEN – DELFT, W. VAN: Comparison of microwave and conventional extraction techniques for the determination of metals in soil, sediment and sludge samples by atomic spectrometry. *Analyst*, 116, 1991: 347–351.

NOVOZAMSKY, J. – LEXMOND, T. M. – HOUBA, V. J. G.: A single extraction procedure of soil for evaluation of uptake of some heavy metals by plants. *Int. J. Envir. Anal. Chem.*, 51, 1993: 47–58.

PODLEŠÁKOVÁ, E. – NĚMEČEK, J. – VÁCHA, R.: Kontaminace půd severočeského regionu rizikovými prvky. *Rostl. Výr.*, 40, 1994: 123–130.

QUEVAUVILLER, P. – URE, A. M. – MUNTAU, H. – GRIEPINK, B.: Improvement of analytical measurements within the BCR-programme: Single and sequential extraction procedures applied to soil and sediment analysis. *Int. J. Envir. Anal. Chem.*, 51, 1993: 129–134.

TUIN, B. J. W. – TELS, M.: Extraction kinetics of six heavy metals from contaminated clay soils. *Envir. Technol.*, 11, 1990a: 541–554.

TUIN, B. J. W. – TELS, M.: Removing heavy metals from contaminated clay soils by extraction with hydrochloric acid, EDTA or hypochlorous solutions. *Envir. Technol.*, 11, 1990b: 1039–1052.

URE, A. M.: Trace element speciation in soils, soil extracts and solutions. *Mikrochim. Acta*, 11, 1991: 49–57.

URE, A. M. – MITCHELL, M. C.: The determination of cadmium in plant material and soil extracts by solvent extraction and atomic absorption with a carbon-rod atomizer. *Anal. Chim. Acta*, 87, 1976: 283–290.

URE, A. M. – QUEVAUVILLER, P. – MUNTAU, H. – GRIEPINK, B.: Speciation of heavy metals in soils and sediments. An account of the improvement and harmonization of extraction techniques undertaken under the auspices of the BCR of the commission of the European communities. *Int. J. Envir. Anal. Chem.*, 51, 1993: 135–151.

ŽEMBERYOVÁ, M. – SMIRNOVÁ, L. – VAČKOVÁ, M.: Stanovenie celkového a vylúhovateľného množstva kadmia, olova, medi a chrómu v pôdach metódou AAS. *Agrochémia*, 31, 1991: 282–284.

Agricultural Research Centre, Department of Soil Science: Methods of soil and plant analysis. Jokioinen, Finland, 1986.

BCR, Community Bureau of References: Single extraction procedure for the determination of trace metals in soil. Methods prepared under responsibility of BCR, 1992.

ISO, International Standard Organisation: Soil quality extraction of trace metals soluble in Aqua Regia, ISO – standard of ISO/TC 190/SC 3/ WG.

Došlo 22. 4. 1994

TLUSTOŠ, P. – VAN DIJK, D. – SZÁKOVÁ, J. – PAVLÍKOVÁ, D. (University of Agriculture, Praha; Wageningen Agricultural University, Wageningen):

Cd and Zn release through the selected extractants.

Rostl. Vyr., 40, 1994 (12): 1107–1121.

A set of 27 soil samples was extracted by six different extractants (0.01 mol.l⁻¹ CaCl₂, 0.005 mol.l⁻¹ DPTA, 0.43 mol.l⁻¹ acetic acid, 0.05 mol.l⁻¹ EDTA, 2 mol.l⁻¹ HNO₃, aqua regia) and Cd and Zn contents were ascertained by the atomic absorption spectrometry method. The total content of elements was determined by the same method after earlier decomposition of the sample into the mixture of nitric and hydrofluoric acids.

It followed from the experiments that extractable concentrations of Cd and Zn in soil samples depend on the solvent applied. The highest contents of elements were determined after the earlier total decomposition of an analyzed material using the hydrofluoric acid in the reaction mixture. The extraction by the aqua regia, in case of Cd, can be considered as equivalent to the total decomposition, in case of Zn, 73.4% on an average of its total content succeeded to release. Extractable concentrations of Cd and Zn were further decreased in the sequence: nitric acid, EDTA, acetic acid, DTPA and CaCl_2 through which only 2.5% of total Cd and 0.3% of total Zn released. There are some significant differences in efficiency of individual extractants, that is why each study assessing the contents of elements in soil or relation soil-plant based on the extractable amounts of these elements should be added by detailed description of extraction or total decomposition of a sample.

In case of Cd mutual close to very close dependence was found out among used extractants and total content of this element in the samples, except for CaCl_2 where the values of regression coefficient ranged within $r = 0.32$ and 0.63 what confirms easy extractability of this element. Extractable contents of Zn were not in correlation with the total content of this element in soil samples, because a significant portion of Zn is bound to silicate matrix of a sample and can be released exclusively through the hydrofluoric acid. The concentration of Cd released through different agents neither depended on the content of organic matter and except extraction of CaCl_2 , nor on the exchangeable pH of soil.

The competence for the use of investigated extractants for evaluation of the uptake of Cd and Zn by plants should be assessed only on the basis of relations of concentrations of these elements in plants and given extractants.

Kontaktní adresa:

Ing. Pavel Tlustoš, CSc., Vysoká škola zemědělská, 165 21 Praha 6-Suchbát, Česká republika, tel.: 02/338 27 31, fax: 02/34 17 43

Upozornění pro autory vědeckých časopisů

Z důvodu rychlejšího a kvalitnějšího zpracování grafických příloh (grafů, schémat apod.) příspěvků zasílaných do redakce Vás žádáme o jejich dodání kromě tištěné formy i na disketách.

Týká se to samozřejmě těch grafických příloh, které byly vytvořeny v nějakém programu PC (např. CorelCHART, Quatro Pro, Lotus 1-2-3, MS Excel). Vzhledem k tomu, že nejsme schopni upravit a použít pro tisk všechny typy (formáty) grafických souborů, žádáme Vás, abyste nám také kromě originálních souborů (např. z MS Excel typ *.XLS) zasílali grafické předlohy vyexportované jako bodovou grafiku v jednom z těchto formátů:

Bitmap	*.BMP
Encapsulated Postscript	*.EPS
Graphic Interchange Format	*.GIF
Mac paint	*.MAC
MS Paint	*.MSP
Adobe Photoshop	*.PSD
Scitex	*.SCT
Targa	*.TGA
Tag Image File Format	*.TIF

Redakce časopisu

VÝSKYT GLYKOALKALOIDŮ V ODRŮDÁCH BRAMBOR PĚSTOVANÝCH V ČR

Z. Panovská, J. Hajšlová, F. Kotal

Vysoká škola chemicko-technologická, Praha

Součástí obranného mechanismu rostlin čeledi *Solanacea*, zvláště brambor (*Solanum tuberosum* L.), proti napadení škůdci jsou přírodní toxiny na bázi glykoalkaloidů (GA). Obsah těchto látek v hlízách závisí především na dané odrůdě a je značně variabilní. Kromě výběru vhodné odrůdy mají na hladiny GA vliv i zralost hlíz, intenzita světla, teplota, použití různých agrochemikálií, doba a způsob skladování. S ohledem na připravovaná legislativní opatření, která vymezují obsah solaninu, byly zmapovány hladiny zmíněných toxinů v odrůdách povolených v ČR i v odrůdách, které byly ve stadiu státních odrůdových zkoušek. Žádná z vyšetřovaných odrůd nepřesahovala limit 200 mg/kg, který je navržen pro ČR. Obsahy glykoalkaloidů se pohybovaly v rozmezí od 21 do 126 mg/kg.

V rámci minimalizace zdravotního rizika souvisejícího s lidskou dietou je třeba věnovat pozornost i toxinům přírodního původu. Tyto látky, často nazývané přírodní pesticidy (natural pesticides), představují součást obranného mechanismu rostlin proti napadení škůdci (J a d h a v et al., 1981).

Komise WHO Codex Alimentarius (CCA) na svém zasedání v Haagu v březnu 1992 dokonce doporučuje přijmout obdobná legislativní opatření běžně aplikovaná pro rezidua pesticidů i pro vybrané toxické látky přírodního původu.

V ČR patří brambory k významné položce potravního koše. Vzhledem k vysokému obsahu škrobu jsou zdrojem energie, kryjí též asi čtvrtinu denního příjmu vitamínu C. Významný je i obsah minerálních látek, zvláště fosforu, draslíku a vápníku; jsou zdrojem nutričních proteinů. Kromě látek důležitých pro lidskou výživu však obsahují i toxiny přírodního původu – glykoalkaloidy. Toxicita těchto glykoalkaloidů spočívá především v anticholinesterázové aktivitě, resp. tyto látky působí na celkový metabolismus, zvláště na centrální nervový systém a na gastrointestiniální trakt. Akutní toxicita se pro člověka pohybuje v rozmezí od 2 do 5 mg/kg tělesné hmotnosti (M o r r i s , L e e , 1984; S l a n i n a , 1990).

V bramborách bývají glykoalkaloidy často uváděny pod společným názvem solanin. Solaninový komplex zahrnuje celkem šest látek α -, β -, γ -solanin a α -, β -, γ -chaconin, které se liší vázaným cukerným zbytkem (C o x o n et al., 1982). Glykoalkaloidy se v rostlině vyskytují ve všech jejich částech, tj. ve výhoncích, kořenech, stonku, listech a klíčcích, kde je obsah glykoalkaloidů nejvyšší

(J a d h a v et al., 1981; K o z u k u e , K o z u k u e , 1987). Pokud jde o hlízy, 30 až 40 % z celkového obsahu glykoalkaloidů je lokalizováno ve slupce. Odrůdy brambor obsahují 10 až 150 mg GA/kg čerstvé neloupané hlízy. Brambory, které mají obsahy vyšší (nad 200 mg GA/kg), vykazují již toxické účinky, a proto je snaha pěstitelů o snížení hladin těchto toxických látek, zvláště u nově povolených odrůd, u kterých by množství GA nemělo překročit hranici 100 mg GA/kg. Je tedy důležitý nejenom výběr vhodných odrůd pro šlechtění, ale i optimalizace procesu vlastního pěstování a zpracování brambor s cílem minimalizovat zátěž lidského organismu.

Ve vyspělých zemích je výběr nových a pěstování tradičních odrůd podmíněno vyšetřením hladin glykoalkaloidů, zatímco u nás nejsou odpovídající údaje k dispozici. V ČR se přitom po otevření hranic v roce 1989 zpět násobilo proti minulým létům množství testovaných odrůd a kříženců. V Listině povolených odrůd ČSFR bylo pro rok 1993 zapsáno 44 odrůd. V roce 1994 bylo povoleno šest nových odrůd. Mezi vlastnosti, které jsou sledovány u brambor zaváděných do praxe, patří výnos, odolnost proti chorobám a škůdcům, odolnost k mechanickému poškození, škrobnatost, konzumní jakost, tmavnutí hlíz po uvaření a reakce na půdní a klimatické podmínky. Celkový obsah GA však v ČR dosud sledován nebyl, i když právě odolnost odrůdy proti chorobám a škůdcům může souviset s vyššími obsahy GA.

Cílem našich experimentů byla snaha přispět ke zmapování jakosti brambor i ve vztahu k hladinám solaninu a poskytnout doplňující podklady nejenom pro registrační řízení, ale i pro vlastní pěstitelé.

MATERIÁL A METODA

Vzorky jednotlivých odrůd byly dodány VÚB v Havlíčkově Brodě. (Jednotlivé odrůdy a jejich vlastnosti jsou popsány v Informačním bulletinu SKZÚZ: Brambory.) Vlastní izolace GA probíhala metodou založenou na vysrážení analytu z kyselého prostředí (S c h u l z o v á et al., 1992). Pro stanovení obsahu GA byla použita metoda HPLC s reverzní fází C18 (S a i t o et al., 1990).

VÝSLEDKY A DISKUSE

Soubor testovaných vzorků brambor obsahoval 19 odrůd zapsaných do Listiny povolených odrůd ČSFR a 18 odrůd a kříženců, které byly ve stadiu odrůdových zkoušek. V daném souboru byly zastoupeny jak odrůdy konzumní, tak odrůdy průmyslové. Zjištěné hladiny GA jsou uvedeny v tab. I až III. Obsahy celkových GA ležely v rozmezí od 21 do 126 mg/kg. Nejvyšší koncentrace vykázala odrůda Oreb, která patří mezi průmyslově zpracovávané brambory s vysokým obsahem škrobu. U ostatních povolených průmyslových odrůd ležely koncentrace v me-

I. Celkový obsah glykoalkaloidů v hlízách konzumních odrůd (povolené odrůdy) – Total glycoalkaloid content of potato tubers for human consumption (registered cultivars)

Odrůda ¹	α -solanin (mg/kg)	α -chaconin (mg/kg)	Celkový obsah ² (mg/kg)
Krystala	45,7	54,5	101,2
Radka	34,1	49,0	83,1
Eba	34,0	48,0	82,0
Zlata	20,9	40,5	61,1
Karla	21,8	31,1	56,2
Svatava	13,5	36,8	50,3
Koruna	19,6	30,2	49,8
Karin	17,4	31,9	49,3
Korela	15,7	31,9	47,6
Kobra	14,1	32,0	46,1
Lada	16,6	27,9	44,5
Krasa	19,0	24,8	43,8
Krista	10,1	20,3	30,7
Resy	7,8	17,8	25,6
Lukava	7,1	9,2	16,6

¹cultivars, ²total content

zích od 43 do 83 mg/kg. Většina povolených konzumních odrůd obsahovala méně než 60 mg/kg. Vyšší koncentrace byly nalezeny v odrůdách Krystala (101,2 mg/kg) a Radka (83,1 mg/kg). Poměr mezi obsahem solaninu a chaconinu ležel v intervalu 1,2 až 2,7, což odpovídá většině literárních údajů.

Z nalezených hodnot vyplývá, že žádná z vyšetřovaných odrůd nepřesahovala limit 200 mg/kg, který mají již některé země zakotvený v příslušných hygienických předpisech – např. Švédsko (celkové solanidinové glykosidy – 200 mg/kg brambor – Swedish Food Regulations, 1991). Stále více autorů však upozorňuje na možné chronické vlivy, neboť zatímco akutní toxicita solaninu je toxikologicky poměrně široce zdokumentována, o chronických účincích při dlouhodobé expozici subakutním dávkám je jen minimum informací, protože obsah GA nezávisí pouze na odrůdě, ale liší se i v závislosti na klimatických podmínkách a lokalitě. National Institute of Agricultural Botany (NIAB) v Cambridgi (U. K.) navrhuje, aby nové odrůdy, které jsou určeny pro lidskou výživu, nepřesahovaly limit 60 až 70 mg/kg a byly testovány po několik sezon. Proto také pro obecné zhodnocení uvedených faktů je nutné zabývat se touto problematikou v delším časovém úseku.

II. Celkový obsah glykoalkaloidů v hlízách konzumních odrůd (odrůdy dosud neregistrované) – Total glycoalkaloid content of potato tubers for human consumption (cultivars in breeding programme)

Odrůda ¹	α -solanin (mg/kg)	α -chaconin (mg/kg)	Celkový obsah ² (mg/kg)
KE 96	36,1	64,8	101,2
Lady Rosetta	39,1	61,3	100,4
Dobra	32,1	45,7	77,8
Panda	24,1	45,5	69,6
Solara	24,5	41,0	65,5
Miriam	19,2	39,5	58,7
Bettina	18,1	33,8	51,9
Pamir	14,2	36,9	51,1
Punika	13,1	21,1	34,5
VE 100	14,3	20,0	34,3
O'Sirene	11,0	21,1	32,1
Picasso	12,0	19,0	31,0
Samara	9,7	18,6	28,3
Timate	8,7	18,6	27,3
Arnika	8,1	16,5	24,6
Donella	9,6	14,1	24,0

¹cultivars, ²total content

III. Celkový obsah glykoalkaloidů v hlízách průmyslových odrůd – Total glycoalkaloid content of industrial potato tubers

Odrůda ¹	α -solanin (mg/kg)	α -chaconin (mg/kg)	Celkový obsah ² (mg/kg)
Oreb	40,1	86,1	126,5
Borka	28,3	54,5	82,7
Javor	23,2	49,7	72,9
Zvíkov	12,2	29,8	42,0
Rustica*	22,1	51,0	73,1
Tomensa*	9,4	12,7	22,1

* neregistrované odrůdy – cultivars in breeding programme

¹cultivars, ²total content

Literatura

- COXON, D. T. – DAVIES, A. M. – MORGAN, M. R. A.: Glycoalkaloids in potatoes. [Special report.] Norwich, ARC Fd Res. Inst. Bien. Rep. 8, 1982; 1991 (7).
- JADHAV, S. J. – SHARMA, R. P. – SALUNKHE, D. K.: Naturally occurring toxic alkaloids in foods. Crit. Rev. Toxicol., 9, 1981.
- KOZUKUE, N. – KOZUKUE, E.: Glycoalkaloids in potato plants and tubers. Hort Sci., 22, 1987.
- MORRIS, S. C. – LEE, T. H.: The toxicity and teratogenicity of *Solanacea* glycoalkaloids, particularly those of the potato (*Solanum tuberosum* L.): A review. Fd Technol. Austral., 36, 1984: 118.
- SAITO, K. – HORIE, M. – HOSHINO, Y. – NOSE, N. – NAKAZAWA, H.: High – performance liquid chromatographic determination of glycoalkaloids in potato products. J. Chrom., 508, 1990: 141–147.
- SCHULZOVÁ, V. – HAJŠLOVÁ, J. – ROZTOČIL, T. – VOLDŘICH, M.: HPLC determination of the glycoalkaloids *Alpha solanine* and *Alpha chaconine*. Potrav. Vědy, 10, 1992: 281–292.
- SLANINA, P.: Solanine (glycoalkaloids in potatoes : toxicological evaluation). Fd Chem. Toxicol., 28, 1990: 759.

Došlo 18. 5. 1994

PANOVSKÁ, Z. – HAJŠLOVÁ, J. – KOTAL, F. (Institute of Chemical Technology, Praha):

Levels of glycoalkaloids in cultivars of potatoes grown in the Czech Republic.

Rostl. Vyr., 40, 1994 (12): 1123–1128.

Steroidal glycoalkaloids (GA) are natural toxins sometimes called natural pesticides found in plants of the *Solanacea* family. They have an important role in protecting the plants against a variety of diseases and predators. It is important to control GA levels in potatoes (*Solanum tuberosum* L.) because they make an important contribution to the human diet in many parts of the world and levels of GA above 200 mg/kg of unpeeled tuber may have toxic effects on animals and humans and have a noticeable adverse effect on flavour. Many countries have hygienic limits for levels of GA in potatoes (total GA content – 200 mg/kg unpeeled tuber – Swedish Food regulations, 1991). Because there is a limited amount of information about the levels of GA in different cultivars on our market, this study was undertaken to investigate GA levels of Czech commercial cultivars.

The cultivars were taken from the Potato Research Institute in Havlíčkův Brod. Describing of the cultivars – Information leaflet – Potatoes – State Institute for Agricultural Supervision and Testing. The alkaloids were separated by the precipitation method (Schulzová et al., 1992) and were analysed by HPLC method (Saito et al., 1990).

