

Modelovanie sorpčných vlastností pôd Slovenska pre potreby geologického informačného systému

ROMAN HANGÁČ¹, PAVEL DLAPA², BORIS ANTAL¹, IVAN ZVARA³,
DUŠAN KOČICKÝ³ a MARIAN ZLOCHA⁴

¹ Ministerstvo životného prostredia SR, Sekcia geológie a prírodných zdrojov,
Nám. L. Štúra 1, 812 35 Bratislava

² Univerzita Komenského v Bratislave, Prírodovedecká fakulta, Katedra pedológie,
Ilkovičova 6, 842 15 Bratislava

³ ESPRIT, spol. s r. o., Pletierska 2, 969 01 Banská Štiavnica

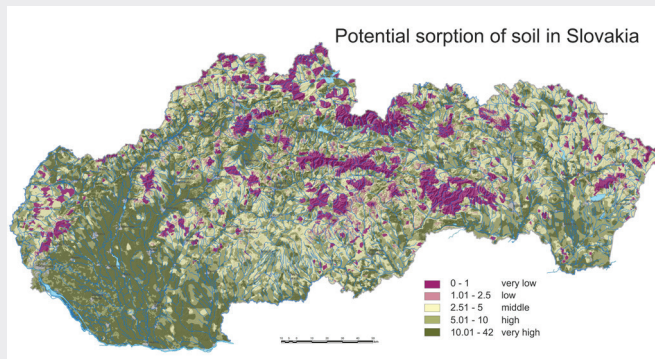
⁴ Štátny geologický ústav Dionýza Štúra, Mlynská dolina 1, 817 04 Bratislava

Modelling of the sorption properties of soils in Slovakia for the purposes of geological information system

Abstract: The article describes an innovative imaging method that through a simple model allows evaluation of soil units with respect to ability to fulfill their environmental functions. Within solved project there was assessed a sorption potential of soil (PSP) for the whole territory of Slovakia through the PSP index. The PSP index was for modelling of soil properties calculated from the data available in the national databases of geochemical and soil survey, and are crucial to the schematic expression of sorption capacity rate of soils. The calculation includes information on active soil reaction (pH/H₂O), organic matter content (OH), content of clay fraction (OI) and the thickness of the A horizon (h_{AH}). Calculation was carried out through the score assigned to each range of values OH, OI and pH. The algorithm takes into account the score values through the different effect of pH on the function of organic matter and clay minerals. Score of these values is multiplied by the score of thickness and run according to following formula: $PSP ((OH \cdot PH_{OH}) + (OI \cdot PH_{OI})) \cdot h_{AH}$. Due to the limited scope, variability, or quality of archive data, we focused only on indicators that have been captured at all departmental databases and are crucial for sorption processes in soil. After the calculation of selected indicators, archived databases received a new added value. The resulting maps show sorption potential of soil prepared for the whole territory of Slovakia and are suitable for incorporation into existing geo-information systems.

Key words: potential soil sorption, environmental functions, modelling, contamination, calculation

Graphical abstract



Highlights

- The sorption potential of the soil for the whole territory of Slovakia was visualized in the map exportable for other GIS applications,
- The evolved model allows evaluation of individual soil parameters with regard to their environmental functions.

Úvod

V súčasnosti, keď na pôdu musíme nazeráť nielen ako na výrobný prostriedok, ale hlavne ako na zložku prírody, ktorá zabezpečuje ekologickú stabilitu prostredia, snažíme sa čoraz častejšie vyjadriť a ohodnotiť túto jej funkciu. Ekosystémové služby prostredia, a predovšetkým environmentálne funkcie pôdy, sa zväčša využívajú automaticky, bez ohľadu na to, či si to spoločnosť uvedomuje,