Sampling of the 1992 year crop represented the major part of the cultivars used in the Czech Republic. The results are given in Tabs I to III. None of the cultivars exceeded the level considered as safe (200 mg/kg). The highest contents of total GA were found in industrial cultivar Oreb (126.5 mg/kg). With the exception of Krystala (101.2 mg/kg) and Radka (83.1 mg/kg) the cultivars used for human consumption had means between 16 and 101.2 mg/kg.

The National Institute of Agricultural Botany (NIAB) at Cambridge recommends for potato breeders to introduce cultivars with limit up to 60 mg/kg, because nothing is known about chronical toxic effects and the safety margin is too small. New varieties should be tested over several harvests using samples from various geographic regions.

Kontaktní adresa:

Ing. Zdenka P a n o v s k á , Vysoká škola chemicko-technologická, Fakulta potravinářské a biochemické technologie, Technická 3, 166 28 Praha 6-Dejvice, Česká republika, tel: 02/332 31 84, fax: 02/311 99 90

MOŽNOSTI SNÍŽENÍ ZATÍŽENÍ POVRCHOVÝCH VOD NITRÁTY

T. Kvítek

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha

Drenážní systémy mají v povodí Kopaninského toku vyšší koncentrace nitrátů než pramenné vývěry a byl též prokázán vliv kultur na koncentraci nitrátových iontů ve vodě. Tyto skutečnosti lze vysvětlit daleko vyšším provzdušněním půdy drenážních systémů, kratší dobou možné denitrifikace dusíku v půdním profilu, resp. vyšším provzdušněním orné půdy než lučních a lesních ploch. Možnost snížení nitrátového zatížení povrchových a podzemních vod zatravněním jejich infiltračních oblastí a zatravněním vlastních drenážních systémů je reálná. Zmenšil by se tak průsak vody půdním profilem vzhledem k celoročnímu vegetačnímu pokryvu a vlivem vícesměrnosti porostu by se snížily i koncentrace iontů dusíku v mineralizačních fázích. Významným poznatkem je zjištění, že 80 až 90 % nitrátů bylo při regulaci hladiny podzemní vody v regulačním odvodňovacím systému zcela redukováno.

Kvalita vody (především nitrátových, nitritových a amonných iontů) drobných povrchových toků v zemědělské krajině je v převážné míře klasifikována jako znečištěná až jako velmi znečištěná, tj. třída III až V (ČSN 75 7221). Tyto výsledky uvádějí např. K o l e n b r a n d e r (1969), M a c K e n z i e, V i e t s (1974), J a n e č e k (1984), K v í t e k, K l í m o v á (1992). Problém vyplavování nitrátů do povrchových a podzemních vod je především problémem mineralizace dusíku a organické hmoty (Č í ř e k et al., 1991).

Příčinu zvýšené mineralizace organické hmoty v půdě lze hledat ve změně fyzikálních, chemických a biochemických vlastností půdního profilu. Veškeré zásahy lidí směřující k provzdušnění půdy (hluboká orba v mělkém půdním profilu, odvodnění půdy, převod luk a pastvin do orné půdy) se negativně projevují v mineralizaci organické hmoty a uvolňování dusíku do půdního roztoku.

MATERIÁL A METODA

Řešení výzkumu vlivu kultur na kvalitu vody a možného zlepšení kvality vody v povodí probíhá na experimentální lokalitě Velký Rybník a v povodí Kopaninského toku v okrese Pelhřimov. V experimentálním povodí Kopaninského toku je sledována kvalita vody (stejně ukazatele jako u regulační drenáže) ze sedmi dílčích povodí s různým zastoupením kultur, dále z pramenů a drenáží.

Charakteristika Kopaninského toku: povodí Kopaninského toku č. 1-09-02-031 je součástí povodí říčky Hejlovky (přítok Želivky) a nalézá se v okrese Pelhřimov (Pelhřimovská vrchovina). Zeměpisná poloha místa vtoku Kopaninského toku do Jankovského potoka představuje $49^{\circ} 28' \text{ s. š.}$ a $15^{\circ} 13' \text{ v. d.}$ Nadmořská výška v místě pramene Kopaninského toku je 578 m, v místě ústí toku 467 m. Klimatická oblast je mírně teplá, mírně vlhká, vrchovinová – B5. Dlouhodobý průměr srážek $R = 660 \text{ mm}$, $R(\text{veg}) = 400 \text{ mm}$. Průměrná denní teplota vzduchu $t = 7^{\circ}\text{C}$, $t(\text{veg}) = 13^{\circ}\text{C}$. Geologický podklad je pararula. Zemědělská oblast představuje subtyp bramborářsko-žitný. Převažujícím půdním typem je hnědá půda kyselá, v nivních polohách půdy s různými stupni oglejení. Co se týká svažitosti pozemku, převažují 2 až 5° v rozsahu až do 20° . Rozloha povodí Kopaninského toku činí $9,178 \text{ km}^2$. Kopaninský tok má délku 5,9 km.

Experimentální lokalita Velký Rybník má výměru 8,1 ha, je odvodněna regulační drenáží, tedy s možností regulace hladiny podzemní vody (HPV). Na této lokalitě se zkoumal vliv regulace HPV na kvalitu odtékající vody.

Charakteristika lokality Velký Rybník: nadmořská výška je 460 m, geologický podklad je pararula překrytá štěrkopískovou terasou, půdní typ a druh jsou glejová půda, nivní půda glejová, písčitohlinitá až hlinitá půda. Lokalita se nachází v nivě Kopaninského toku. Luční stanoviště bezprostředně navazuje na tok, jde o absolutní luční stanoviště. Lokalita je tvořena nivními uloženinami hlinitopísčitého charakteru, které v hloubce 0,8 až 1,0 m nasedají na štěrkopískovou terasu. Půdní pokryv plochy je tvořen asociací glejových půd a nivních půd glejových. Rozchod drenáže je 15 m, hloubka uložení sběrných drénů 0,9 m, sběrné drény jsou z PVC materiálu o průměru 63 mm. Podrobný popis lokality uvádějí K v í - t e k et al. (1990). Na drenážním hlavníku A (1,99 ha) byla měřena kvalita vody a drenážní odtok. Na části hlavníku A (0,4 ha) byla regulována HPV na maximální úroveň 0,30 až 0,40 m pod terénem, bylo sledováno množství a kvalita vody a bilancován odnos živin.

Během experimentů byly měřeny klimatické faktory: srážky a teplota vzduchu, půdní a hydrologické charakteristiky (vlhkost půdního profilu gravimetricky do 0,6 m, HPV, drenážní odtoky, průtoky toku Kopaninského a kvalita vody přiváděná do drenážního systému a odtékající ze systému). Pro vlastní regulaci jsme vybrali část plochy, kde neexistuje drenážní přítok, čímž jsme odstranili možnost ovlivnění kvality vody během regulace drenážním přítokem. Vzhledem k tomu, že pokusy probíhaly v letním období s dostatečně velkou evapotranspirací a byla sledovaná vlhkost půdy, mohli jsme vyloučit i vliv srážkové činnosti na kvalitu retardovaných vod.

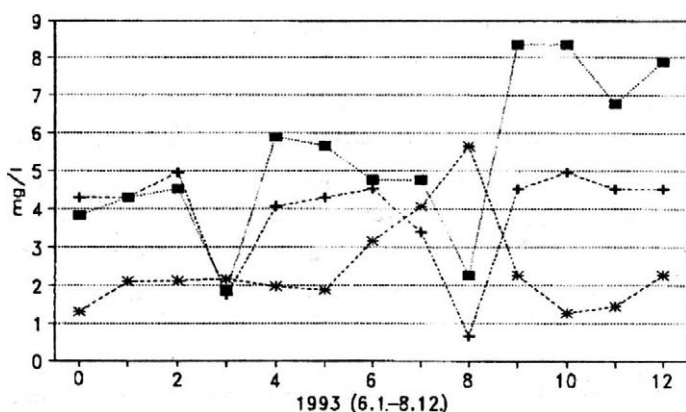
Kvalitu vody jsme sledovali v těchto ukazatelích: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , N_t , Fe_{celk} , SO_4^{2-} . Drenážní regulační prvek byl nastaven na příslušnou výšku HPV požadovanou pro regulaci, pak byl otevřen gravitační

přívod vody z Kopaninského toku do systému, systém byl během dvou dnů naplněn a přívod vody zastaven. Po určité době, která nebyla přesně specifikována, s ohledem na požadavek trvalých travních porostů na vodu během vegetace a vzhledem k vývoji klimatických charakteristik byl drenážní systém vypuštěn.

VÝSLEDKY A DISKUSE

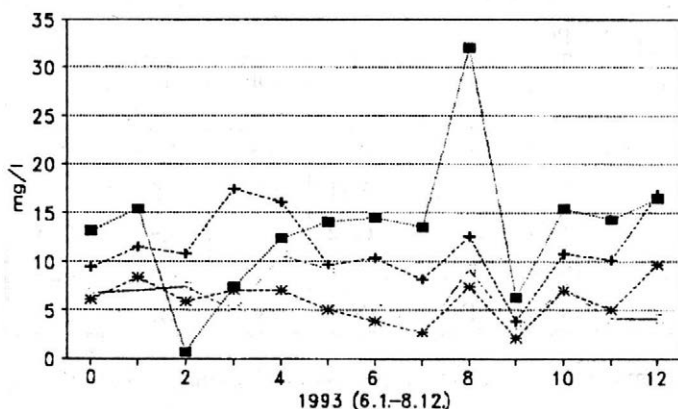
Vliv kultur na kvalitu vody

Kvalitu drenážních vod (resp. koncentrace N-NO_3^-) v povodí Kopaninského toku pro čtyři rozličné drenážní systémy a tři pramenné vývěry s různým zastoupením kultur znázorňují obr. 1 a 2. V tab. I jsou uvedeny významné charakteristiky kvality vody pro nitráty. Charakteristická hodnota byla vypočtena jako průměr tří nejnejpříznivějších hodnot ukazatele jakosti vody. Porovnání ČSN 75 7221 a ČSN 71 7111 je názorné z těchto dvou ukazatelů: 15, resp. 50 mg



1. Koncentrace N-NO_3^- v pramenných vývěrech v povodí Kopaninského toku – N-NO_3^- concentration in headwaters in the watershed of Kopaninský tok

.....■..... pramen (role-les) – source (fields-forest)
 ---+--- pramen (louka-les) – source (grassland-forest)
*..... pramen (les) – source (forest)



2. Koncentrace N-NO_3^- ve vodě drenáží v povodí Kopaninského toku – N-NO_3^- concentration in water of drainage in the watershed of Kopaninský tok

.....■..... výusť – outlet – P4.1
 ---+--- výusť – outlet – P6
*..... výusť – outlet – P7
 ————— výusť – outlet – P8

NO_3^-/l činí v přepočtu 3,39, resp. 11,29 mg $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$. Pro každé odběrné místo je vyjádřeno převažující zastoupení kultur nad místem odběru (tab. I).

Zcela nejnižší hodnoty koncentrací N-NO_3^- byly naměřeny na prameni v lesní partii, ovšem ani zde nedosahuje charakteristická hodnota koncentrace lepší třídy než III, resp. limitní hodnotu 15 mg/l. Druhá nejmenší koncentrace byla naměřena na prameni vytékajícím z oblasti s převážným zastoupením kultur louka-les.

Koncentrace nitrátů z pramenného vývěru z oblasti s převahou orné půdy v infiltrační oblasti a lesa v transportní oblasti (T1) představuje třídu IV, tedy je zaříděna stejně jako koncentrace nitrátů z drenážních systémů P7, P8. Nejvyšší koncentrace byly naměřeny na drenážních systémech s převahou orné půdy (třída V). Drenážní systémy mají v dané oblasti vyšší koncentrace nitrátů než pramenné vývěry a je zřejmý i určitý vliv kultur na koncentraci nitrátů ve vodě ve vztahu k rozmístění kultur v infiltračních a infiltračně-transportních zónách. Touto skutečností lze vysvětlit daleko vyšším provzdušněním orné půdy než půdy luk a lesa, vyšším provzdušněním půdy drenážních systémů, resp. menší dobou možné denitrifikace dusíku v půdním profilu při odvodnění.

Koncentrace nitritů ve všech uvedených měrných bodech představují třídu V a koncentrace amonných iontů u P4.1 třídu III, u P1 třídu II, u P6, P7, P8, T1 a P5.1 třídu I. Nelze tedy z těchto výsledků usuzovat na úplnou redukci nitrátů na nitrity a amonné ionty. Výjimku tvoří měrný bod P4.1 a P1.

Koncentrace nitrátů v měrném bodě T1 je významná z toho důvodu, že jde o pramennou oblast Kopaninského toku, kde je uplatněno druhé pásmo hygienické ochrany vod (místní odběr vody). Koncentrace nitrátů je zde výsledkem zemědělské činnosti na orné půdě v infiltrační oblasti pramenného vývěru, neboť celou transportní oblast tvoří kultura les a akumulární zónu tvoří louka.

I. Koncentrace N-NO_3^- v drenážních systémech a pramenných vývěrech – N-NO_3^- concentration in drainage systems and headwaters

Odběrné místo ¹	Drenáž ⁶				Pramenné vývěry ⁷		
	P4.1	P6	P7	P8	T1	P1	P5.1
Kultura ²	role ⁸				role – les ⁹	louka ¹⁰ – les	les
Max	32,05	17,38	9,71	10,61	8,35	4,97	5,64
Min	0,65	3,84	2,08	2,71	1,87	0,65	1,26
Aritmetický průměr ³	13,49	11,37	5,93	6,32	5,32	3,90	2,43
Charakteristická hodnota ⁴	21,31	16,78	8,52	9,71	8,20	4,82	4,29
Třída ⁵	V.	V.	IV.	IV.	IV.	III.	III.

¹sampling site, ²culture, ³arithmetic mean, ⁴characteristic value, ⁵grade, ⁶drainage, ⁷headwaters, ⁸fields, ⁹forest, ¹⁰grassland

Lze konstatovat možnost snížení nitrátového zatížení povrchových a podzemních vod zatravněním jejich infiltračních oblastí a zatravněním vlastních drenážních systémů, čímž by se zmenšil průsak vody půdním profilem a vzhledem k celoročnímu vegetačnímu pokryvu a vícesečnosti porostu by se snížily koncentrace iontů dusíku v mineralizačních fázích.

Vliv regulace hladiny podzemní vody na kvalitu vody

Regulační odvodňovací systémy byly stavěny především pro svou funkci navlažovací, pomocí níž lze regulovat hladinu podzemní vody (HPV) v závislosti na povětrnostních podmínkách ročníku a na vývojové fázi rostlin. V souvislosti s tím se projevila pozitivní hydrologická funkce těchto systémů (Kvítek et al., 1990), ale i redukce nitrátů (Kvítek, Klímová, 1992). Hlavní podíl na snižování obsahu nitrátů má enzymatická denitrifikace při nižším redox potenciálu indukovaném vyšší biologickou aktivitou po zvýšení HPV. Při pH vody vyšším než 7 může zřejmě probíhat i abiotická chemická redukce nitrátů pomocí Fe^{2+} (Boleslav, Pitter, 1992). Citovaní autoři uvádějí též teoretické předpoklady a podmínky pro redukci nitrátů pomocí Fe^{2+} . Zatímco rychlost chemické oxidace železa se zvyšuje s teplotou, biochemická oxidace železa železitými bakteriemi je vázána na nízké teploty (Svobodová, 1980). V zimním období převládá zřejmě v drénech oxidace biochemická, v letním období oxidace chemická. Při pH vody nižším než 7 převažuje abiotická oxidace kyslíkem.

Uvádí se, že 80 až 95 % železa v drénech je oxidováno biochemicky a pouze 5 až 20 % chemicky. Na biochemické oxidaci železa v drenážních vodách se podílejí železité bakterie rodu *Leptothrix* a *Gallionella*, které jsou fakultativně anaerobní. K optimálnímu rozvoji železitých bakterií dochází při slabě kyselém pH 5,8 až 6,4 a při teplotách vody 1 až 2 °C, resp. 5 °C (*Leptothrix ochracea*) a nižších (rod *Gallionella*), které jsou kryofilní. K chemickému srážení železa v drénech dochází při jejich přechodu do izoelektrického stavu. Pro různé sloučeniny železa se izoelektrický bod udává při pH 5,4 až 8,5, $\text{Fe}(\text{OH})_3$ se ve vodě udržuje v koloidní formě do pH 7, nad pH 7 dochází k jeho vyvločkování ve formě hnědele. Gilliam et al. (1979), Gilliam, Skaggs (1986), Evans et al. (1990) konstatují redukci nitrátů v drenážních vodách, kterou vysvětlují denitrifikací. O chemické redukci nitrátů v regulačních drenážních systémech se nezmiňují.

Koncentrace železa ve vodách se řídí geologickým podložím a hydrologickými podmínkami v povodí. Přechod železa do roztoku ovlivňuje koncentrace CO_2 a huminových kyselin a činnost specifických bakterií oxidujících železo.

Z geologického hlediska je oblast Českomoravské vysočiny v okolí Pelhřimova tvořena pararulami a rulami. Geologický substrát v okolí naší experimentální

plochy je tvořen kordieritickými pararulami, které uvolňují do půdního roztoku větší množství železa.

Mineralogická analýza prokázala, že kromě křemene (20 až 50 %) jsou hlavní součásti půdního profilu jemnozemně živce (10 až 25 %) a slídové minerály – biotit (5 až 25 %). Směrem do hloubky přibývá množství slídového minerálu (H a k e n et al., 1978). Co se týká obsahu železa, významná je řada tmavých slíd – biotit $K(Mg, Fe)_3[(OH, F)_5/(Al, Fe)Si_3O_{10}]$. Hořčík a železo jsou v různém poměru. V kyselých horninách převládá železo. Chemické složení biotitu je velmi proměnlivé. Minimální a maximální hodnoty pro Fe_2O_3 a FeO byly zjištěny při chemických rozborech biotitů (S t e j s k a l, 1958). U Fe_2O_3 je rozsah 0,1 až 20,6 % a u FeO 2,7 až 27,6 %. Biotit je nejsnadněji zvětrávající slídou. Postup navětrávání je nejlépe patrný na uvolňovaném železe, které v podobě hnědele zbarvuje celou horninu (při pH nad 7). Tato skutečnost se projevuje při funkci drenážních systémů především v nivních polohách, ale i na svazích. V místech, kde jsou spády drénů velmi malé, způsobuje vysrážené železo poruchy drenážní funkce odvodňovacích systémů.

Výsledky regulace vody jsou ve všech případech pozitivní a zcela jednoznačné ve smyslu poklesu hodnot všech forem dusíku bez ohledu na délku zdržení vody v drenážním systému. Naznačené jevy jsou zachyceny v tab. II a na obr. 3. Na této drenáži probíhají nadále šetření zaměřená na kvalitu vody. Výsledky z přelomu roku 1993 a 1994 potvrdily také skutečnost, že koncentrace nitrátů významně klesá i při průtočné retardaci vody v systému. V listopadu roku 1993 došlo k snížení průtočného profilu drenáže ucpáním sloučeninami železa, v důsledku čehož se snížila koncentrace nitrátů, a to v období, kdy na všech sledovaných drenážních systémech koncentrace výrazně stoupaly, jak je to obvyklé pro toto období.