a ich hodnota sa môže prejavíť až vtedy, keď je ich zjavný nedostatok, nastane ich úbytok (Schulte et al., 2015) alebo sa ich využívanie premietne do ekonomických nákladov, resp. benefitov (Vilček, 2014). Kým voda a vzduch sú médiá so všeobecne definovaným zložením, pevné zložky životného prostredia ako pôda a sedimenty sú heterogénne systémy zložené z minerálnych a organických súčastí. Tieto systémy majú zvyčajne značnú pufrovaciu schopnosť, takže degradačné procesy či znečistenie môžu byť

dlhodobu tlmenú alebo skrytú. Za zmenených vonkajších podmienok sa však môžu tlmené procesy alebo obsiahnuté látky krátkodobu mobilizovať (Khun et al., 2008). Možnosť ohrozenia podzemnej či povrchovej vody je v tomto prípade zjavná, ale nemusí nevyhnutne predstavovať náhly havarijný stav. Poznatky o chemickom zložení riečnych sedimentov a regionálnej distribúcii prvkov majú z geochemického hľadiska najmä prospekčný význam. V prípade umelých vodných nádrží a jazier však splaveniny a usadeniny predstavujú negatívny prvok. Zanášanie, eutrofizácia či kontaminácia vodných nádrží určených na pitné účely, energetiku, závlahy či rekreáciu ako dôsledok erózie pôd v povodí predstavuje závažnú hrozbu (Hraško a Bedrna, 1988; Zaušková, 2003; Apitz et al., 2006). Tieto javy vo veľkej miere závisia od spôsobu hospodárenia na pôde v povodí a stavu jednotlivých krajinných prvkov, ktoré tvoria zložité pufrovacie systémy slúžiace ako prirodzená bariéra transportu pri erózii alebo pri šírení polutantov z nebodových zdrojov (Lowrance et al., 1995).

V rámci SR dodnes neexistuje konzistentný celoplošný systém, ktorý by prostredníctvom jednoduchých modelov umožňoval rýchle vyhodnotenie pôdných jednotiek alebo prvkov krajiny vzhľadom na schopnosť plniť ekosystémové služby. V snahe o kodifikáciu pôd z pohľadu ich neproduktívnych funkcií bol vo VÚPOP Bratislava už od roku 2003 postupne vypracúvaný systém prepočtov, ktoré vyjadrujú mieru plnenia ťažiskových environmentálnych funkcií poľnohospodárskych pôd Slovenska. Ide o schopnosť pôdy akumulovať vodu, filtrovať, imobilizovať alebo transformovať cudzorodé látky (Barančíková a Madaras, 2003; Barančíková a Makovníková, 2003; Makovníková et al., 2007; Makovníková a Barančíková, 2008; Vilček, 2014; Makovníková et al., 2013). Hodnotené environmentálne funkcie pôdy predstavujú najvýznamnejšie funkcie, ktoré je možné priamo zmerať, resp. modelovo odvodiť ich potenciál. Tieto práce sa však venujú iba poľnohospodárskym pôdam a pri potrebe zobrazenia alebo realizácie

opatrení na celonárodnej úrovni tak absentuje nemalá časť územia SR. Nové výsledky európskeho mapovania a hodnotenia ekosystémov a ich služieb (MAES, 2013; MAES, 2014) síce poskytujú prostredníctvom digitálneho atlasu hodnotenie mnohých environmentálnych funkcií v rámci krajín EÚ, hodnotené sú však jednotlivé typy ekosystémov samostatne, pričom pôdy nie sú inkorporované vo všetkých z nich a sledované boli väčšinou indikátory nevhodné na naše účely. Práve potreba modelového hodnotenia environmentálnych funkcií pôd celého územia SR z hľadiska schopnosti sorpcie znečisťujúcich látok nás priviedla k návrhu prepočtu (Antal et al., 2012), realizácii modelu a jeho mapového zobrazenia (Zvara et al., 2015), ktoré pracujú s dostupnými celoštátnymi databázami vzorkovania pôd.