Snížení koncentrací všech forem dusíku v retardované vodě lze vysvětlit:

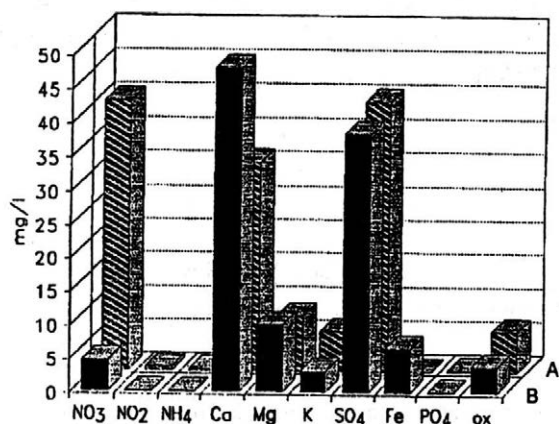
- a) mikrobiální redukcí nitrátů na nitrity a amonné ionty;
- b) chemickou redukcí nitrátů, přičemž v úvahu přichází redukce sloučeninami železa v alkalickém prostředí;
- c) schopností půdních mikromycet používat nitráty jako zdroj dusíku pro výstavbu svých buněk (asimilaci), přičemž asimilace nitrátů půdními mikromycetami znamená inkorporaci nitrátového dusíku do biomasy;
- d) použitím nitrátů bakteriemi pouze v respiračních procesech jako zdroje kyslíku (desimilativní denitrifikace), což je spojeno se ztrátami dusíku ve formě plyných produktů;
- e) vztlínáním půdního roztoku z hladiny podzemní vody a jeho využitím porostem.

Závěry ad a) jsou obecně platné, závěry ad b) jsou předmětem vědecké diskuse, je však známou skutečností, že nitráty se redukují přednostně před sírany (B o l e s l a v, P i t t e r, 1992). Z našich výsledků za období 18. 7. až 9. 10.

II. Změna koncentrace iontů vlivem regulace hladiny podzemní vody – The change in ion concentration due to regulation of groundwater table

Období ¹	Retardace ²	Doba zdržení ⁵ (dny ⁶)	NO ₃ ⁻	NO ₂ ⁻	NH ₄ ⁺	Ca ²⁺	SO ₄ ²⁻	Fe _{celk}	PO ₄ ³⁻	N _t
			mg/l							
18. 7. 1991	přívod vody ³	87	35	0,58	0,72	33,4	80	1,2	0,26	8,2
9. 10. 1991	odtok vody ⁴		3	0,07	1,01	36,7	56	7,3	0,01	1,0
11. 6. 1992	přívod vody	35	30	0,03	0,27	30,0	56	0,001	1,00	7,9
15. 7. 1992	odtok vody		15	0,05	0,08	34,0	60	0,001	0,04	
29. 7. 1992	přívod vody	16	40	0,59	0,23	31,0	40	0,001	0,21	
13. 8. 1992	odtok vody		5	0,03	0,10	48,0	38	6,5	0,10	
14. 8. 1992	přívod vody	61	21	0,43	0,15	34,0	44	0,001	0,29	
13. 10. 1992	odtok vody		3	0,01	0,21	57,0	15	8,1	0,07	2,5

¹period, ²retardation, ³water supply, ⁴runoff of water, ⁵time of retention, ⁶days



3. Změna koncentrace iontů vlivem regulace hladiny podzemní vody v období 29. 7. až 13. 8. 1992 (Velký Rybník) – The change in ion concentration due to regulation of groundwater table in the period from July 29 to August 13, 1992 (Velký Rybník)

osa x – sledované ionty na hlavním A – x axis – investigated ions on main drain A
A – začátek regulace – the start of regulation
B – konec regulace – the end of regulation

1991 je zřejmý pokles koncentrace nitrátů z 35 na 3 mg/l, ale i pokles koncentrace síranů z 80 na 56 mg/l. Obdobné výsledky byly získány i za období 29. 7. až 13. 8. 1992 a 14. 8. až 13. 10. 1992. S poklesem koncentrace nitrátů došlo i k poklesu koncentrace síranů. K redukci síranů na sulfidy dochází až po dalším poklesu redox potenciálu, tj. až po vyčerpání nitrátů, resp. nitritů. Tato skutečnost je potvrzena naměřenými hodnotami. V drenážním systému pravděpodobně probíhá současně chemická i biochemická redukce nitrátů, která je podmíněna zápornými hodnotami redox potenciálu.

Vzrůst obsahu amoniakálního dusíku v retardované vodě ve dvou sledovaných obdobích nasvědčuje tomu, že v systému zřejmě probíhá i chemická redukce, uskutečnitelná v rozmezí redox potenciálu od -0,5 do +0,5 V. Tuto teorii pod-

poruje i jednoznačně prokázaná přítomnost železa ve vodách i v sedimentech drenážních šachtic, případně je oxidačně-redukční reakce podpořena i neutrálním až slabě alkalickým prostředím ve vodách.

ZÁVĚR

Přestože zatím není jednoznačně vyhodnocen vliv kultur na koncentraci nitratového dusíku, lze konstatovat rozdíl mezi koncentrací nitrátů u drenážních systémů a pramených vývěrů s různým zastoupením kultur a dále také rozdíly mezi jednotlivými pramennými vývěry.

V přirozeném půdním prostředí probíhá zřejmě redukce nitrátů jak biochemickou, tak chemickou cestou, přičemž 80 až 90 % nitrátů bylo v regulačním odvodňovacím systému zcela redukováno. Dochází tím k zcela novému pohledu na regulační odvodňovací systémy, ale i na běžné odvodňovací systémy, které lze jednoduchými zásahy převést na retardační. Zdržení vody v systému spolu s přítomností železa a vhodného pH je důležitou podmínkou redukce anorganických forem dusíku a je jedním z opatření, které může přinést zlepšení kvality vody v zemědělském povodí. Možnost snížení nitratového zatížení povrchových a podzemních vod zatravněním infiltračních oblastí drenážních systémů a retardací vody v drenážních systémech je reálná.

Literatura

- BOLESLAV, L. – PITTER, P.: Chemická redukce dusičnanů ve vodách. *Vod. Hosp.*, 42, 1992 (8).
- ČÍŽEK, V. et al.: Přeměny organické hmoty v půdách povodí vodárenské nádrže Švihov. [Závěrečná zpráva.] Praha, VÚMOP 1991.
- EVANS, R. O. – GILLIAM, J. W. – SKAGGS, R. W.: Controlled drainage and subirrigation effects on drainage water quality. 15th Int. Congr. Irrigation and Drainage, Brazílie, 1990.
- GILLIAM, J. W. – SKAGGS, R. W. – WEED, S. B.: Drainage control to diminish nitrate loss from agricultural fields. *J. Environ. Qual.*, 8, 1979 (1).
- GILLIAM, J. W. – SKAGGS, R. W.: Controlled agricultural drainage to maintain water quality. *J. Irrig. Drain.*, 112, 1986 (3).
- HAKEN, D. et al.: Výzkum meliorací lučních půd s ohledem na zvyšování jejich produkční schopností a ochranu krajiny. [Závěrečná zpráva.] Praha, VÚM 1978.
- JANEČEK, M.: Kvalita drenážních vod a erozních smyvů v zemědělském povodí a možnosti eliminace dusičnanového znečištění. In: Sbor. Meliorace a kvalita vody, Plzeň, 1984.
- KOLENBRANDER, G. J.: Nitrate content and nitrogen loss in drain water. *Netherl. J. Agric. Sci.*, 17, 1969: 246–255.
- KVÍTEK, T. et al.: Hospodaření vodou v lučních půdách. [Závěrečná zpráva.] Praha, VÚMOP 1990.
- KVÍTEK, T. – KLÍMOVÁ, P.: Kvalita vody v povodí Kopaninského toku. Vliv regulační drenáže na kvalitu vody v povodí Želivky. [Závěrečná zpráva.] Praha, VÚMOP 1992.

MAC KENZIE, A. J. – VIETS, F. G.: Nutrients and other chemicals in agricultural drainage waters. In: Drainage for agriculture. Amer. Soc. Agron., 1974: 489–511.

STEJSKAL, J.: Zemědělská geologie. Praha, SZN 1958.

SVOBODOVÁ, V.: Zásady pro navrhování drenáže v podmínkách zanášení sloučeninami železa. Metodika. Praha, VÚM 1980 (11).

ČSN 75 7221. Klasifikace jakosti povrchových vod. 1989.

ČSN 71 7111. Pitná voda. 1989.

Došlo 15. 4. 1994

KVÍTEK, T. (Research Institute for Soil and Water Conservation, Praha):

Possibilities of the decrease in the loading on surface waters by nitrates.

Rostl. Výr., 40, 1994 (12): 1129–1138.

The research of the effect of cultures on the quality of water and potential improvement of the quality has been conducted at the experimental site Velký Rybník and in the watershed of Kopaninský tok (torrential bed) in the Pelhřimov district. In the experimental watershed of Kopaninský tok (stream) the quality of water was studied in the following indicators: NO_3^- , NO_2^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , N_p , Fe , SO_4^{2-} from seven partial watersheds with various composition of cultures.

Experimental site of Velký Rybník has an area of 8.4 ha and is drained by the controlling drainage, that is with the possibility to control the groundwater table (GWT, i.e. HPV, resp.). The effect of groundwater table control on the quality of flowing out water.

The pattern of the quality of drainage waters (N-NO_3^- concentration in the watershed of Kopaninský tok for four different drainage systems and three headwaters with various composition of cultures present Figs 1, 2. Tab. I gives the significant characteristics of water quality on nitrates. Characteristic value was calculated as a mean of three most unfavourable values of the quality water indicator.

Completely lowest values of N-NO_3^- concentrations were ascertained at the spring in the forest. Naturally, the characteristic value of concentration did not achieve better grade than III, or limit value 15 mg/l. The second lowest concentration was taken at the spring flowing out from the region with prevailing composition of cultures grassland-forest. Nitrate concentration from the headwaters from the site with prevailing arable land in an infiltration region and from the forest in transport region (T1) represents grade IV and is classified in the same way like nitrate concentration from drainage systems P7, P8. The highest concentrations were recorded in drainage systems with prevalent arable land (grade V). It can be said that drainage systems exhibit higher concentration of nitrates in the present region than headwaters and certain influence of cultures on the nitrate concentration in water in relation to the distribution of cultures in infiltration and infiltration-transport zones is apparent. This factor can be explained by much higher aeration of arable land than that of grassland and forest

soils, by higher aeration of drainage systems or shorter time of denitrification of nitrogen in soil profile during subsurface drainage.

Regulating drainage systems were built above all for their irrigating function when the groundwater table (GWT) can be regulated in dependence on weather conditions of the year and developmental stages of plants. A positive hydrological function of these systems (K v í t e k et al., 1990), but also a reduction in nitrates (K v í t e k , K l í m o v á , 1992), were manifested in association with it.

The results of water regulation are positive in all cases and are fully unambiguous to that effect of the reduction in the values of all nitrogen forms, regardless of the time of water retention. The above indicated phenomena are in Tab. II and Fig. 3.

A decrease in the concentration of all nitrogen forms in retarded water can be explained by microbial reduction in nitrates and ammonium ions, or by chemical reduction in nitrates when reduction caused by Fe^{2+} compounds in alkaline medium is taken into account; another probable explanation consists in the fact that soil micromycetes can utilize nitrates as a source of nitrogen for structure of their cells (assimilation), assimilation of nitrates through the soil micromycetes means the incorporation of nitrate nitrogen into the biomass, or bacteria use nitrates only in their respiratory processes as a source of oxygen (dissimilative denitrification); this process is connected with losses of nitrogen in the form of gaseous products; finally, by capillarity of soil solution from the groundwater table and its use by the stand.

The first above-mentioned conclusions are of general validity, further conclusions are subject to scientific discussion, but it is a fact that nitrates are reduced preferentially earlier than sulfates (B o l e s l a v , P i t t e r , 1992). Our results of the period from July 18 to October 9, 1991, when nitrate concentration fell from 35 to 3 mg/l, signify the decrease in sulfates from 80 to 56 mg/l. Similar results were attained in observations conducted from July 29 to August 13, 1992 and from August 14 to October 13, 1992. With decline of nitrates, the concentration of sulfates declined as well. The reduction in sulfates to sulfides occurs after the further decline in the redox potential, i.e. after the depletion of nitrates or nitrites, resp. This fact has been confirmed by ascertained values for nitrates.

The possibility to reduce nitrate loading on surface and underground waters by grassing of infiltration zones of drainage systems and water retardation in drainage systems is actual.

Kontaktní adresa:

Ing. Tomáš K v í t e k , CSc., Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy,
Žabovřeská 250, 156 27 Praha 5-Zbraslav, Česká republika, tel.: 02/59 12 05,
fax: 02/59 25 36

KRITÉRIA OHROŽENÍ PODZEMNÍ VODY

H. Damašková

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha

Obecný postup hodnocení ovlivnění dotace zásob mělkých podzemních vod je sumari-
zovaný do dvou kritérií ohrožení: kritérium typu vodního režimu půdy, odvozené
z hydrologické odezvy půdy na působení meteorologických činitelů, které
rozhoduje, zda k ohrožení průnikem rozpuštěných látek může dojít; kritérium
odtoků z půdního profilu, které charakterizuje podmínky pro transfer vody
a rozpuštěných látek. Obě kritéria jsou odvozena z výstupů modelu SWATRE pro
dlouhodobou simulaci proudění a bilanci vody v půdním prostředí. Navazující
řešení transportu rozpuštěných látek modelem SWMS_1D zajišťuje predikci kon-
centrace sledovaných iontů v odtékající vodě z půdního profilu.

V souvislosti s řešením problémů hospodaření s vodou ve vztahu k zeměděl-
ské výrobě se naskytá otázka ovlivnění dotace zásob podzemní vody a ohrožení
její kvality. Jde o kvalitativní a kvantitativní procesy, které je třeba vhodnými
metodami vyhodnotit z hlediska prognózy jejich vývoje. Vzhledem k nepostrá-
datelnosti vodního zdroje pro existenci člověka by se konečně mělo změnit roz-
hodování o způsobu hospodaření na půdě v tom smyslu, že jeho dopady na vodní
komponenty krajiny budou kvalifikovaně zvažovány.

Řešení vyžaduje použití simulačních modelů. Existuje řada modelů na různorodé úrovni, avšak zcela nedostupné jsou srozumitelné uživatelské postupy, které umožní vhodné modely racionálně používat a jejich výstupy interpretovat do komplexní informace o vývoji hydrologických poměrů v malém povodí nebo jeho části v relaci k ohrožení kvality podzemní vody. Cílem článku je částečně překlenout tento nedostatek předložením postupu, který zobecňuje výsledky modelového řešení hydrologické situace do dvou kritérií ohrožení podzemní vody, charakterizujících půdní pokryv z hlediska odtokových poměrů. Citované simulační modely SWATRE a SWMS_1D jsou spolehlivě verifikované a uživatelsky dostupné, proto nejsou podrobně popisovány. Předložený postup řešení lze interpretovat také na jiné simulační modely s podobnými výstupy.

MATERIÁL A METODA

Obecný postup stanovení kritérií ohrožení kvality podzemní vody v malém povodí lze rozdělit do čtyř kroků:

1. Pokrytí zájmové oblasti sondážní sítí tak, aby sondy reprezentovaly půdní pokryv pro stanovení hydraulických a hydrofyzikálních charakteristik.

2. Zjištění hydrologické odezvy půdy na působení vnějších meteorologických činitelů.

3. Stanovení odtoku z půdního pokryvu a sestavení mapy odtokových poměrů zájmové oblasti v relaci k jednotlivým půdním okrskům.

4. Modelová předpověď koncentrace rozpuštěných látek vytékajících z půdního profilu do podzemní vody nebo podloží; jde o zátěže plynoucí z atmosférické depozice a antropogenní činnosti.

Oblast proudění, kterou při modelovém řešení uvažujeme, tvoří půdní profil. Hladina podzemní vody v kolektoru první zvodně ve kvartérních sedimentech se též nazývá freatická voda. Svým původem je to obvykle voda vadózní napájená infiltrací srážkové vody a dále říční voda získaná břehovou infiltrací. Kritéria ohrožení se nevztahují k tlakovým podzemním vodám překrytým nepropustnou vrstvou a bez hydraulického spojení s půdním profilem.

Ad 1. Hustota sondážní sítě se volí na podkladě rekognoskace území buď jako liniový transekt (obvykle stačí jedna sonda na 15 ha), nebo lze postupovat podle Metodiky KPP (1967), která uvádí, že počet základních sond na 1 ha je diferencován do tří kategorií v závislosti na orografických a litologicko-geomorfologických poměrech. Informace o poloze hladiny podzemní vody v návaznosti na půdní sondy poskytuje síť pozorovacích vrtů ČHMÚ, případně experimentálních objektů VÚMOP nebo VÚV TGM.

Ad 2. Hydrologická odezva půdy se zjistí na podkladě modelového řešení aplikací jednorozměrného modelu SWATRE, upraveného pro tuzemské podmínky. Podrobný popis struktury modelu obsahuje uživatelská příručka (D a m a š - k o v á , 1989). Richardsova rovnice pro vertikální proudění v kapacitním tvaru s extrakčním členem pro kořenové sání je numericky řešena metodou konečných rozdílů. Model vyhodnocuje profilové, vertikální rozdělení rychlosti proudění, tlakové výšky, vlhkosti, odběr vody kořeny rostlin a současně hydrologickou bilanci pro období maximálně 366 dnů s jednodenním bilančním krokem. Oblast proudění je diferencována do pěti fyzikálně odlišných půdních vrstev sahajících do hloubky 2 až 4 m.

Aktuální evapotranspirace se počítá zavedením extrakčního členu do rovnice proudění pro kořenovou zónu o konstantní nebo proměnlivé hloubce. Okrajové podmínky na horním okraji tvoří meteorologické informace, tzn. denní srážkové úhrny a denní úhrn potenciálního výparu, případně úhrny závlahových dávek. Dolní okrajové podmínky kopírují přírodní poměry. Pokud hladina podzemní vody trvale zasahuje do půdního profilu, uvažuje se její průběh odpovídající roku pro referenční srážky, tj. nejvlhčímu roku za posledních deset let (D a m a š k o v á , 1990). Pokud je půdní profil dotován pouze srážkami, zavádí se podmínka volné drenáže, kdy rychlost proudění ve dně profilu odpovídá hydraulické vodivosti půdní vrstvy pro daný stav vlhkosti. Výskyt nepropustného podloží, stejně

jako přítok přes dno profilu jsou zahrnuty v okrajových podmínkách. Počáteční podmínky v oblasti proudění tvoří profilové rozdělení vlhkosti odpovídající vlhkosti maximální kapilární vodní kapacity. Hydraulické charakteristiky půdy, tzn. retenční křivka a hydraulická vodivost, jsou v modelu SWATRE zahrnuty prostřednictvím analytických výrazů (G e n u c h t e n , 1980), které modifikovali V o g e l , C í s l e r o v á (1988). Popis prostorové variability hydraulických charakteristik je dán zavedením scaling faktorů jako parametrů variability (Š i m ů n e k , 1993).

Hydrologickou odezvu půdy popisují bilanční modelové výstupy: aktuální evapotranspirace, infiltrace srážkové vody a odtok z půdního profilu. Kumulativní odtok představuje efektivní srážku pro dotaci podzemní vody za rok, resp. za simulační období.

Ad 3. Odtok z půdního profilu, vyjádřený modelovým výstupem rychlosti proudění přes jeho dolní okraj, charakterizuje podmínky pro transfer vody a rozpuštěných látek, znamená časové a kvantitativní rozdělení dotace podzemní vody během roku. Pokud hladina podzemní vody trvale zasahuje do půdního profilu, je rychlost toku maximální a odpovídá hodnotě nasycené hydraulické vodivosti K_s dotčené půdní vrstvy. Preferenční cesty proudění ovlivňující významně odtok jsou modelovány pomocí krátkodobě nasycených půdních profilů, přičemž rychlost proudění je rovna K_s . Zobecněním těchto výstupů modelu SWATRE je mapa odtokových poměrů půdního pokryvu zájmové oblasti (povodí). Mapový podklad tvoří základní mapa ČR v měřítku 1 : 50 000. Do mapy se přenesou hranice generalizovaných půdních jednotek v měřítku 1 : 50 000. Půdním okrskům nebo jejich částem se přiřadí odpovídající hodnota rychlosti odtoku z půdního profilu. Pro tvorbu těchto map lze využít geografický informační systém GIS.

Ad 4. Predikce koncentrace rozpuštěné látky vytékající z půdního profilu do podzemní vody nebo podloží se provede jednorozměrným modelem SWMS_1D. Model vychází rovněž z Richardsovy rovnice pro vertikální přenos vody, rozšířené o konvektivně-disperzní rovnici transportu rozpuštěných látek pro nekonzervativní proudění. Numerické řešení je provedeno metodou konečných elementů pro oblast proudění neomezené hloubky. Okrajové podmínky řešení jsou totožné jako u modelu SWATRE, počáteční podmínky jsou rozšířené o profilové rozdělení koncentrace sledovaného iontu na počátku simulačního období. Adsorpce je vyjádřena lineární adsorpční izotermou, srážení, resp. extrakce chemických látek kořenovým systémem je možné modelovat pomocí produkčních a rozkladových procesů prvního a nultého řádu.

Atmosférická depozice působí trvale jako plošný zdroj znečištění na půdním povrchu, proto je hodnota mokré depozice spolu se srážkovým úhrnem zavedena jako horní okrajová podmínka řešení. Projev suché depozice spolu s ostatními látkami vloženými antropogenní činností na půdním povrchu je zahrnut do počáteční podmínky řešení jako počáteční koncentrace sledovaného iontu v mode-

lovém vstupu. Nejčastěji řešená předpověď výskytu iontů v přítoku do podzemní vody se týká iontů NO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} ; pohyb těžkých kovů model neřeší. Výstupem modelu SWMS_1D je predikce výskytu koncentrace daného iontu na půdním povrchu, v kořenové zóně a na dolním okraji půdního profilu v průběhu simulačního období.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Obecný přístup k řešení problematiky dotace zásob podzemních vod a jejich ohrožení z hlediska průniku rozpuštěných látek lze sumarizovat do dvou kritérií ohrožení freatických vod:

1. Kritérium typu vodního režimu půd, které původně stanovil Kutílek (1978), je dáno poměrem ročního srážkového úhrnu (S) a aktuální evapotranspirace (E) modelového výstupu SWATRE. Kritérium primárně hodnotí možnost průniku rozpuštěných látek. Poměr $S/E > 1$ znamená promyvný režim, který vytváří prostředí nejvyššího ohrožení kvality. Poměr $S/E = 1$ určuje tvorbu periodicky promyvného režimu, ohrožení kvality především v jarním období má sezonní charakter. Poměr $S/E < 1$ označuje nepromyvný vodní režim s koloběhem vodního režimu jen ve svrchní části půdního profilu, ohrožení kvality vody je vyloučeno. Poměr $S/E < 1$ znamená rovněž výparný režim, kdy dochází k sezonnímu provlhčování a prosakování půdy včetně ohrožení kvality vody.

2. Kritérium odtoku z půdního profilu poskytuje informace o podmínkách pro transfer vody a v ní rozpuštěných iontů v termínech rychlosti proudění ve dně půdního profilu výstupem modelu SWATRE, plošně je zobecněno v mapě odtokových poměrů. Vodivost K_s je vstupní hydraulickou charakteristikou a současně v nasycených podmínkách proudění i výstupní rychlostí odtoku z půdního profilu. Stanovení K_s z laboratorních nebo polních měření může být z mnoha důvodů pro uživatele obtížné. Vzhledem k tomu, že hydraulická vodivost půdy je také významně ovlivněna texturním složením, je prezentována tab. I s doporučenými hodnotami K_s , odvozenými z měřených hodnot při hodnocení hydrologických situací v malých povodích (D a m a š k o v á , 1990, 1992). Slovní označení dotace přiřazené k jednotlivým hodnotám K_s v tab. I vyjadřuje současně míru ohrožení freatických vod z hlediska průniku rozpuštěných látek. Navazující výstupy z modelu SWMS_1D informují o kvalitě odtékající vody z půdního pokryvu. Tyto výsledky zatím nelze s ohledem na uvedená kritéria posoudit a použijí se přímo v rozhodovacích procesech v oblasti hospodaření s půdou a vodou; mohou být dále konfrontovány s požadavky na jakost povrchových a podzemních vod, pro různá PHO, povodí vodárenských nádrží a toků.

I. Hodnoty K_s pro půdní druhy (klasifikace zrnitosti podle Nováka) a označení dotace – The K_s value for soil type (grain size distribution categories by Novák) and mark of recharge

Půdní druh ¹	Obsah částic ² < 0,01 mm (%)	K_s (cm.d ⁻¹)	Označení dotace ³
Písčítá ⁴	0–10	> 250	velmi vysoké ¹¹
Hlinitopísčítá ⁵	10–20	150–250	značně vysoké ¹²
Písčitohlinitá ⁶	20–30	80–150	vysoké ¹³
Hlinitá ⁷	30–45	40–80	střední ¹⁴
Jílovitohlinitá ⁸	45–60	5–40	mírné ¹⁵
Jílovitá ⁹	60–75	5	nízké ¹⁶
Jíl ¹⁰	> 75	< 5	velmi nízké ¹⁷

¹soil type, ²amount of particles, ³mark of recharge, ⁴sandy, ⁵loamy sand, ⁶sandy clay loam, ⁷silty loam, ⁸silty clay loam, ⁹silty clay, ¹⁰clay, ¹¹very high, ¹²considerably high, ¹³high, ¹⁴medium, ¹⁵mild, ¹⁶low, ¹⁷very low

ZÁVĚR

Obecný postup vyhodnocení ovlivnění dotace zásob freatických vod je shrnut do dvou kritérií ohrožení vody: kritérium vodního režimu půdy, které je dáno poměrem srážkového úhrnu a aktuální evapotranspirace; kritérium odtoku z půdního profilu v termínech rychlosti proudění, které charakterizuje podmínky pro průnik vody a v ní rozpuštěných iontů. V současné době se neprovádí systematické šetření a mapování odtokových poměrů. Z těchto důvodů je účelné prezentovat pro vodohospodáře a zemědělce tento postup, protože jim umožní počáteční orientaci v problému dotace podzemních vod.

Literatura

- DAMAŠKOVÁ, H.: Výzkum funkce odvodnění v různých podmínkách proudění. Uživatelská příručka modelu SWATRE. [Závěrečná zpráva.] Praha, VÚMOP 1989: 35 s.
- DAMAŠKOVÁ, H.: Podklady pro návrh odvodnění. [Syntetická zpráva.] Praha, VÚMOP 1990: 38 s.
- DAMAŠKOVÁ, H.: Mapové zobrazení vlastností půd v oblasti JE Temelín. Zakázka pro projekt VÚV TGM N 03-331-867, 1992: 15 s.
- KUTÍLEK, M.: Vodohospodářská pedologie. Praha, SNTL, Alfa 1978: 295 s.
- ŠIMŮNEK, J.: Řešení transportu kontaminujících látek jednorozměrným modelem SWMS_1D. Uživatelská příručka. [Dílčí projekt.] Praha, VÚMOP 1993: 82 s.
- VOGEL, T. – ČÍSLEROVÁ, M.: On the reliability of unsaturated hydraulic conductivity calculated from the retention curve. Trans. Por. Media, 3, 1988: 1–15.

Došlo 18. 5. 1994

DAMAŠKOVÁ, H. (Research Institute for Soil and Water Conservation, Praha):

Criteria of groundwater vulnerability.

Rostl. Výr., 40, 1994 (12): 1139–1144.

An important question is how to use the water resource efficiently and safely. The water management related to the crop production includes the water quantity and water quality management.

This paper describes a common procedure which is aimed at bridging the gap between water-transport-balance models and solute transport models. The managerial decision making can be understood as a primarily using two criteria of vulnerability of a phreatic water. These criteria are based on the adapted Dutch model SWATRE (D a m a š k o v á, 1989):

1. The criterion of the water regime type that determines a possibility of the vulnerability by means of the rate S/E . Both, S the amount of infiltrated precipitation and E actual evapotranspiration are output of model SWATRE. The rate of $S/E > 1$ means percolative water regime and high vulnerability by the leakage of dissolved ions to groundwater. The rate of $S/E = 1$ determines periodical percolative regime, the vulnerability has a seasonal character, mainly in spring. The rate of $S/E < 1$ indicates non-percolative regime with a water circulation, in the upper part of soil profile the vulnerability is zero. The rate of $S/E < 1$ may indicate the evaporative regime partly seeping of the soil profile has a seasonal character, including the vulnerability, too.

2. The criterion of the discharge in terms of flux describes the transfer condition for water and solute in the soil. The discharge, i.e. flux through the bottom of the soil profile can be calculated by the model SWATRE for unsaturated-saturated condition of the flow. The saturated zone and preferential way of the flow are represented by hydraulic conductivity K_s as the maximum value of the discharge. If measured K_s value is inaccessible, then recommended K_s values are in Tab. I for all soil types. The classification of recharge / vulnerability is assessed by words.

The discharge criterion may be generalized by using a map form. The soil map of the scale 1 : 50 000 is merged with the basic map of the Czech Republic of the same scale. Any soil group is described by the value of discharge which is related to the soil profile *in situ*. A small catchment (maximum 5 km²) is assessed by this way to gain the hydrological information for the decision-making.

An effluent concentration of discharge is predicted by the model SWMS_1D derived by Š i m ů n e k (1993) for reactive solute movement. The composition of an atmospheric deposition and the impact of the rest of fertilizers (mostly ions of NO₃⁻, NH₄⁺, SO₄²⁻, Cl⁻) are considered.

Kontaktní adresa:

Ing. Helena D a m a š k o v á, CSc., Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy,
Žabovřeska 250, 156 27 Praha 5-Zbraslav, Česká republika, tel.: 02/59 23 31,
fax: 02/59 12 08

VLIV PROTIEROZNÍ AGROTECHNIKY NA KVALITU PRODUKCE PLODIN

I. Sokolová

Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, pracoviště České Budějovice

V letech 1992 až 1993 byl sledován vliv protierozních technologií na obsah rizikových prvků v půdě a plodinách osevního postupu: žito – brambory – oves – řepka. S ohledem na výskyt rizikových prvků v půdě byl pokus situován do krajiny s nízkým antropologickým vlivem. Experimentální parcela byla reprezentována hnědou půdou kyselou na pararule, hlinitopísčitou až písčitohlinitou. Veškeré rizikové prvky byly zjišťovány ve výluhu 2M HNO_3 , obsah Hg byl stanoven metodou TMA. Varianty klasického a dvou protierozních osevních postupů, které se střídaly ve třech opakováních, neprokázaly vliv půdoochranného zpracování na zvýšený přísun rizikových prvků do rostlinných produktů. Statisticky významné rozdíly obsahu rizikových prvků se projevily pouze mezi sledovanými plodinami bez ohledu na zvolenou technologii. Současně byl vypočten poměr obohacení (ER) sedimentu u stopových prvků, jehož nejvyšší hodnoty dosáhl Zn (5,5) a Cr (1,6). U As, Co, Cu a Pb došlo jen k mírnému zvýšení obsahu ve smyté půdě oproti původnímu materiálu. U Ni se zvýšená koncentrace v sedimentu nevyskytla. Určité zvýšení ER rizikových prvků v sedimentu se projevilo u variant, u kterých byla aplikována protierozní opatření. Zřejmě se projevil vliv zvýšeného obsahu jílových částic v sedimentu variant s protierozními zásahy.

Problémům ochrany životního prostředí včetně ochrany půdy před erozí se stále věnuje zvýšená pozornost. Realizace protierozních opatření se v podhorských oblastech soustřeďuje především na zatravňování erozně ohrožených ploch, zatímco v úrodnějších územích se přiklání k protierozním systémům pěstování plodin. Všechna využívaná protierozní opatření sledují stejný cíl, a to omezit půdní smyvy a s nimi spojené další negativní důsledky v podobě ohrožení půdní úrodnosti, zhoršení fyzikálně chemických vlastností půdy, zmenšování půdního profilu aj. Na druhé straně mohou některé zásahy přinášet i negativní dopady, spočívající ve zvýšeném zaplevelení pozemku nebo v možnosti vazby rizikových prvků na organické částice v půdě.

Do výzkumného sledování účinků protierozních zásahů je třeba pojmout co nejširší okruh vazeb na životní prostředí. Proto se VÚMOP Praha, zabývající se dlouhodobě otázkami eroze půdy, zaměřil ve svém výzkumu i na zjišťování ob-

sahu rizikových prvků v rostlinných produktech u jednotlivých způsobů pěstování plodin (J a n e č e k a kol., 1991).

MATERIÁL A METODA

Ke sledování rizikových prvků v protieročních osevních postupech byla využita výzkumná plocha v Pořešíně, která se nachází v podhůří Šumavy, v klimatickém regionu mírně chladném, v nadmořské výšce 568 m. Dlouhodobý průměr ročního úhrnu srážek dosahuje 715 mm a průměr denní teploty 6,7 °C. Pozemek je umístěn na svahu se sklonem 10,5° se severní expozicí. Je reprezentován hnědou půdou kyselou na pararule, středně hlubokou, co se týká půdního druhu, jde o půdu hlinitopísčitou až písčitohlinitou s průměrnou skeletovitostí 21 %.

Na pokusném pozemku byla každá z 36 parcel osazena záchytným zařízením přizpůsobeným ke zjištění povrchového odtoku a smyvu půdy. Předmětem zkoumání byly tři varianty ve třech opakováních v podobě čtyřhonných osevních postupů s těmito plodinami: ozimé žito – brambory – jarní oves – ozimá řepka a s pěstitelskými postupy uvedenými v tab. I. Dávky hnojiv byly aplikovány každoročně v souladu s metodikou (N e u b e r g a kol., 1985) na EVH 3,5 t.ha⁻¹.

Odběry vzorků půd z 10 až 15 cm hloubky a rostlin ke zjištění rizikových prvků byly provedeny v letech 1992 až 1993 v době sklizně. Pro chemickou analýzu smyvu byla použita splavená půda ze všech variant, kde byly pěstovány brambory, po dvou červnových přívalových deštích v roce 1993. Veškeré rizikové prvky byly zjišťovány ve výluhu 2M HNO₃, obsah Hg byl stanoven metodou TMA.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Stanovené obsahy rizikových prvků v půdě jednotlivých pokusných variant nedosahují hranice pozařadových hodnot, které uvádějí P o d l e š á k o v á , N ě m e č e k (1992), což ukazuje na umístění pokusu do krajiny bez většího antropologického vlivu.

Z porovnání hodnot rizikových prvků v půdě a v sedimentu vyplývá, že v půdním smyvu se vyskytuje vyšší koncentrace některých sledovaných prvků než v původní půdě. Dochází tedy podobně jako u hlavních živin (K o l á ř , 1984) k jevu, který je vyjádřen tzv. poměrem obohacení (ER). V tab. II je ER vypočten z průměrných obsahů rizikových prvků v půdě a sedimentu, získaných při přívalových deštích roku 1993.

Hodnoty ER téměř u všech sledovaných prvků korespondují s výsledky z literatury (N o v o t n ý , C h e s t e r s , 1989). Výsledky pokusů citovaných autorů vykazovaly též zvýšený obsah Pb, Zn, Cr a Ni v sedimentu oproti půdě, z níž

I. Charakteristika variant na pokusné ploše Pořešín – Characteristics of treatments on experimental plot at Pořešín

Plodina	Postup prací			Crop	Sequence of works		
	varianta 1 (protierozní)	varianta 2 (protierozní)	varianta 3 (klasický)		treatment 1 (antierosion)	treatment 2 (antierosion)	treatment 3 (classic)
Žito	kypření střední (2krát) po sklizni odklizení slámy	kypření střední orba střední po sklizni ponechání slámy	podmítka orba střední po sklizni odklizení slámy	Rye	medium loosening (2 times) after harvest removal of straw	medium loosening medium ploughing after harvest removal of straw	skimming medium ploughing after harvest removal of straw
Brambory	kypření mělké orba hluboká setí meziplodiny kypření střední (2krát) proorávka (2krát) vláčení herbicide nahrnutí	kypření střední (2krát) kypření mělké proorávka (4krát) vláčení nahrnutí	podmítka orba hluboká kypření mělké proorávka (2krát) vláčení herbicide nahrnutí	Potatoes	shallow loosening deep ploughing intercrop seeding medium loosening (2 times) re-ploughing (2 times) harrowing herbicide earthing-up	medium loosening (2 times) shallow loosening re-ploughing (4 times) harrowing earthing-up	skimming deep ploughing shallow loosening re-ploughing (2 times) harrowing earthing-up
Oves	kypření mělké	kypření střední	orba hluboká	Oats	shallow loosening	medium loosening	deep ploughing
Řepka	kypření střední	kypření mělké kypření střední	podmítka orba střední	Rape	medium loosening	shallow loosening medium loosening	skimming medium ploughing

II. Poměr obohacení sedimentu – The ratio of sediment enrichment

Prvek ¹	Obsah prvku ² (mg.kg ⁻¹)		ER
	v půdě ³	v sedimentu ⁴	
As	1,87	2,11	1,13
Cd	0,21	0,21	1,00
Co	1,10	1,22	1,11
Cr	1,58	2,55	1,61
Cu	1,61	2,10	1,31
Mo	0,33	0,28	0,85
Ni	0,77	0,27	0,35
Pb	1,45	1,73	1,19
Zn	7,20	39,55	5,49

¹element, ²content of element, ³in soil, ⁴in sediment

III. Poměry obohacení sedimentu v pokusných variantách – Ratios of sediment enrichment in experimental treatments

Prvek ¹	Varianta ²		
	1	2	3
As	1,38	1,30	0,71
Cd	0,91	1,36	0,65
Co	0,95	1,16	0,57
Cr	1,84	1,97	1,04
Cu	1,44	1,53	0,88
Mo	0,73	1,22	0,58
Ni	0,34	0,45	0,24
Pb	1,39	1,28	0,92
Zn	5,81	7,22	3,46

¹element, ²treatment

byl materiál splaven. V našem případě se nepotvrdil pouze poměr obohacení u Ni.