Najdôležitejšie procesy väzby chemických prvkov na pôdu

Anorganické kontaminanty

Medzi najzávažnejšie cudzorodé látky v pôdach a sedimentoch patria potenciálne toxické prvky (PTP), ktorých sa do prostredia dostáva obrovské množstvo aj napriek ochranným opatreniam aplikovaným v priemysle a komunálnych zdrojoch znečistenia (tab. 1). Viaceré PTP pôsobia v ekosystéme toxicky aj pri nízkej koncentrácii (Makovníková et al., 2006; Khun et al., 2008). Toxicita PTP je rôzna a klesá v rade: $Hg > Cd > Ni > Pb > Cr$. Ich toxicita spočíva v substitúcii esenciálnych kovov v enzýmoch a iných životne dôležitých biomolekulách, čím dochádza k inhibícii ich funkcií (Makovníková et al., 2006). Za mimoriadne dôležitú treba považovať predovšetkým formu výskytu prvku, ktorá má z hľadiska nebezpečnosti zdroja obvykle dominantný vplyv. Medzi ďalšie faktory patria: druh prvku, jeho koncentrácia, spôsob expozície organizmu, možné synergické efekty atď. (Khun et al., 2008).

Tab. 1
Výskyt kontaminantov v 27 krajinách EÚ podľa dotazníka JRC (Huber a Prokop, 2012).
Occurrence of contaminants in 27 EU countries according to the questionnaire of the JRC.

Najčastejšie sa vyskytujúce kontaminanty (v %)			
v pôde		v podzemnej vode	
ťažké kovy (PTP)	35	ťažké kovy (PTP)	31
minerálne oleje	24	minerálne oleje	22
PAU	11	BTEX	15
BTEX	10	iné	14
iné	10	CIU	10
CIU	8	PAU	6
fenoly	1	fenoly	1
kyanidy	1	kyanidy	1

Chemické prvky sú v pôdach a sedimentoch fixované viacerými procesmi, najmä však sorpčnými procesmi a tvorbou sekundárnych minerálnych fáz. Keďže v prírodných systémoch je často ťažké rozhodnúť, či dochádza k adsorpcii alebo k zrážaniu, termín sorpcia sa často používa na označenie oboch procesov. Najdôležitejšie z týchto procesov sú procesy spojené s adsorpciou kovov z kvapalnej fázy na pevnú fázu a v prírodných podmienkach ju podmieňujú najmä hydrologické a geochemické pomery (Alloway, 1990; Apitz et al., 2006; Čurlík a Jurkovič, 2012).

Medzi zložky, ktoré sa v najväčšej miere podieľajú na sorpčných vlastnostiach pôdných koloidov, patria ílové minerály, karbonáty, Fe, Mn, Al, oxidy Ti a organická hmota (humínové látky) (Čurlík, 2011). Hiller (2003) a Littera et al. (2008) poukazujú na to, že koncentrácia chemických prvkov v roztokoch je významným spôsobom kontrolovaná spoluzrážaním a adsorpciou na oxyhydroxidoch Fe. V prípade, že povrchové pozície ešte nie sú nasýtené adsorbátom, prevláda tvorba povrchových komplexov. Povrchové zrážanie začne prebiehať vtedy, keď sa adsorpciou vyčerpajú povrchové pozície. Spätné uvoľňovanie prvkov viazaných v oxyhydroxidoch Fe a Mn závisí od stability týchto látok v rôznych podmienkach Eh a pH. Ako príklad možno uviesť $\text{Fe}(\text{OH})_3(\text{s})$, keď pri poklese hodnôt pH sa uvoľňujú prvky z povrchu minerálu do roztoku (Bentley et al., 2006). Z toho vyplýva, že procesy adsorpcie a desorpcie prvkov viazaných na oxyhydroxidy Fe a Mn výrazne závisia od hodnoty pH.