Posuzujeme-li ER u jednotlivých variant – osevních postupů (tab. III), projevuje se určité zvýšení poměru obohacení u variant 1 a 2, u kterých jsou uplatněny protierozní prvky. Lze usuzovat na vliv zvýšeného množství organické hmoty v půdě v protierozních osevních postupech nebo na zvýšený obsah jílových částic

IV. Průměrný obsah rizikových prvků u jednotlivých plodin v letech 1992 až 1993 (mg.kg⁻¹) –
Average content of risk elements in different crops in the years 1992 to 1993 (mg.kg⁻¹)

Prvek ¹	Varianta ²	Žito ³	Brambory ⁴	Oves ⁵	Řepka ⁶
As	1	0,01	0,05	0,10	0,01
	2	0,01	0,06	0,10	0,02
	3	0,01	0,06	0,08	0,01
Cd	1	0,05	0,06	0,02	0,04
	2	0,05	0,05	0,02	0,05
	3	0,05	0,04	0,02	0,05
Cr	1	0,11	0,05	0,05	0,05
	2	0,10	0,06	0,08	0,05
	3	0,06	0,05	0,10	0,06
Co	1	0,01	0	0	0,01
	2	0,01	0	0	0,01
	3	0,01	0	0	0,01
Cu	1	0,90	1,29	1,15	1,28
	2	1,21	1,03	1,29	1,35
	3	1,06	1,38	1,32	1,54
Hg	1	0	0,01	0	0,01
	2	0	0,01	0,01	0,01
	3	0	0,01	0,01	0,01
Mo	1	0,24	0,23	0,31	0,33
	2	0,26	0,22	0,25	0,31
	3	0,30	0,18	0,20	0,35
Ni	1	0,87	1,06	1,09	1,02
	2	0,72	0,94	1,12	0,86
	3	0,60	0,85	1,02	1,06
Pb	1	0,52	1,04	0,64	0,50
	2	0,72	0,88	0,55	0,39
	3	0,50	0,92	0,58	0,34
Zn	1	23,24	20,90	28,80	48,50
	2	22,00	20,91	27,32	52,20
	3	21,95	19,22	24,60	46,70

¹element, ²treatment, ³rye, ⁴potatoes, ⁵oat, ⁶rape

v sedimentu u variant s protierozními prvky. Obecné závěry v tomto směru by si však vyžadovaly dlouhodobější sledování při zabezpečení dostatečného množství dat rozšířených o některé kvalitativní ukazatele půdy a sedimentu.

K objasnění otázky, zda ovlivňují protierozní osevní postupy transfer rizikových prvků z půdy do rostlin, přispívají rozborů z let 1992 a 1993 pro jednotlivé plodiny (tab. IV). Obsahy prvků se vztahují u brambor na hlízy, u ovsa na celé rostliny a u řepky a žita na zrno. Statistickým hodnocením metodou analýzy rozptylu byla zjištěna významná závislost obsahu rizikových prvků na sledované plodině osevního postupu. U Pb se projevil statisticky významný vliv ročníku. Zvolený pěstitelský postup se u žádné varianty neodrazil v rozdílných hodnotách rizikových prvků plodin. Nepotvrdily se tedy obavy z vyššího obsahu rizikových prvků v rostlinách při použití půdoochranné technologie.

ZÁVĚR

Současné zemědělství se přiklání k omezenému zpracování půdy, které je z pohledu některých autorů (H e r m a n a kol., 1991) jednou z podmínek ekologické výroby. Zároveň podporuje nerušený mikrobiální život v půdě (V e g n e r , 1991), omezuje odnos půdy z pozemku (S o k o l o v á , 1990) a přináší i finanční úspory (P e s a n t et al., 1987).

Tendence protierozních opatření směřující k omezenému zpracování půdy a ke zvýšenému množství organických zbytků v půdě vedou k diskusím o možných negativních dopadech na kvalitu produkce. Dvouleté pokusy neprokázaly vliv protierozních prvků při pěstování plodin na zvýšený přísun rizikových prvků do rostlinných produktů.

Byly zjištěny poměry obohacení v sedimentech u rizikových prvků v sestupné řadě: Zn, Cr, Cu, Pb, As a Co. Naopak výrazné snížení koncentrace v sedimentu oproti původnímu materiálu vykázal Ni. Potvrzení vazby rizikových prvků na smytou půdu přináší další důvod k realizaci protierozních opatření, která poskytují záruku sníženého znečištění vodních toků a nádrží.

L i t e r a t u r a

- HERMAN, M. – PROCHÁZKOVÁ, B. – HRUBÝ, J.: Biologická farma v Rakousku. Úroda, 1991 (1): 30–31.
- JANEČEK, M. a kol.: Minimalizace projevů eroze a transportu jejich produktů. Metodika etapy 783-01-040, Praha, VÚMOP 1991: 52 s.
- KOLÁŘ, L.: Ztráty dusíku a fosforu erozními smyvy v povodí horní Vltavy a Malše. In: Sbor. Vys. Šk. zeměd. Fak. provoz. ekon. České Budějovice, Řada fyto techn., 1984 (2): 1–14.
- NEUBERG, J. a kol.: Komplexní metodika výživy rostlin. Met. Zavád. Výsl. Výzk. Praxe, 1985 (15): 231 s.

- PESANT, A. R. – DIONNE, J. L. – GENEST, J.: Soil and nutrient losses in surface runoff from conventional and no-till corn systems. *Can. Soil Sci.*, 67, 1987 (4): 835–843.
- PODLEŠÁKOVÁ, E. – NĚMEČEK, J.: Současný stav kontaminace půd rizikovými látkami. *Úroda*, 1992 (2): 247–248.
- NOVOTNÝ, V. – CHESTERS, G.: Delivery of sediment and pollutants from nonpoint sources: A water quality perspective. *J. Soil and Wat. Conserv.*, 1989 (6): 568–576.
- SOKOLOVÁ, I.: Uplatnění protierozní agrotechniky při pěstování brambor. In: Protierozní ochrana v zemědělství ve vztahu k životnímu prostředí. Praha, ČVZS ČSVTS 1990: 73–78.
- VEGNER, I.: Varianty alternativního zemědělství. *Úroda*, 39, 1991 (7): 314–315.

Došlo 18. 5. 1994

SOKOLOVÁ, I. (Research Institute for Soil and Water Conservation, Praha):
Effects of antierosion cultural practices on the quality of crop production.
Rostl. Výr., 40, 1994 (12): 1145–1151.

In the years 1992 to 1993 effects of antierosion technologies on the content of risk elements in soil and crops of crop rotation: rye – potatoes – oats – rape have been studied. In view of the incidence of risk elements in soil the trial was situated in the landscape with low anthropological influence. Experimental plot was represented by acid cambisol on paragneiss, loam sandy to sandy loam soil. All risk elements were determined in extract 2M HNO_3 , Hg content was ascertained by the TMA method.

Treatments of classic and two antierosion crop rotations which rotated in three replications did not show the effect of soil conservation processing on raised increase in risk elements into plant products. Statistically significant differences in the content of risk elements were manifested only between investigated crops regardless the technology chosen.

Simultaneously with it, the ratio of enrichment (*ER*) of sediment in trace elements was calculated. The highest *ER* values were achieved at Zn (5.5) and Cr (1.6). Concerning As, Co, Cu and Pb, there was only a slight increase in the content of washed away soil compared with the original material. Raised Ni concentration in the sediment was not recorded. Certain increase in the *ER* of risk elements in the sediment was manifested in treatments where antierosion practices were applied. This was evidently a result of increased content of clay particles in the sediment of treatments with antierosion applications.

Kontaktní adresa:

Ing. Irena S o k o l o v á, CSc., Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy,
Praha, pracoviště České Budějovice, Rudolfonská 80, 370 01 České Budějovice,
Česká republika, tel.: 038/731 24 60

Ústav zemědělských a potravinářských informací Praha

vydává

ZAHRADNICKÝ NAUČNÝ SLOVNÍK

Po více než 70 letech vychází v České republice zahradnický slovník v moderním pojetí, zahrnující nejen ovocnářství, zelinářství, květinářství, sadovnictví, školkařství, vinařství, léčivé rostliny, kultivované vyšší houby a zpracování ovoce a zeleniny, ale i pro zahradnictví důležité úseky botaniky, fyziologie, genetiky a šlechtění, nové zahradnické biotechnologie a ochranu zahradních plodin.

Předpokládaný rozsah slovníku je 4 až 5 dílů formátu A4 (každý rok počínaje rokem 1994 vyjde jeden díl). První díl bude mít 512 stran textu včetně pérovek a černobílých fotografií a 32 barevných tabulí.

Předpokládaná cena prvního dílu je 295 Kč (bez poštovného).

Závazné objednávky zasílejte na adresu:

Ústav zemědělských a potravinářských informací
Encyklopedická kancelář
Slezská 7
120 56 Praha 2

RAŠELINIŠTĚ JAKO INDIKÁTOR ZATÍŽENÍ PROSTŘEDÍ ATMOSFÉRICKÝMI IMISEMI

F. Havelka

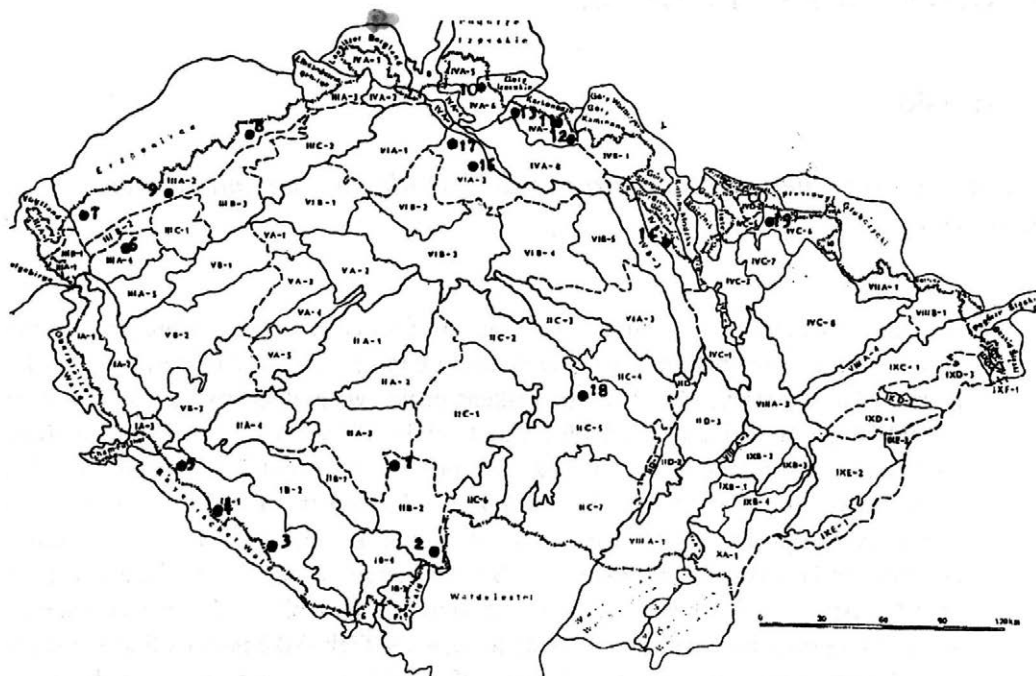
*Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha, Výzkumná stanice
Borkovice*

Byly shromážděny údaje o kontaminaci rašelinišť těžkými kovy a dalšími rizikovými prvky. Do průzkumu byla zařazena významná rašeliniště regionů charakterizujících různý stupeň atmosférické imisní zátěže. Získané údaje byly hodnoceny ve vztahu k typu rašelinišť, geomorfologické jednotce a nadmořské výšce. Pozornost byla zaměřena na hraniční hodnoty (minima a maxima), průměrné hodnoty za všechna ložiska, profily a rozložení v profilu. Kontaminace jednotlivých rašelinišť je na různém stupni. Nebyl prokázán jednoznačný vztah stupně kontaminace k typu rašeliniště ani nadmořské výšce (s výjimkou Pb). Stupeň kontaminace rašelinišť má vazbu na oblast, resp. na její imisní atmosférické zatížení. Nejnížší hodnoty sledovaných rizikových prvků byly zaznamenány na Šumavě, v Třeboňské pánvi a Slavkovském lese. Nejvyšší hodnoty vykazaly lokality Krušných hor, Jizerských hor, Krkonoš a Jičínské pahorkatiny.

Prohlubování poznatků o rizikových látkách v životním prostředí je stále aktuální, neboť úzce souvisí s lidským zdravím. Monitorování přírodního prostředí, a to jak složky biotické, tak abiotické, poskytuje obraz o stavu a vývojových trendech kontaminace prostředí.

Proces zatěžování přírodního prostředí cizorodými látkami je složité postihnout v časových závislostech, neboť chybí dostatek historických údajů. Z tohoto pohledu můžeme rašeliniště označit za nedocenená. Jejich různě mocný profil při stáří několika tisíc let není jen zdrojem informací o průběhu klimatických změn a šíření vegetace, ale také poskytuje obraz o postupu kontaminace prostředí cizorodými látkami. Z tohoto pohledu jsou zvláště ceněna rašeliniště nedotčená lidskou činností a málo ovlivněná minerálním podložím. K takovým patří především vrchoviště vyšších poloh, nezasazená přímou hospodářskou činností. Jejich význam jako monitorovacího stanoviště roste při jejich vazbě na hydrologii dané oblasti. Často se vyskytují v prameništích oblastech pitných vod. U nás byly v minulosti publikovány jen ojedinělé práce (H a v e l k a, 1990; B a s t l, D r b a l, 1992), více pozornosti je této problematice věnováno v zahraničí (W a n d t n e r, 1981; G l o s c h e n k o, 1988; P e u r a v u o r i, 1988; V e s t e r i n e n, 1988; W e i c a i, 1988).

1. Mapa geomorfologických celků (názvosloví a systematika podle Demka) – Map of geomorphological units with marking of observed peatlands (terminology and systematics after Demko)



Geomorfologický celek ¹		Rašeliniště ²	
označení ³	název ⁴	pořadové číslo ⁵	název ⁴
IB-1	Šumava	3	Mrtvý Luh
		4	Rokytecká slat'
		5	Nová Hůrka
IIB-2	Třeboňská pánev	1	Borkovická blata
		2	Žofina Huť
IIC-5	Křižanovská vrchovina	18	Velké Dářko
IIIA-2	Krušné Hory	7	U Zlatokopecké cesty
		8	Grünwald
		9	Načetín I., II.
IIIA-4	Slavkovský les	6	Krásno
IVA-6	Jizerské hory	10	Na Písčinách
IVA-7	Krконоše	11	Jeřábí louka
		12	Pančičské rašeliniště
		13	V Eliščině údolí
IVB-2	Orlické hory	14	Panské Pole
IVC-6	Zlatohorská vrchovina	15	Rejvíz
VIA-2	Jičínská pahorkatina	16	Karlovice
		17	Rokytnice (Vidlák)

¹geomorphological unit, ²peatland, ³designation, ⁴name, ⁵order number

MATERIÁL A METODA

Bylo prozkoumáno rašeliniště Borkovická blata, Žofina Huť, Mrtvý luh, Rokytická slať, Nová Hůrka, Krásno, U Zlatokopecké cesty, Nové Město, Grünwald, Načetín, Na písčinách, Jeřábí louka, Pančičské rašeliniště, V Eliščině údolí, Panské Pole, Rejvíz, Karlovice, Rokytnice, Velké Dářko (obr. 1). Byly odebrány vzorky v celých profilech rašelinišť včetně sapropelových horizontů a minerálního podloží, a to ve vrstvách 0–10, 10–20, 20–30, 30–50 cm a dále po 50 cm. Laboratorně byly analyzovány na mobilní a celkové obsahy As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Li, Mo, Mn, Ni, Pb a Zn. Jsou uvedeny celkové obsahy (totální rozklad směsí minerálních kyselin). Vzorky rašelin z profilu ložiska byly odebírány z kopané sondy (do 100 cm) a z hlubších vrstev komorovou sondou až na minerální podloží. Na lokalitách bez kamenitého podloží byl odebrán též vzorek z minerálního podloží. Z kopané sondy byly provedeny také odběry vzorků s následnými analýzami na základní chemické složení, fyzikální vlastnosti a biologickou aktivitu. Pro objektivní posouzení stupně kontaminace je z těchto údajů zvláště významná hodnota objemové hmotnosti redukované. Byl analyzován i rostlinný pokryv. Tyto údaje ani konkrétní hodnoty zjištěné v jednotlivých vrstvách sledovaných rašelinišť však pro omezený rozsah publikace nejsou uvedeny.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Při posuzování obsahů rizikových prvků se ukazuje vhodnější pracovat s hraničními hodnotami (maxima a minima) oproti průměrům, neboť lépe vystihují možná rizika a trendy vývoje. Rozsah naměřených minimálních a maximálních hodnot svědčí o značné rozdílnosti zatížení prostředí rašelinišť rizikovými prvky (tab. I). Maximální hodnoty vyhodnocené podle navržených maximálně přípustných obsahů (v závislosti na objemové hmotnosti redukované) nesvědčí o aktuálním nebezpečí kontaminace rašelinišť samotných ani výrobků z rašelin.

Získané hodnoty vykazují relativně větší výskyt maximálních hodnot v rašeliništích Krušných hor, Krkonoš, Jizerských hor, Orlických hor a Jičínské pahorkatiny oproti rašeliništím Šumavy, Třeboňské pánve a Slavkovského lesa. Ve sledovaných lokalitách byly zaznamenány maximální hodnoty některých a minimální jiných prvků. Např. v Jizerských horách byla zaznamenána nejvyšší hodnota Be a Pb, ale nejnižší Cr. V Křížanské vrchovině byl zaznamenán nejvyšší obsah Zn a nejnižší Mn, Mo a Hg (tab. II).

Na rozložení výskytu některých prvků v jednotlivých vrstvách profilu rašelinišť je patrná jejich vazba, resp. imobilizace huminovými kyselinami. Týká se to Pb, Zn a Cd, u nichž obsah s hloubkou profilu klesá (tab. III). Výjimku tvoří rašeliniště Krásno, kde jsou obsahy v celém profilu (mocnost 5 m) vyrovnané a u Pb velmi nízké. Výraznější je tento projev na hlubších lokalitách (přes 1 m

I. Rozsah celkových obsahů rizikových prvků v rašeliništích ČR (mg.kg^{-1} sušiny) – Range of total contents of risk elements in peatlands of the CR (mg.kg^{-1} of dry matter)

Prvek ¹	Obsah ²	
	min	max
As	0,05	24,50
Be	0,02	5,76
Cd	0,01	3,04
Co	0,10	15,30
Cr	0,17	18,47
Cu	0,87	31,60
Hg	0,10	0,80
Li	0,05	6,08
Mo	0,00	12,10
Mn	2,30	133,80
Ni	1,08	50,40
Pb	0,24	284,00
Zn	4,00	198,10

¹element, ²content

mocnosti), kde nedochází k výraznějšímu ovlivnění profilu minerálním podložím, což demonstrují analýzy 5,5 m hlubokého profilu rašeliniště Mrtvý Luh, Borkovická blata (5 m), Načetín (4,8 m), Na písčínách (4 m), Nová Hůrka (3,75 m), Rejvíz (3,5 m), Rokytecká sláť (3,3 m) a dalších.