Pokiaľ ide o ílové minerály, ich sorpčné vlastnosti vychádzajú z ich štruktúry, ktorá sa skladá z vrstvy tetraédrov SiO_4 a k nim viazaných hydroxidových vrstiev, v ktorých sú oktaedrické pozície najčastejšie obsadzované Mg^{2+} , Al^{3+} , Fe^{2+} a Fe^{3+} . Sorpcia potenciálne toxických prvkov na ílové minerály je významná predovšetkým pri vysokej koncentrácii týchto prvkov v roztokoch, pretože väčšina výmenných miest je tu už obsadená kationom Ca^{2+} a ďalšími hlavnými kationmi. Najväčšiu sorpčnú kapacitu majú pôdy s obsahom ílových minerálov smektitovej skupiny, najmenšiu kapacitu majú pôdy s kaolinitom (sorpčná kapacita klesá v rade: smektit $\approx$ vermikulit $>$ illit, chlorit $>$ halloyzit $>$ kaolinit) (Čurlík, 2011).

Humínové kyseliny môžu imobilizovať rozpustné výmenné formy niektorých potenciálne toxických prvkov za vzniku organokovových komplexov chelátového typu. Podľa Allowaya (1990) môžu humínové kyseliny s vhodnými reakčnými skupinami ako hydroxylová, fenoxyllová či karboxylová vytvárať koordinačné komplexy s kationmi kovov. Koeficienty stability majú tendenciu narastať v smere: $\text{Cu} > \text{Fe} \approx \text{Al} > \text{Mn} \approx \text{Co} > \text{Zn}$. Na väzbu kovov na humínové kyseliny a fulvokyseliny majú najväčší vplyv karboxylové skupiny a stabilita týchto komplexov narastá so zvyšujúcou sa hodnotou pH.

Schopnosťou viazať a koncentrovať chemické prvky z prostredia však disponuje aj biomasa samotná. Túto jej schopnosť, či už ide o živú, mŕtvu, inaktivovanú alebo modifikovanú biomasu, nazývame biosorpcia. Mechanizmus zodpovedný za túto akumuláciu je komplexný a zahŕňa také procesy ako fyzikálna a chemická adsorpcia, absorpcia, precipitácia či iónová výmena do rôznych kompartmentov mikrobiálnej bunky alebo na ne (Volesky a Holan, 1995; Vrana et al., 1998) či na korene rastlín (Jackson, 1998). Potenciálne využitie sorpčných vlastností mikroskopických vláknitých húb či vodných rias otvára možnosti aj v oblasti sanácie kontaminovaných pôd a vôd biosorbentmi (Čerňanský et al., 2007; Melčáková, 2008; Petková et al., 2014; Žemberyová et al., 2014).

Organické kontaminanty

Pokiaľ ide o organické zlúčeniny, vzhľadom na svoju malú rozpustnosť vo vode vytvárajú silné hydrofóbne alebo sorpčné väzby s organickou hmotou, čo spôsobuje ich akumuláciu v pôdach a sedimentoch (Vrana et al., 1998; Dercová et al., 2009; Hiller et al., 2011). Z environmentálneho hľadiska sú dôležité najmä PAU a halogénované uhľovodíky, ktorých hlavný problém tkvie v ich rezistentnosti vo vzťahu k fotolytickej, chemickej a biologickej degradácii v živom prostredí, v schopnosti akumulovať a koncentrovať sa v lipidových štruktúrach živých organizmov, vyvolávať nežiaduce účinky na ľudské zdravie a vzhľadom na schopnosť sorpcie dlhodobo sa akumulovať v okolí zdroja. Na základe niektorých podobných vlastností bola vytvorená skupina tzv. perzistentných organických polutantov (POPs) (Apitz et al., 2006; Khun et al., 2008). Napríklad pri uvoľňovaní PCB do pôdy dochádza k ich adsorpcii na častice pôdy, majú tendenciu sa v pôde koncentrovať, pričom nemajú tendenciu sa z pôdy, resp. sedimentu vylúhovať vodou za bežných podmienok. Pokiaľ ide o vyparovanie, z pôdy ľahšie prchajú nižšie substituované PCB. Pri uvoľňovaní PCB do vody dochádza následne k akumulácii v sedimentoch a suspendovaných časticiach. Hoci adsorpcia zabezpečuje ich imobilitu na relatívne dlhý čas (zvlášť v prípade vyššie chlórovaných PCB), je možné aj spätné uvoľňovanie do vody (Haluška et al., 1993; Hiller et al., 2011).