Výjimku mohou tvořit ložiska s výskytem horizontů s minerální příměsí (přepravená apod.), což potvrzuje profil rašeliniště Velké Dářko s výrazným zvýšením Pb, Zn a Mn v horizontu 300–350 cm. Jednou z pracovních hypotéz bylo prověření vlivu typu rašeliniště na výskyt sledovaných prvků. Ze získaných údajů nevyplyvá jednoznačný závěr o vztahu typu rašeliniště k obsahu sledovaných prvků. Výraznější je vliv místa, resp. oblasti výskytu (tab. IV).

Pro další sledování a vyhodnocování vlivu imisí na půdní prostředí jsou velmi cenné hodnoty získané z celých profilů. Tyto průměrné hodnoty jsou výrazně ovlivněny hloubkou profilu zejména u prvků s nižší mobilitou; v hlubších vrstvách jsou obsahy sledovaných prvků zcela zanedbatelné. Náznornější pohled týkající se vlivu atmosférických imisí na prostředí podávají hodnoty získané z povrchové vrstvy o mocnosti 20 cm (tab. V). Údaje potvrzují obecně nízké zatížení povrchových vrstev rašelinišť rizikovými prvky, nejnižší kontaminaci vykazuje Šumava, Třeboňská pánev a zejména Slavkovský les.

II. Minimální a maximální celkové obsahy rizikových prvků v profilech rašeliníšť podle geomorfologických celků (mg.kg^{-1} sušiny) – Minimum and maximum total contents of risk elements in profiles of peatlands according to geomorphological units (mg.kg^{-1} of dry matter)

Prvek ¹	Geomorfologický celek ²																			
	Šumava		Třeboňská pánev		Křižanovská vrchovina		Krušné hory		Slavkovský les		Jizerské hory		Krkonoše		Orlické hory		Zlatohorská vrchovina		Jičínská pahorkatina	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
As	0,05	4,16	0,69	5,59	1,05	10,71	1,86	17,07	0,09	2,19	0,12	11,24	0,15	9,25	1,16	7,71	0,66	6,99	1,47	24,50
Be	0,02	0,33	0,05	0,41	0,86	1,41	0,05	4,40	–	–	1,45	5,76	0,91	5,12	0,53	5,43	1,02	1,50	0,64	5,10
Cd	0,06	1,59	0,05	0,89	0,48	1,45	0,26	3,04	0,09	1,33	0,10	1,36	0,12	2,02	0,20	0,96	0,61	2,43	0,25	1,46
Co	0,31	6,89	0,31	4,43	0,40	7,81	0,10	3,88	0,25	2,78	2,24	14,80	0,12	8,34	5,43	2,68	1,56	2,94	4,18	15,30
Cr	0,73	9,49	1,55	8,27	0,31	16,13	1,83	11,52	0,33	14,38	0,17	3,97	1,14	18,47	9,82	4,92	1,03	10,88	1,24	19,07
Cu	0,87	21,10	1,61	19,50	1,16	16,44	2,58	31,60	1,19	21,66	5,15	20,89	3,66	24,31	6,31	2,83	3,08	9,50	4,37	14,88
Hg	0,10	0,60	0,10	0,80	0,10	0,80	0,10	0,60	0,10	0,50	0,10	1,00	0,10	0,49	0,46	0,30	0,60	0,90	0,10	0,80
Li	0,05	5,67	0,12	0,87	0,07	4,73	0,11	1,43	0,25	5,11	0,12	0,81	0,08	2,76	0,30	0,15	0,11	1,00	0,79	6,08
Mo	0,10	8,60	0,10	0,70	0,00	3,00	0,10	5,10	0,10	1,40	0,10	4,40	0,15	3,30	0,55	0,30	0,10	1,00	1,00	12,10
Mn	4,40	88,30	7,42	49,99	1,30	61,60	5,40	125,20	2,95	29,7	11,60	40,30	5,9	51,70	51,85	13,60	5,24	19,34	29,70	83,00
Ni	1,08	19,80	2,68	16,40	2,42	31,24	4,47	31,36	0,56	10,77	3,10	14,48	1,68	16,98	6,18	1,82	3,49	10,90	3,04	50,40
Pb	1,00	129,80	0,24	56,60	4,70	158,00	2,20	253,30	2,83	14,04	2,50	284,00	3,1	247,40	24,92	4,60	6,50	116,80	1,50	85,40
Zn	4,20	100,00	6,94	43,60	4,60	198,10	4,10	111,20	29,20	39,80	4,00	64,50	5,6	63,60	29,30	5,40	6,80	136,10	6,10	68,50

¹element, ²geomorphological unit

III. Maximální hodnoty zjištěné v profilech všech sledovaných lokalit (celkový obsah v mg.kg^{-1} sušiny) – Maximum values found in profiles of all investigated localities (total content in mg.kg^{-1} of dry matter)

Vrstva ¹ (cm)	Prvek ²		
	Pb	Zn	Cd
0–10	284,6	136,1	2,43
10–20	253,3	129,3	2,29
20–30	225,7	95,9	1,10
30–50	164,1	104,5	1,93
50–100	88,4	56,5	1,87
100–150	43,4	37,0	2,21
150–200	24,7	28,8	1,03
200–250	26,9	39,8	0,62
250–300	25,8	37,6	0,71
300–350	19,1	198,1	1,02
350–400	15,2	33,0	3,04
400–450	24,7	38,8	0,66
450–500	16,5	31,9	1,33
500–550	22,3	13,4	0,52
550–600	16,7	13,3	0,66
600–650	4,7	13,7	0,69

¹layer, ²element

IV. Minimální, maximální a průměrné celkové obsahy (mg.kg^{-1} sušiny) podle typu rašeliniště – Minimum, maximum and average total contents (mg.kg^{-1} of dry matter) according to the type of peatland

Prvek ¹	Typ rašeliniště ²								
	slatiniště ³			přechodové ⁴			vrchovištní ⁵		
	min	max	0	min	max	0	min	max	0
As	0,69	24,50	4,54	0,29	7,71	2,57	0,05	17,07	8,92
Be	0,08	5,10	1,28	0,05	5,43	1,48	0,02	5,76	1,24
Cd	0,05	1,46	0,38	0,17	0,96	0,49	0,07	3,04	0,69
Co	0,31	12,37	5,43	0,31	8,94	3,36	0,10	14,80	2,11
Cr	1,24	19,07	6,47	0,76	19,87	4,87	0,17	18,47	4,44
Cu	1,61	14,88	7,28	0,87	19,50	5,98	0,96	31,60	8,46
Hg	0,10	0,80	0,36	0,10	0,80	0,35	0,07	0,90	0,26
Li	0,24	6,08	1,60	0,12	0,66	0,30	0,05	5,11	0,62
Mo	0,10	12,10	1,60	0,10	0,80	0,43	0,10	8,60	1,19
Mn	7,42	83,00	37,67	8,19	133,80	28,74	1,30	125,20	20,68
Ni	2,68	50,40	14,26	1,08	15,60	13,31	0,56	31,36	8,68
Pb	1,43	85,40	20,08	0,24	89,49	23,54	1,00	284,60	51,92
Zn	6,10	68,50	19,10	4,20	66,00	32,52	4,00	136,10	34,16

¹element, ²type of peatland, ³moorland, ⁴transient, ⁵sphagnum

V. Celkové obsahy ve vrstvě 0–20 cm (mg.kg^{-1} sušiny) – Total contents in a layer of 0–20 cm (mg.kg^{-1} of dry matter)

Geomorfologický celek ¹	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Li	Mo	Mn	Ni	Pb	Zn
Šumava	2,34	0,08	0,81	1,65	2,44	9,46	0,20	0,17	1,73	10,96	3,44	80,71	72,12
Třeboňská pánev	3,32	0,09	0,57	2,14	4,01	11,76	0,47	0,32	0,52	12,68	6,93	39,73	30,79
Křižanovská vrchovina	4,20	1,08	1,43	2,16	4,22	15,15	0,50	0,20	0,55	16,95	7,09	75,45	65,70
Krušné hory	11,34	0,82	1,20	0,86	5,19	19,41	0,24	0,65	0,26	27,37	7,98	127,90	81,98
Slavkovský les	0,56	–	0,09	0,58	0,85	2,71	0,30	0,20	0,15	2,96	0,87	3,15	81,99
Jizerské hory	7,58	1,60	1,37	5,90	3,03	14,10	0,45	0,54	0,62	35,15	12,47	191,95	58,30
Krkonoše	4,20	1,84	1,62	1,89	9,66	14,35	0,33	0,50	0,77	17,02	7,27	149,68	49,50
Orlické hory	6,25	2,12	0,58	6,33	10,44	7,91	0,50	0,28	0,60	14,60	5,11	52,35	32,45
Zlatohorská vrchovina	5,28	1,47	2,36	1,95	5,54	6,91	0,65	0,24	0,50	7,11	7,62	119,40	132,70
Jičínská pahorkatina	9,09	1,99	1,05	9,92	16,18	10,94	0,37	3,73	2,62	71,58	23,51	63,10	60,93

¹geomorphological unit

VI. Kontaminace rašelinistní vrstvy 0–20 cm ve vztahu k nadmořské výšce (mg.kg^{-1} sušiny) – Contamination of peatland layer 0–20 cm in relation to the altitude (mg.kg^{-1} of dry matter)

Prvek ¹	Nadmořská výška ² (m)							
	200– –300	400– –500	600– –700	700– –800	800– –900	900– –1 000	1 000– –1 100	1 200– –1 400
As	9,09	3,32	4,2	3,16	9,72	5,78	3,10	8,39
Be	1,99	0,09	1,08	1,22	0,98	1,31	0,11	2,13
Cd	1,05	0,57	2,87	0,86	1,12	0,92	1,37	2,85
Co	9,93	2,14	2,17	2,63	2,27	1,08	2,12	4,88
Cr	16,18	4,02	4,22	4,73	5,11	5,75	2,71	9,11
Cu	10,94	10,51	6,16	8,83	11,30	9,01	5,95	16,41
Hg	0,38	0,48	0,50	0,40	0,38	0,30	0,10	0,44
Li	3,74	0,33	0,21	0,21	0,55	0,63	0,12	0,40
Mo	2,63	0,53	0,55	0,43	0,36	0,93	4,05	0,30
Mn	71,58	12,68	16,95	7,52	29,28	21,72	–	20,55
Ni	23,52	6,93	7,09	4,11	7,82	9,08	4,14	8,65
Pb	63,10	39,73	75,45	56,34	111,25	135,46	144,55	183,71
Zn	60,93	30,79	65,70	85,66	75,25	58,80	60,30	57,75

¹element, ²altitude

VII. Navržené maximálně přípustné obsahy rizikových prvků v organických půdách a rašelinách (celkový obsah v mg.kg^{-1} sušiny) – Suggested maximum admissible contents of risk elements in organic soils and peatlands (total content in mg.kg^{-1} of dry matter)

Prvek ¹	Objemová hmotnost redukována ² (g.l^{-1})							
	100	200	300	400	500	600	700	800
As	360,0	180,0	120,0	90,0	72,0	60,0	51,4	45,0
Be	84,0	42,0	28,0	21,0	16,8	14,0	12,0	10,5
Cd	4,8	2,4	1,6	1,2	1,0	0,8	0,7	0,6
Co	300,0	150,0	100,0	75,0	60,0	50,0	42,8	37,5
Cr	1 200,0	600,0	400,0	300,0	240,0	200,0	171,4	150,0
Cu	720,0	360,0	240,0	180,0	144,0	120,0	102,8	90,0
Hg	9,6	4,8	3,2	2,4	1,9	1,6	1,4	1,2
Mo	60,0	30,0	20,0	15,0	12,0	10,0	8,6	4,3
Ni	720,0	360,0	240,0	180,0	144,0	120,0	102,8	90,0
Pb	1 200,0	600,0	400,0	300,0	240,0	200,0	172,0	86,0
Zn	1 560,0	780,0	520,0	390,0	312,0	260,0	222,8	195,0

¹element, ²reduced bulk density

Z posouzení průměrných obsahů sledovaných prvků ve vztahu k nadmořské výšce zaznamenáváme pouze u Pb určitou závislost, a to ve smyslu vyššího výskytu v nadmořských výškách na 1 000 m (tab. VI).

Pro objektivní posouzení obsahů rizikových prvků v minerálních a organických půdách, resp. v rašelinách je nutné vycházet z jednotného ukazatele, kterým je v tomto případě objemová hmotnost redukována. Její hodnota se výrazně liší podle typu a druhu půdy nebo zeminy, eventuálně z nich vyrobených pěstitelských substrátů. Pro růst rostlin stejně jako pro působení rizikových prvků a dalších složek půdního substrátu je významnější jeho objem než hmotnost. Pro organické půdy a rašeliny nelze mechanicky přijmout maximální přípustné obsahy rizikových prvků platné pro minerální půdy, byly proto navrženy pro organické půdy a rašeliny maximálně přípustné hodnoty ve vazbě na objemovou hmotnost redukovanou (tab. VII).

Literatura

- BASTL, J. – DRBAL, K.: Obsah těžkých kovů v rašelinách. 1992.
- GLOSCHENKO, W. A.: Biomonitoring the atmospheric deposition of metals across Canada using *Sphagnum fuscum* Moss. Proc. VIII. Int. Peat Congr. Sec. I, Leningrad, 1988.
- HAVELKA, F.: Ekologické aspekty využití Československého rašelinného fondu. [Závěrečná zpráva.] Praha, VÚMOP 1990.
- PEURAVUORI, J.: Inorganic constituents in Finnish peatlands. Proc. VIII. Int. Peat Congr. Sec. IV, Leningrad, 1988.
- VESTERINEN, R.: The effects of peat properties on the emissions and the efficiencies in district heating plants. Proc. VIII. Int. Peat Congr. Sec. II, Leningrad, 1988.
- WANDTNER, R.: Indikační vlastnosti rašelinišť v SRN pro imise těžkých kovů. [Dizertace.] Frankfurt, 1981. – Bot. Inst. Univ. J. W. Göthe.
- WEICAI, Z.: Content and distribution of trace elements in a well development peat bog. Proc. VIII. Int. Peat Congr. Sec. IV, Leningrad, 1988.

Došlo 18. 5. 1994

HAVELKA, F. (Research Institute for Soil and Water Conservation, Praha, Research Station Borkovice):

Peatland as an indicator of loading of the environment with atmospheric immissions.

Rostl. Výr., 40, 1994 (12): 1153–1162.

Data on peatland contamination with heavy metals and other risk elements were collected in the contribution. The research included important peatlands of the regions characterizing various degree of atmospheric immission loading. The following peatlands were studied: Borkovická blata, Žofina Huť, Mrtvý luh, Rokytecká slať, Nová Hůrka, Krásno, U Zlatokopecské cesty, Nové Město, Grünwald, Načetín, Na písčinách, Jeřábí

louka, Pančičské rašeliniště, V Eliščině údolí, Panské Pole, Rejvíz, Karlovice, Rokyt-nice, Velké Dářko. Samples were taken from overall profiles of peatlands, including sapropel horizons and mineral parent rock, that is in layers of 0–10, 10–20, 20–30, 30–50 and 50 cm in each layer. The samples were analyzed for mobile and total contents of As, Be, Cd, Cr, Cu, Hg, Li, Mo, Mn, Ni, Pb and Zn. In addition, the analyses were supplemented with another chemical composition, physical properties (to a depth of 1 m), biological activity (0–30, 30–50, 50–100 cm) and chemical analyses of major representatives of plant cover. This part includes exclusively total contents of the studied elements.

The results obtained were assessed to the relation of the type of the peatland, geomorphological unit, altitude. Attention was paid to the limit values (minima and maxima), average values for all bearings, profiles and distribution in the profile.

The results confirm that the peatlands (especially sphagnum-peat in the original conditions) are excellent indicators of loading of the environment with immissions. They can be considered as indicators of accumulation of contaminants released to the biosphere.

Contamination of individual peatlands is of various degrees. Neither unambiguous relation of the degree of contamination to the type of peatland, nor to altitude (except Pb) was confirmed. The degree of contamination of peatlands is associated with the region or with its atmospheric immisions. The lowest values of studied risk elements were recorded in the Šumava Mountains, Třebočská pánev and Slavkovský les (for-est). The highest values were reported from Krušné hory, Jizerské hory (mountains), Krkonoše and Jičínská pahorkatina (upland).

Out of studied contents of risk elements, the immobilizing effect of humin acids was recorded in Pb, Zn and Cd. The content of these elements was reducing conspicuously with the depth of peatland profile.

The maximum available contents of risk elements in peatland soils and peats were suggested in relation to the reduced bulk density.

Kontaktní adresa:

Ing. František H a v e l k a , CSc., Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy,
Praha, Výzkumná stanice, 391 81 Borkovice, Česká republika, tel. 0363/856 32,
fax: 0363/88 22

ČISTICÍ ÚČINEK PŮDY PŘI PODPOVRCHOVÉ ZÁVLAZE ODPADNÍMI VODAMI

J. Šálek, I. Elazizy

Ústav vodního hospodářství krajiny, FAST VUT, Brno

Podpovrchové způsoby řešení podrobné závlahy odpadními vodami mají proti jiným způsobům řešení podrobné závlahy přednost v minimálním styku pracovníků a pěstovaných plodin s odpadní vodou, provoz závlahy je možné plně automatizovat. Závlahová zařízení podpovrchové závlahy v podstatě neovlivňují způsob hospodaření na půdě. Předložená práce řeší dosud málo propracovanou problematiku čisticího účinku půdy při podpovrchové závlaze a její vliv na kvalitu podzemních vod. Dosažené výsledky potvrzují vhodnost a oprávněnost navrženého způsobu řešení podrobné závlahy.

Podpovrchové způsoby závlahy odpadními vodami spočívají v přívodu vody potrubím do kořenové zóny rostlin. K rozdělování vody používáme perforovaná potrubí a drény, mikroporézní trubky, zařízení bodové a kapkové závlahy apod. Vytékající voda vytváří zónu kapilárně zavěšené vody, ze které jsou zásobovány kulturní rostliny. Zavlažovací potrubí se ukládají mělce do podorniční vrstvy půdy. Rozchod zavlažovacích potrubí se navrhuje 1 až 3 m podle hydraulických vlastností půdy.

Při přetížení odpadní vodou (vysokých závlahových dávkách) v důsledku vysokých dešťových srážek vyskytujících se po závlaze může dojít k infiltraci odpadní vody až do podzemních vod. Při filtraci odpadní vody půdou probíhá její čištění a současné zachycení a odbourání nečistot. Organické látky jsou postupně rozkládány a mineralizovány přirozenými samočisticími půdními procesy, uvolněné živiny, zejména dusík a fosfor, jsou využívány rostlinami současně se závlahovou vodou.

Předností podpovrchové závlahy je minimální styk s odpadní vodou, což z hygienického hlediska umožňuje téměř neomezené využívání odpadních vod. K závlaze používáme splaškové a vhodné průmyslové odpadní vody. Nevhodné jsou odpadní vody s vysokým organickým znečištěním z provozů živočišné výroby a zcela nepoužitelné jsou odpadní vody s obsahem toxických látek překračujícím přípustnou koncentraci podle ON 73 6962, odpadní vody z infekčních oddělení apod. Před závlahovým využitím k podpovrchové závlaze je nezbytné odpadní vodu minimálně mechanicky vyčistit.

MATERIÁL A METODA

Výzkumné práce jsme uskutečnili na dvou modelových zařízeních umožňujících vytvoření přesně definovaných podmínek a usnadňujících průběh sle-

dování. Model A tvoří nádrž s půdním profilem o rozměrech 1 080 x 600 x 160 mm s uložením zavlažovacího potrubí v hloubce 200 mm. V dolní části modelu jsou osazené tři jímací drény na zachycení filtrátu. Modely byly plněné půdou písčitou, hlinitopísčitou a hlinitou. K dispozici byly dva shodné modely, výzkum probíhal souběžně při závlaze vodovodní a odpadní vodou. K závlaze byla použita splašková odpadní voda po mechanickém čištění. Modely byly zatěžovány 0,027 m³ vody, konstantní výtok otvorem v drénu o průměru 2 mm zajišťoval přívod vody o konstantním tlaku. Při výzkumu jsme měřili průtok, šíření čela navlažení a jímali filtrát. Modely byly zatěžovány jeden měsíc po naplnění.

Pro zmenšení negativního účinku okrajových podmínek jsme vybudovali velkoobjemový model typu B o rozměrech 4 000 x 900 x 400 mm. Dno modelu je vypádováno do sedmi odběrných míst (O₁ až O₇) s odběrným drénem opatřeným síťovinou a filtračním obšypem. K rozdělování vody slouží navlažovací potrubí z PVC DN 50 mm s výtokovým otvorem o průměru 2 mm vybaveným krytkou proti ucpání půdou. V modelu byla použita tři navlažovací potrubí (D₁ až D₃) uložená v hloubce 200 mm a o rozchodu 1 000 mm. Navlažovací potrubí bylo připojeno k Mariottovým lahvím zajišťujícím konstantní minimální přetlak. K měření průběhu navlažení byl použit kapacitní vlhkoměr vyvinutý v ČVUT Praha. Měřili jsme v devíti sondách (SI až SIX) vyztužených trubkou z PVC DN 40 mm. Vlhkoměr byl kalibrován gravimetrickou metodou pro konkrétní podmínky a půdy. Na závěr každého pokusu jsme měřili vlhkost gravimetricky. Uspořádání modelu je znázorněno na obr. 1.

Velkoobjemový model byl v první etapě naplněn písčitou půdou, v druhé etapě hlinitou půdou. Podrobně byly stanoveny základní fyzikální parametry půd, které uvádějí Š á l e k , E l a z i z y (1993). Model byl zatěžován vodou z Kníničské přehrady a čerstvou mechanicky čištěnou splaškovou odpadní vodou ze sídliště Kohoutovice. Do každého ze tří drénů bylo přivedeno 0,066 m³ vody, v průběhu filtrace byl měřen průtok vody, rychlost šíření čela navlažení a změny vlhkosti v půdním profilu v závislosti na čase. Příklad průběhu navlažování půdního profilu písčitých půd je znázorněn na obr. 2. Průběžně jsme zachycovali filtrát z jednotlivých odběrů a stanovili jsme jeho složení a vyhodnotili příslušné změny.

VÝSLEDKY A DISKUSE

V rámci šetření jsme sledovali jednak čistící účinek půdy při filtraci odpadních vod, jednak jsme stanovovali optimální rozchody zavlažovacích potrubí. Druhá část řešení není předmětem příspěvku. Při výzkumu čistícího účinku jsme se zaměřili na základní ukazatele znečištění: BSK₅, CHSK(Cr), amoniak, fosforečnany, dusičnany, pH, vápník, hořčík. U menšího počtu šetření jsme zjišťovali nerozpuštěné látky, sodík, draslík, sírany, chloridy a vybrané ukazatele bakteriálního znečištění. Čistící účinek jsme vypočítali ze složení odpadní vody a fil-

I. Čistící účinek půdy (v %) při podpovrchové závlaze splaškovými odpadními vodami (písečné půdy) – Purifying effect of soil (in %) in subsurface irrigation by sewage waste waters (sandy soils)

Odběr ¹	Sekce ²	CHSK (Cr)	BSK ₅	Ca ²⁺	Mg ²⁺	NH ₄ ⁺	PO ₄ ³⁻	NO ₃ ⁻
21. 9. 1993 (10 h)	1	95,31	99,00	164,98	-43,38	99,08	95,87	-201,9
	2	92,19	99,00	8,36	-3,21	95,78	95,87	-151,17
	3	96,87	98,77	-8,32	-11,59	97,25	95,87	-139,85
	4	93,75	99,00	24,99	-25,78	97,80	94,63	-81,91
	5	x	99,00	16,67	-32,25	98,16	95,45	-246,60
	6	93,75	99,75	-24,98	-32,25	95,60	95,87	-175,29
	7	92,18	97,28	-24,98	61,30	98,90	95,28	-134,41
21. 9. 1993 (14 h)	1	87,50	82,29	-8,32	-32,25	99,27	95,87	-996,17
	2	90,63	97,06	-8,35	-67,72	99,34	95,87	-1 988,82
	3	96,87	93,66	-21,66	-51,60	99,38	x	-996,17
	4	81,25	81,35	50,02	112,89	99,27	x	-1 559,26
	5	90,63	97,28	0	-61,27	99,00	x	-996,17
	6	87,50	73,91	33,35	-72,89	99,27	x	-624,26
	7	93,75	99,52	-66,65	51,62	99,59	x	-123,82
22. 9. 1993 (24 h)	1	85,07	92,18	-16,67	19,36	99,54	95,04	-607,79
	2	86,73	82,89	-74,96	22,60	99,52	95,87	-449,41
	3	83,41	84,44	-83,32	-29,02	99,26	x	-946,91
	4	81,75	79,89	-41,66	-58,03	99,30	x	-4 067,79
	5	86,73	76,13	-79,92	5,17	99,63	x	-488,68
	6	76,78	47,46	24,98	36,13	99,53	x	-37,94
	7	91,71	88,71	-13,31	30,98	99,63	x	-436,91

x) nesledováno – not investigated

¹collection, ²section

Čistící účinek půdy činil u amoniaku 96,3 – 98,3 – 99,9 %, u CHSK(Cr) 56,8 – 80,9 – 85,2 % a u BSK₅ 44,4 – 77,7 – 87,4 % (prvé hodnoty platí pro písčité, druhé pro hlinitopísčité a třetí pro hlinité půdy). Z výsledků šetření vyplývá, že i při přetížení odpadní vodou je čistící účinek půdy při velmi krátké filtrační výšce 0,40 m u hlinitopísčitých a hlinitých půd dobrý. K intenzivnímu vyplavování dochází u vápníku, hořčíku a dusičnanů. Výsledky nepochybně ovlivňují i hladké stěny modelu, u nichž dochází k rychlejšímu proudění.

Kapacitní nedostatky předchozího modelu odstraňuje model B. Na rozdíl od předchozího modelu byl zatěžován nejprve přehradní vodou a potom postupně

II. Čisticí účinek půdy při podpovrchové závlaze přehradní vodou a splaškovými odpadními vodami (hlinité půdy, závlaha třemi zavlažovacími potrubími) – Purifying effect of soil in subsurface irrigation by dam water and sewage waste waters (loamy soils, irrigation by three irrigation lines)

Kvalitativní ukazatele ¹	Přehradní voda ²		Odpadní voda ³			
			1. dávka ⁶		2. dávka	
	složení filtrátu ⁴ (g.m ⁻³)	čisticí účinek ⁵ (%)	složení filtrátu (g.m ⁻³)	čisticí účinek (%)	složení filtrátu (g.m ⁻³)	čisticí účinek (%)
pH	7,15	–	7,74	–	7,48	–
NH ₄ ⁺	0,35	–600,0	0,46	99,0	0,43	99,1
NO ₃ ⁻	73,0	-7 200	25,9	-2 490	61,6	-6 060
SO ₄ ²⁻	76,0	-11,8	74,0	33,3	86,0	35,3
Cl ⁻	31,0	-19,2	35,0	63,2	55,0	54,2
PO ₄ ³⁻	0,2	-35,7	0,61	96,7	0,38	98,4
Ca ²⁺	137,9	-169,9	193,8	-176,5	192,3	-141,9
Mg ²⁺	20,9	-102,9	28,3	-79,1	30,4	-87,7
Nerozpustné látky ⁷	18,0	-125,0	77,0	-24,2	23,0	67,1
CHSK	23,0	17,9	23,0	89,2	34,0	86,0
BSK ₅	2,0	0	3,0	96,6	1,0	98,8
Na ⁺	5,8	61,7	10,1	88,1	8,7	91,0
K ⁺	5,2	17,5	11,3	33,1	7,2	58,4

Záporné hodnoty vyjadřují vyplavování kvalitativního ukazatele – Negative values express outwash of qualitative indicator

¹indicators of quality, ²dam water, ³waste water, ⁴composition of filtrate, ⁵purifying effect, ⁶dose, ⁷insoluble substances

třemi dávkami splaškové odpadní vody ve 14denních intervalech. Vypočtené hodnoty čisticího účinku pro jednotlivé sekce a písčité půdy jsou uvedené v tab. I. Závlaha začala v 8,00 h, první filtrát byl odebrán v 10,0 h, druhý ve 14,0 h a třetí po 24 h. Z výsledku výzkumu vychází poměrně vysoký čisticí účinek u všech rozhodujících ukazatelů, pouze mezi drénem D₁ a jímácím zařízením č. 6 postupně vznikl zkratový proud, který způsobil nižší čisticí účinek, rovněž i v tomto případě však dochází k intenzivnímu vyplavování dusičnanů. Vysoké procento uvolňovaných dusičnanů vyplývá z nízkého obsahu dusičnanů v odpadní vodě. Poutání amoniaku je vysoké a blíží se 100 %, obdobné je to i v případě fosforečnanů. Vysoký čisticí účinek je i u bakterií *Coli*.

Podobný výzkum jsme uskutečnili na stejném zařízení s hlinitými půdami. Půdní profil byl rovněž nejprve zavlažen přehradní vodou a jeden měsíc po této závlaze následovaly dvě závlahové dávky mechanicky čištěné splaškové odpadní vody. V tab. II uvádíme složení filtrátů z jednotlivých pokusů a čistící účinek půdy při filtraci přehradní a splaškové vody. Z výsledků šetření jednoznačně vyplývá příznivý čistící účinek u všech sledovaných indikátorů znečištění, zejména u BSK₅, amoniaku a fosforečnanů, který ve všech těchto případech převyšuje 98 %. K vyplavování dochází u vápníku, hořčíku a dusičnanů. Vysoké procento vyplavování dusičnanů je dáno jejich nízkým obsahem v přehradní vodě odebírané ze dna Kníničské údolní nádrže a v čerstvé odpadní vodě. V obou případech byl obsah dusičnanů těsně pod 1 g.m⁻³. K vyplavování dusičnanů docházelo při filtraci všech druhů vod.

Z výsledků výzkumu jednoznačně vyplývá, že čistící účinek lehkých a středních půd při podpovrchové závlaze je velmi dobrý. Zvýšené hodnoty dusičnanů budou v praxi eliminovány jejich odběrem vegetací. Při správně zvoleném závlahovém režimu běžně nedochází k filtraci do podzemních vod. Dosažené výsledky prokazují, že i v kritických případech je půda schopná kvalitně vyčistit odpadní vodu. V půdě dochází k téměř 100% poutání amoniaku a fosforečnanů, které následně využívají kulturní plodiny. Celkově je možné konstatovat, že podpovrchová závlaha odpadními vodami z hlediska zemědělského a hygienického je vhodným způsobem a má proti ostatním řešením podrobné závlahy řadu předností, pro které jej doporučujeme využívat.

L i t e r a t u r a

ŠÁLEK, J.: Závlahy odpadními vodami venkovských sídlišť a jejich vliv na životní prostředí. [Výzkumná zpráva.] Brno, VUT 1992: 42 s.

ŠÁLEK, J. – ELAZIZY, I.: Závlahy odpadními vodami venkovských sídlišť a jejich vliv na životní prostředí. [Výzkumná zpráva.] Brno, VUT 1993: 26 s.

ON 73 6962. Závlahy odpadními vodami a kejdou. 1983.

Došlo 18. 5. 1994

ŠÁLEK, J. – ELAZIZY, I. (Institute of Water Management of Landscape, FAST, University of Technology, Brno):

Purifying effects of soil in subsurface irrigation by waste waters.

Rostl. Výr., 40, 1994 (12): 1163–1169.

Subsurface ways of irrigation by waste waters consist in balanced water supply into the root zone of cultivated crops. Irrigation equipment is used for distribution of water and consists of the perforated line and drains made of plastic materials, micro-porous tubes, equipment of point and trickle irrigations. The type of irrigation equip-

ment and its arrangement is chosen by the degree of purification of waste water. Water flowing out from the irrigation line forms in soil the zone of capillary suspended water which supplies water and nutrients released from waste waters to cultivated crops.

Advantage of the suggested way of irrigation consists in elimination of close contact of a worker and cultivated crop with waste water. Finding the course of purifying effect of soil in subsurface irrigation, protection of groundwaters against contamination and finding the extent of binding essential plant nutrients in soil medium and the potential of its utilization have not been solved sufficiently till now.

The research studies concentrated on purifying effect of soil in subsurface irrigation have been carried out in the first phase on two types of laboratory models, the second phase will continue directly in the field. Irrigation doses were deliberately three times higher. Hence, it simulated the effect of eventual overloading or the consequence of precipitation following the irrigation straightaway. An arrangement of large-capacity model is presented in Fig. 1.

The results of research of subsurface irrigation by sewage waste waters on sandy and loamy soils show a good purifying effect in different indicators of contamination. In sandy soils (Tab. I) the value of purifying effect in the starting phase of filtration range from 92.2 to 96.9% in CHSK, 97.3 to 99.8% in BSK₅, 95.6 to 99.1% in ammonia, 94.6 to 95.9% in phosphates. Outwash occurs in calcium, magnesium and nitrates. Purifying effect of soil on loamy soils (Tab. II) is: 96.6 to 98.8% in BSK₅, 86.0 to 89.2% in CHSK, 99.0 to 99.1% in ammonia, 96.7 to 98.4% in phosphates. Outwash occurs with calcium, magnesium and nitrates. The leakage of nitrates can be prevented by the uptake by vegetation. Detailed information are reported by Š á l e k (1992), Š á l e k , E l a z i z y (1993).

The research of subsurface irrigation by sewage waste waters confirmed that in exceptional short-time overloading with sewage waste waters the soil can purify waste water on a high level. Nutrients gradually released from waste water are in the form well-available by plants. Generally, in view of agriculture and hygiene the subsurface irrigation by waste waters is an acceptable way of solution of specified irrigation, it has a lot of advantages for which we recommend to use it.

Kontaktní adresa:

Prof. ing. Jan Š á l e k , CSc., Ústav vodního hospodářství krajiny, FAST VUT,
Žižkova 17, 662 37 Brno, Česká republika, tel.: 05/726 17 78, fax: 05/726 17 28



ADEKO a. s. Vám nabízí

- ☐ **FINANČNÍ LEASING**
- ☐ **ZPROSTŘEDKOVATELSKOU OBCHODNÍ ČINNOST**
- ☐ **PORADENSTVÍ V OBLASTI PODNIKÁNÍ, FINANCOVÁNÍ A ORGANIZACE**

**ADEKO a. s.
Slezská 7
120 56 Praha 2**

tel.: 258 342

fax: 207 229



MUTAGENNÍ AKTIVITA PLODIN ZAVLAŽOVANÝCH VODOU KONTAMINOVANOU XENOBIOTICKÝMI ORGANICKÝMI LÁTKAMI

M. Černá, J. Zavadil

Chemická kontaminace prostředí může kromě obecně toxického působení na organismus přinášet (v důsledku genotoxického efektu) i riziko pozdních účinků – zvýšený výskyt nádorového onemocnění či vývojové poškození u dalších generací. V mediích prostředí se však vyskytují stovky až tisíce chemických struktur, o jejichž pozdním účinku nejsou k dispozici dostatečné informace.

Genotoxický efekt heterogenních komplexních směsí látek s proměnlivým obsahem jednotlivých komponent, možností aditivních, synergických i antagonistických efektů a s předpokladem vzniku dalších chemických struktur na základě interakce je možno detekovat Amesovým testem pomocí indikátorových mikrobiálních kmenů *Salmonella typhimurium*. Uvedená metoda stanovuje změny typu zpětných genových mutací u indikátorových buněk a její výsledky upozorňují, že podobné změny by mohly nastat i v buňkách člověka. Tento přístup je rutinně využíván pro rychlou orientační detekci genotoxického efektu ve vodě, ovzduší, odpadních materiálech i dalších složkách prostředí (Č e r n á , R ö s s n e r , 1988).

Labe představuje jeden z nejvýznamnějších zdrojů vody pro závlahy v ČR. Jde však současně o zdroj nejvíce kontaminovaný xenobiotickými organickými látkami (XOL), jichž je v současné době kvalitativně a kvantitativně určeno kolem stovky. Mnoho dalších chemických struktur však dosud identifikováno nebylo. Voda Labe používaná k závlaze běžně obsahuje různé aromatické uhlovodíky (hlavně typu benzenu a toluenu), chlorované uhlovodíky (1,2-dichlorethan, chlorbenzeny, chlorfenoly, PCB a řadu jiných), polycyklické aromatické uhlovodíky (naftalen, styreny, pyren, chrysen, fluoranthen aj.) a mnoho dalších látek (K a l i n o v á , F e j t e k , 1991). Pro určení sumárního genotoxického účinku této komplexní směsi s předpokladem vzniku dalších struktur interakcí představuje vhodný indikátorový systém Amesova metoda. Touto metodou byla také jednoznačně a opakovaně zjištěna zvýšená mutagenní aktivita labské vody (Č e r n á et al., 1991; Č e r n á , 1992; R ö s s n e r , Č e r n á , 1992) s nejvyšší intenzitou pod Pardubicemi a dále v úseku dlouhém ca 80 km po profil Litol. Výsledky iniciovaly diskusi o vhodnosti této vody pro závlahy.

Důležitější než přítomnost genotoxických látek v závlahové vodě je z hlediska expozice člověka a zvířat průnik těchto látek do potravních řetězců. V letech 1990 až 1993 proběhla proto řada experimentů vyšetřujících přítomnost mutagenní aktivity i v zavlažovaných plodinách. Dosažené výsledky jsou jedním z hlavních podkladů pro posouzení vhodnosti vody Labe pro závlahy.

MATERIÁL A METODA

Mutagenní aktivita plodin byla opakovaně vyšetřována Amesovou metodou v roce 1990 až 1992 ve Výzkumném ústavu organických syntéz, Pardubice a v roce 1993 ve Státním zdravotním ústavu, Praha.