Pri opise biosorpčných javov v organickej hmote sa v minulosti väčšinou konštatovalo, že akumulácia vysoko hydrofóbnych organických látok priamo závisí od obsahu lipidov v biomase. K opačnému zisteniu však dospeli Shin et al. (1970) pri sledovaní adsorpcie DDT rôznymi pôdnymi frakciami. Absencia štruktúr podobných lipidom neznížila, ba naopak, zvýšila sorpciu DDT pôdou, čo naznačuje, že pri biosorpcii môžu hrať úlohu aj iné látky. Zaujímavé je aj zistenie, že biosorpčná kapacita rôznych vzoriek biomasy vláknitých húb priamoúmerne závisela od množstva celkového organického uhlíka (TOC). Tento jav však nie

je objasnený, dá sa len predpokladať, že biosorpčná kapacita sa zvyšuje s podielom deštruovaných mikrobiálnych buniek v médiu, ktorý koreluje s obsahom TOC uvoľneného do média (Tsezos a Seto, 1986).

Materiál a metódy

Metodika hodnotenia potenciálnej sorpcie pôdy

Potenciálna sorpcia pôdy vyjadruje v zjednodušenej forme fyzikálnu a fyzikálno-chemickú schopnosť pôdy viazať ióny a molekuly rôznych látok a tlmiť reakcie prebiehajúce medzi jednotlivými fázami. V rámci projektu *Geologický prieskum pravdepodobných environmentálnych záťaží metódami diaľkového prieskumu Zeme a modelovaním* (Zvara et al., 2015) bola potenciálna sorpcia pôdy vyhodnotená z celého územia SR prostredníctvom indexu PSP. Index PSP na modelovanie vlastností pôd bol vypočítaný z údajov, ktoré boli k dispozícii v databázach a ktoré sú na základe uvedených poznatkov kľúčové pri schematickom vyjadrení miery sorpčnej kapacity konkrétnej pôdy. Do výpočtu vstúpili údaje o aktívnej pôdnej reakcii pH/H₂O (pH), obsahu humusu (OH), obsahu ílovej frakcie (OI) a hrúbke horizontu A (h_{AH}). Priestorové

k jednotlivým rozsahom hodnôt OH, OI a pH. Pri metodike sme sa inšpirovali výpočtom Makovníkovej et al. (2007), ktorý po modifikácii pracuje s inými pôdnymi indikátormi. Kľúčom pri výbere indikátorov bola prítomnosť potrebných údajov v rezortných databázach, ich konzistencia a zásadný význam pre sorpčné procesy v pôde. Algoritmus tu prostredníctvom skóre hodnôt pH stanovených zvlášť pre OH a OI zohľadňuje aj fyzikálne a chemicky rozdielny vplyv hodnoty pH na funkciu humusu a ílových minerálov. Skóre týchto veličín je vo výpočte vynásobené hodnotou skóre hrúbky horizontu A podľa nasledujúcej rovnice:

$$PSP = [(OH \cdot pH_{OH}) + (OI \cdot pH_{OI})] \cdot h_{AH}.$$

Skóre jednotlivých indikátorov bolo stanovené na základe tabuľky 2.

Výsledné hodnoty indexu potenciálnej sorpcie boli zaradené do nasledujúcich tried:

- veľmi nízka 2,5;
- nízka 2,51 – 4,5;
- stredná 4,51 – 6,5;
- vysoká 6,51 – 8,5;
- veľmi vysoká 8,5.

Tab. 2.
Rozsah hodnôt a skóre sledovaných indikátorov.
Range of values and achieved scores for the monitored indicators.

Obsah humusu (%) (OH)		pH pre obsah humusu (pH _{OH})		Obsah ílu (%) (OI)		pH pre obsah ílu (pH _{OI})		Hrúbka horizontu A (h _{AH})	
rozsah	skóre	rozsah	skóre	rozsah	skóre	rozsah	skóre	rozsah	skóre
≥ 8,01	5	≥ 7,01	3	≥ 50,01	2,5	≥ 7,01	3		
6,01 – 8,0	4	6,01 – 7,0	2	40,01 – 50	2,0	6,01 – 7,0	2	≥ 21 cm	2
5,01 – 6,0	3	4,51 – 6,0	1	25,01 – 40	1,5	4,51 – 6,0	1	< 21 cm	1
4,01 – 5,0	2	≤ 4,5	0,5	10,01 – 25	1,0	≤ 4,5	0		
0,05 – 4,0	1			0,05 – 10	0,5				

vrstvy jednotlivých indikátorov boli získané z dostupných bodových údajov prieskumu pôd realizovaného v rámci úloh *Geochemický atlas SR*, časť *Pôdy* (Čurlík a Šefčík, 1999), *GEMAS* (Slaninka et al., 2011), súborov máp geofaktorov životného prostredia a iných. Po geoštatistickom a interpolačnom spracovaní tieto údaje pokrývajú celé územie SR v gride 100 x 100 m.

Výpočet bol realizovaný na základe návrhu metodiky Antala et al. (2012) prostredníctvom priradenia skóre

Metodika spracovania a interpretácie údajov

Analýza aj interpretácia výsledkov bola spracovaná v prostredí geografického informačného systému ArcMap s rozšíreniami na rastrové analýzy *Spatial analyst* a geoštatistické analýzy *Geostatistical analyst*. Kľúčovým bodom analýz bola extrapolácia bodových údajov prieskumu pôd do spojitých polí reprezentujúcich priestorovú distribúciu jednotlivých faktorov použitých na schematické vyjadre-

nie miery sorpčnej kapacity. Pri odvodzovaní spojitých polí obsahu humusu a obsahu ílu sme vychádzali z 24 736 sond (priemerne asi 5 sond na 10 km²) a pri odvodzovaní spojitého poľa aktívnej pôdnej reakcie (pH/H₂O) sme vychádzali z 9 961 sond (priemerne asi len 2 sondy na 10 km²). Tu si treba uvedomiť, že ide o priemerné hodnoty hustoty vzorkovacej siete a skutočné rozmiestnenie sond je priestorovo značne nehomogénne, s podstatne vyššou koncentráciou sond na poľnohospodársky využívaných pôdach v nížinách a kotlinách. Vzhľadom na značnú heterogenitu prírodného prostredia Slovenska a tým aj činiteľov determinujúcich priestorovú distribúciu jednotlivých faktorov vstupujúcich do výpočtu miery sorpčnej kapacity pôdy sa využitie štandardných interpolačných metód ukázalo ako nevhodné. To znamená, že vypočítané spojité rastrové polia jednotlivých faktorov v dostatočnej miere neodzrkadľovali zákonitosti priestorovej distribúcie krajinskej sféry, ako napríklad diskontinuity na rozhraniach kontrastných prírodných prostredí, príčinné závislosti medzi distribúciou jednotlivých prvkov krajinného prostredia a podobne. Preto sme sa pokúsili o komplexnejší prístup k modelovaniu priestorovej distribúcie jednotlivých faktorov, pričom pri každom faktore sme volili modifikovaný prístup v závislosti od dostupných údajov, miery entropie a priestorovej autokorelácie faktora. Vychádzali sme z predpokladu, že procedúrou integrácie je možné spresňovať a detailizovať mapovanie priestorovej diferenciácie jednej tematickej vrstvy na základe referenčných vrstiev, ktorých informačná hustota a vierohodnosť je vyššia.