Sledované komodity

1990: nadzemní část hořčice a kukuřice z vegetačních nádobových pokusů s odpadní vodou z kanálu A a hořčice z vegetačního nádobového pokusu s odpadní vodou z retenční nádrže Východočeských chemických závodů (VCHZ) v Pardubicích, hlízy raných brambor a konzumní část brukve modré, zelí bílého, mrkve a cibule zavlažovaných vodou Labe na Mělnicku;

1991: hlávky kapusty z vegetačního nádobového pokusu s vodou Labe z profilu Srnojedy, Chvaletice, Veletov, Litol, Na Štěpáně, Mlékojedy a Liběchov a s odpadní vodou z kanálu A VCHZ Pardubice, hlízy raných brambor, konzumní část brukve bílé, zelí bílého, mrkve a květáku zavlažovaných vodou Labe na Mělnicku, cukrovka (bulvy) a jablka nezavlažovaná a zavlažovaná vodou Labe na Kutnohorsku;

1992: kořeny mrkve a hlávky kapusty z vegetačního nádobového pokusu s vodou Labe z profilu Valy, kořeny mrkve a hlávky květáku zavlažovaných vodou Labe na Mělnicku;

1993: zvlášť povrchové a zvlášť vnitřní listy hlávek kapusty a zelí bílého zavlažovaných vodou Labe na Mělnicku.

Příprava vzorku

V období 1990 až 1992 byly vzorky všech plodin extrahovány acetonem. Plodiny znečištěné zeminou byly předtím opláchnuty destilovanou vodou (Č i h á k et al., 1991). V roce 1993 byly analyzovány vodné výluhy (30min výluh ve sterilní destilované vodě za třepání při teplotě 37 °C) a acetonové oplachy (10min výluh za stejných podmínek), které byly koncentrovány sorpcí na cyano- a oktadecylových kolonkách v Bakerově přístroji s následnou extrakcí acetonem. Dále byly analyzovány vodné a acetonové extrakty homogenizovaných vnitřních částí rostlin, které byly odpařeny a reziduum rozpuštěno v dimetylsulfoxidu (R ö s s n e r , Č e r n á , 1994).

Stanovení mutagenity

Byly použity standardní indikátorové kmeny *Salmonella typhimurium* TA 98 (detekce posunových mutací) a TA 100 (detekce záměnových mutací), vždy s variantou bez a s metabolickou aktivací. Každý vzorek byl testován v určité koncentrační závislosti, vždy na dvou miskách, ke každému pokusu byly přiřazeny předepsané pozitivní i negativní kontroly. Metodiku podrobně popsali Č i h á k et al. (1991) a R ö s s n e r , Č e r n á (1994).

Hodnocení významnosti

Rozhodujícím kritériem pozitivity je prokázaná závislost počtu indukovaných revertant (tj. buněk změněných mutací) na koncentraci či objemu testovaného vzorku s empiricky stanoveným limitem nejméně dvojnásobného vzestupu počtu indukovaných změn ve srovnání s hodnotou pozadí.

VÝSLEDKY A DISKUSE

Kanálem A VCHZ Pardubice vtéká přímo do Labe více než $1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ odpadních vod silně kontaminovaných různými aromatickými uhlovodíky (benzenem, toluenem, xyleny), chlorovanými těkavými uhlovodíky (zejména chlorbenzeny), PAU (především naftalenem), ale i fenoly, kresoly, PCB a řadou dalších látek. Podobné složení má i odpadní voda v retenční nádrži VCHZ. Tyto odpadní vody jsou silně fyto toxické (Z a v a d i l, K o p i n e c, 1991; Z a v a d i l, 1992).

Testy klíčivosti na hořčici podle Práta a Sládečka bylo zjištěno, že odpadní voda z kanálu A má toxické účinky často ještě při ředění 1 : 20, někdy i při ředění 1 : 50. Odpadní voda z retenční nádrže je silně toxická dokonce ještě při ředění 1 : 100. Při vegetačních nádobových pokusech prováděných současně s těmito testy však i neředěná odpadní voda z kanálu A výrazně zvýšila výnosy všech plodin (hořčice ca o 30 %, kukuřice ca o 10 % a kapusty ca o 43 %).

Výnosy hořčice ve vegetačním nádobovém pokusu s odpadní vodou z retenční nádrže se proti kontrole snížily pouze u varianty s ředěním této vody 1 : 1, při větších ředěních se výnos hořčice opět zvýšil (Z a v a d i l, K o p i n e c, 1991). Na základě prokázaného vlivu odpadních vod na výnosy plodin by bylo možné očekávat i ovlivnění rostlin genotoxickým působením kontaminantů v odpadní vodě. Zvýšení výnosu zavlažovaných plodin však signalizuje, že půda je schopna i silné toxické účinky vod utlumit. Genotoxické látky v závlahové vodě však mohou mít negativní vliv na půdní mikroflóru, a tím na úrodnost půdy.

Přítomnost genotoxických látek v odpadní vodě z kanálu A detekovaná Amesovým testem byla opakovaně prokázána (R ö s s n e r, Č e r n á, 1994). Výsledky jsou v souladu se souhrnnými informacemi o obsahu genotoxicky působících kontaminantů v různých typech průmyslových odpadních vod (H o u k, 1992). O tom, zda tyto látky skutečně působí zvýšenou zátěží půdy a pronikají do rostlinné hmoty, měla dát odpověď analýza mutagenní aktivity zavlažované půdy a na ní pěstovaných komodit.

Analýza mutagenity zavlažovaných půd v nádobových pokusech vykazovala sice mutagenní efekt, statisticky významný rozdíl mezi mutagenitou této půdy před zahájením a po skončení závlah však zjištěn nebyl (Č i h á k et al., 1992). Mutagenitu jako obecnou vlastnost zemědělských půd potvrdili i další autoři (G ö g g e l m a n n, S p i t z a u e r, 1983; K n i z e et al., 1987) a zdůvodňují ji jednak přítomností PAU a dalších látek ve spadu, jednak činností půdních bakterií a plísní, ale i přítomností rostlinných přirozených mutagenů.

Cílem sledování mutagenity rostlin bylo prokázat eventuální rozdíl v mutagenitě plodin zavlažovaných odpadní vodou a vodou kontrolní. Hořčice a kapusta zavlažované neředěnou odpadní vodou z kanálu A vykazovaly při nejvyšší použité koncentraci zvýšenou mutagenní aktivitu, která se však neprojevila při zálivce touto odpadní vodou ředěnou studniční vodou v poměru 1 : 1. Stejně tomu bylo s hořčicí z pokusu s odpadní vodou z retenční nádrže – při jejím ředění 1 : 1 a větším neměla tato plodina již zvýšenou mutagenní aktivitu. Tyto výsledky však nelze jednoznačně vztahovat k vlivu zavlažování. V rostlinách je prokázána řada přirozeně se vyskytujících látek s mutagenním efektem (H o e v e n et al., 1983) a naopak antropogenní xenobiotika mohou být, jak uvádí G i c h n e r (cit. Z a v a d i l, 1994) rostlinným metabolismem neutralizována na indifferenční produkty.

Z kontrolních profilů státní kontrolní sítě situovaných na Labi je nejvyšší obsah XOL prokazován v profilu Valy, který se nachází ca 6 km pod místem vypouštění odpadních vod z VCHZ Pardubice. Odpadní vody jsou zde labskou vodou naředěny v závislosti na průtoku nejčastěji v poměru 1 : 20 až 1 : 80 (dlouhodobý průměrný průtok za období 1931 až 1980 je $56,5 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$). Voda Labe z profilu Valy ovlivňovala hlávkovou kapustu a mrkev ve vegetačních nádobových pokusech (stejně jako odpadní vody z VCHZ Pardubice) především těkavými organickými látkami, avšak v menších dávkách. Při závlahovém množství $3\,600 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ u kapusty a $2\,800 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ u mrkve se pohybovaly v závislosti na druhu látky od několika $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$ do několika desítek $\text{g} \cdot \text{ha}^{-1}$. Počet revertantů byl zvýšen pouze u extraktu mrkve u kmene TA 98 při nejvyšších dávkách bez výrazné závislosti na přítomnosti metabolického aktivního systému a bez závislosti počtu indukovaných revertant na dávce.

Posledním profilem Labe před jeho soutokem s Vltavou, ze kterého je odebírána voda pro závlahy, jsou Mlékojedy. Tento profil je situován nad Spolanou Neratovice na okrese Mělník. Zde je Labe kontaminováno organickými látkami celkově méně než v profilu Valy. V případech, kdy se voda Labe před použitím k závlaze akumuluje v nádržích (zejména dlouhodoběji), dochází k významnému zlepšení jejích fyzikálně-chemických a mikrobiologických vlastností (Z a v a d i l, 1994). Např. v roce 1993 nebyl obsah žádné z měřených těkavých XOL ve vodě Labe akumulované v nádrži Cecemín větší než $1 \mu\text{g} \cdot \text{l}^{-1}$. Výsledky sledování mutagenity většiny plodin zavlažovaných vodou Labe v polních podmínkách (zelí, kedlubny, mrkev, květák, kapusta, jablka a cukrovka) byly zcela negativní. Zvýšení mutagenní aktivity u cibule a částečně i u brambor bylo prokázáno ve stejné výši u rostlin zavlažovaných i nezavlažovaných a lze ho vysvětlit přítomností přirozených mutagenních složek v tomto druhu rostlin (Č i h á k et al., 1991). U kapusty a zelí zavlažovaných v roce 1993 vodou Labe v ZD Dřísy na okresu Mělník nebyla prokázána zvýšená mutagenní aktivita vodných oplachů, výluhů ani acetonových extraktů.

ZÁVĚR

Zjištěné výsledky potvrzují jednoznačně zátěž toku Labe organickými kontaminanty s genotoxickým účinkem, jejichž zdrojem jsou převážně průmyslové odpadní

vody VCHZ Pardubice. Genotoxický efekt přitom kvalitativně ani kvantitativně nekorresponduje s výsledky analytického sledování vybraných kontaminantů. Průnik chemických kontaminantů s genotoxickým účinkem do zavlažovaných plodin, který by se projevil zvýšenou mutagenní aktivitou v těchto rostlinách, se Amesovou metodou nepodařilo prokázat. Neznamená to však, že toto riziko neexistuje. Zásadní řešení problému spočívá v regulaci vypouštění průmyslových odpadních vod všemi dostupnými prostředky.

Literatura

- ČERNÁ, M.: Mutagenní aktivita labské vody. III. část etapového úkolu 03. 01. 02 státního úkolu Projekt Labe. Praha, VÚV T. G. M. 1992: 8 s.
- ČERNÁ, M. – RÖSSNER, P.: Využití krátkodobých metod k monitorování genotoxických účinků faktorů životního a pracovního prostředí. Čs. Hyg., 33, 1988: 105–109.
- ČERNÁ, M. – HÁJEK, V. – STEJSKALOVÁ, E. – DOBIÁŠ, L. – ZUDOVÁ, Z. – RÖSSNER, P.: Environmental genotoxicity monitoring using *Salmonella typhimurium* strains as indicator system. Sci. Total. Envir., 101, 1991: 139–147.
- ČIHÁK, R. et al.: Detekce mutagenní aktivity zavlažovaných plodin. [Výzkumná zpráva.] Pardubice, VÚOS 1991: 30 s.
- ČIHÁK, R. et al.: Detekce mutagenní aktivity zavlažovaných půd a plodin. Odborný posudek č. 92328. Pardubice, VÚOS 1992: 37 s.
- GÖGGMANN, W. – SPITZAUER, P.: Mutagenic activity in agricultural soils. In: STICH, H. F. (ed.): Carcinogens and mutagens in the environment, Vol. III, Florida, CRC Press, Inc. Boca Raton 1983: 177–183.
- HOEVEN, J. C. VAN DER – LAGERWEIJ, W. J. – BRUGGEMAN, I. M. – VORAGEN, F. G. – KOEMAN, J. H.: Mutagenicity of extracts of some vegetables commonly consumed in the Netherlands. J. Agric. Fd Chem., 31, 1983: 1020–1026.
- HOUK, V.: The genotoxicity of industrial wastes and effluents. Mutat. Res., 277, 1992: 91–138.
- KALINOVÁ, P. – FEJTEK, P.: Jakost vody v tocích. Předběžné výsledky (tabulky). I. část etapového úkolu 03. 01. 02 státního úkolu Projekt Labe. Praha, VÚV T. G. M. 1991: 76 tab.
- KNIZE, M. G. – TAKEMOTO, B. T. – LEWIS, P. R. – FELTON, J. S.: The characterization of the mutagenic activity of soil. Mutat. Res., 192, 1987: 23–30.
- RÖSSNER, P. – ČERNÁ, M.: Výsledky monitorování mutagenní aktivity závlahových vod v r. 1992. Odborný posudek, Praha, SZÚ 1992: 6 s.
- RÖSSNER, P. – ČERNÁ, M.: Vyšetření mutagenní aktivity vzorků vody a vybraných plodin. [Expertní zpráva.] Praha, SZÚ 1994: 9 s.
- ZAVADIL, J. – KOPINEC, J.: Výsledky kontroly jakosti vody Labe a Vltavy z hlediska závlah dosažené v r. 1990. [Výzkumná zpráva.] Praha, VÚZH, SMS 1991: 27 s.
- ZAVADIL, J.: Kontrola jakosti vody Labe a Vltavy z hlediska závlah v r. 1991. [Výzkumná zpráva.] Praha, VÚMOP 1992: 54 s.
- ZAVADIL, J.: Jakost vody Labe z hlediska závlah v r. 1993. [Výzkumná zpráva.] Praha, VÚMOP 1994: 21 s.

Došlo 18. 5. 1994

Mutagenic activity of crops irrigated by water contaminated with xenobiotic organic substances

The presence of genotoxically acting xenobiotic organic substances in waste waters of Východočeské chemické závody (VCHZ, the East Bohemian Chemical Works) at Pardubice discharged into the river Elbe and in water of this river indicates the risk of penetration of these substances into irrigated crops and the possibility to exposure by man. In the years 1990 to 1993 the Ames method has been used to investigate mutagenic activity in the line of chosen species of crops irrigated by waste waters of VCHZ Pardubice or the river Elbe water from the profile of Valy, Srnojedy, Chvaletice, Veletov, Litol, Na Štěpáně, Mlékojedy and Liběchov in vegetation pot trials. Apart from it, the mutagenic effect of various crop species (especially vegetable) irrigated by the Elbe water in field conditions was investigated. Prior to the test itself, the samples of crops were extracted by acetone, in samples of white cabbage and Brussels sprouts rinsing with water and extracts were prepared.

Raised mutagenic activity above twice of the values of the background was manifested in the highest used concentration of mustard extract and Brussels sprouts poured over by non-diluted waste water from VCHZ Pardubice in vegetation pot trials. In watering by this waste water diluted by well water in a ratio 1 : 1 this did not appear. The similar effect as with mustard and Brussels sprouts watered by non-diluted waste water from VCHZ Pardubice was observed in carrot extract watered in vegetation pot trial with water from the river Elbe, from the profile of Valy where the highest used dose, corresponding to 5 g of original mass per dish, induced more than double number of revertant in the strain TA 98 without metabolic activation. In crops irrigated with the Elbe water in field conditions (kohlrabi, carrot, cauliflower, white cabbage, Brussels sprouts, apples, sugar beet) the higher mutagenic activity was not confirmed. The only exception was onion whose extract displayed mutagenic effects also in case when the crop was not irrigated at all.

The penetration of chemical contaminants with genotoxic effect into crops irrigated with water from the river Elbe which should be manifested by raised mutagenic activity of these crops was not confirmed by the Ames method. This does not mean, however, that this risk does not exist any more. Therefore, it is necessary to pay more attention to the quality of water used for irrigations.

*Doc. MUDr. Milena Č e r n á , DrSc., Státní zdravotní ústav, Šrobárova 48,
100 00 Praha 10, Česká republika, tel.: 02/67 31 01 91, fax: 02/67 31 02 91*

OBSAH – CONTENTS

B ř e z i n a K. B.: Cíle a poznatky projektu Minimalizace obsahu nežádoucích látek v systémech půda – voda – rostlina – produkt – Targets and findings of the project The Minimization of Contents of Undersirable Substances in the Soil – Water – Plant – Product Systems	1089
P o d l e š á k o v á E., N ě m e č e k J., H á l o v á G.: Pozadové obsahy potenciálně rizikových prvků v půdách ČR (celkové obsahy) – Background contents of the potentially hazardous elements in soils of the Czech Republic (total contents).....	1095
T l u s t o š P., V a n D i j k D., S z á k o v á J., P a v l í k o v á D.: Uvolňování Cd a Zn vybranými vyluhovadly – Cd and Zn release through the selected extractants	1107
P a n o v s k á Z., H a j š l o v á J., K o t a l F.: Výskyt glykoalkaloidů v odrůdách brambor pěstovaných v ČR – Levels of glycoalkaloids in cultivars of potatoes grown in the Czech Republic.....	1123
K v í t e k T.: Možnosti snížení zatížení povrchových vod nitráty – Possibilities of the decrease in the loading on surface waters by nitrates	1129
D a m a š k o v á H.: Kritéria ohrožení podzemní vody – Criteria of groundwater vulnerability.....	1139
S o k o l o v á I.: Vliv protierozní agrotechniky na kvalitu produkce plodin – Effects of antierosion cultural practices on the quality of crop production	1145
H a v e l k a F.: Rašeliniště jako indikátor zatížení prostředí atmosférickými imisemi – Peatland as an indicator of loading of the environment with atmospheric immissions	1153
Š á l e k J., E l a z i z y I.: Čistící účinek půdy při podpovrchové závlaze odpadními vodami – Purifying effects of soil in subsurface irrigation by waste waters .	1163
SDĚLENÍ – REPORT	
Č e r n á M., Z a v a d i l J.: Mutagenní aktivita plodin zavlažovaných vodou kontaminovanou xenbiotickými organickými látkami – Mutagenic activity of crops irrigated by water contaminated with xenobiotic organic substances.	1171

UPOZORNĚNÍ PRO ODBĚRATELE

Od letošního roku vyřizuje veškeré služby spojené s distribucí časopisu Rostlinná výroba vydavatel – Ústav zemědělských a potravinářských informací Praha.

Objednávky na předplatné posílejte na adresu:

Ústav zemědělských a potravinářských informací
referát odbytu
Slezská 7
120 56 Praha 2

Vědecký časopis ROSTLINNÁ VÝROBA ● Vydává Česká akademie zemědělských věd a Slovenská akadémia pôdohospodárskych vied – Ústav zemědělských a potravinářských informací ● Vychází měsíčně ● Redaktorka: RNDr. Eva Stříbrná ● Redakce: Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/25 25 41, fax: 02/25 70 90 ● Sazba: Studio DOMINO – ing. Jakub Černý, Pražská 108, 266 01 Beroun, tel.: 0311/240 15 ● Tisk: ÚZPI Praha ● © Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha 1994

Rozšiřuje Ústav zemědělských a potravinářských informací, referát odbytu, Slezská 7, 120 56 Praha 2