Ako zdroj údajov o diferenciácii prvkov geografického prostredia (vysvetľujúce faktory priestorového rozloženia

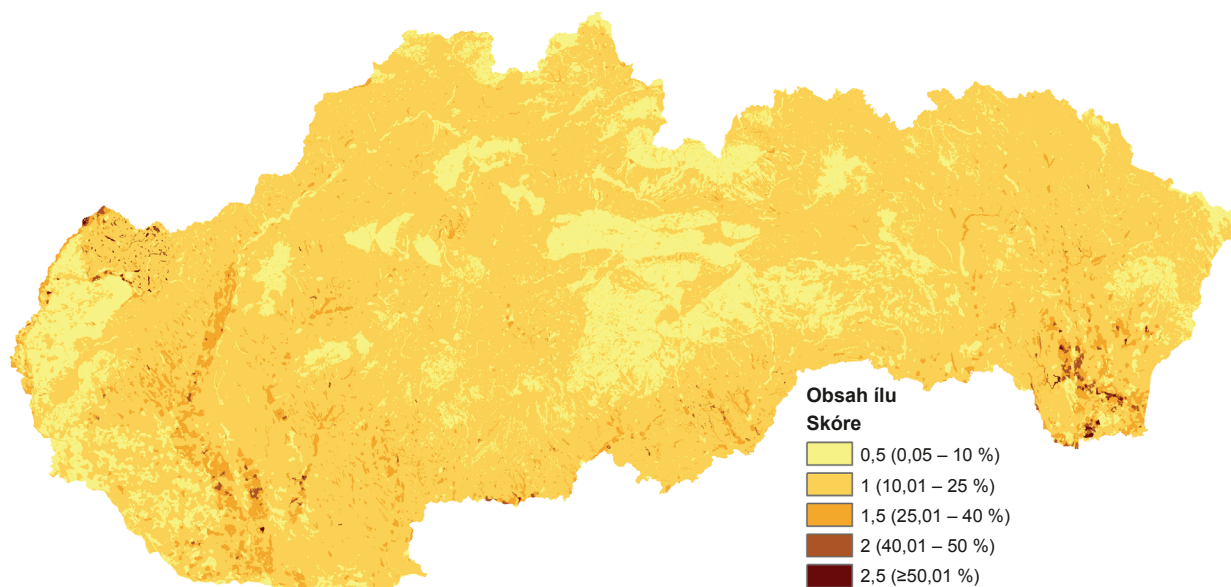
OI) bola použitá vektorová digitálna databáza abiokomplexov (Malík et al., 2012). Výhodou prístupu bolo, že hodnoty atribútov opisujúcich jednotlivé areály sú vertikálne konzistentné (logicky nerozporné) a pri následnom skúmaní korelačných väzieb sa vyskytnú podstatne menej chýb vo vstupnom súbore. Abiokomplexy vznikali dôsledným delením územia na čo najhomogénnejšie útvary krajinného priestoru a obsahujú údaje o všetkých zložkách krajiny, no najmä o geomorfológii, geológii, pôdach, kvarteri a klíme.

Obsah ílovej frakcie (OI)

Pri modelovaní OI (obr. 1) sme pristúpili k zjednodušeniu areálov abiokomplexov, prebehla teda geografická typizácia. Na zjednodušenie areálov sa vybrali nasledujúce charakteristiky:

- a) kód morfografickej charakteristiky formy reliéfu,
- b) kód polohy formy vzhľadom na transport materiálu,
- c) prevládajúci sklon formy – kategória,
- d) kód pôdneho subtypu,
- e) geologickosubstrátový komplex,
- f) kód klimatogeografického regiónu.

Výsledkom danej typizácie bol vznik nových areálov, ktorých hranice tvoria línie s predpokladanou skokovou zmenou obsahu pôdnych frakcií. Pre takto definované areály bola v ďalšom postupe zvolená interpolačná, resp. geoštatistická metóda, schopná najlepšie vystihnúť zákonitosti priestorovej distribúcie pôd v daných fyzicko-geo-



Obr. 1. Mapa skóre obsahu ílovej frakcie.

Fig. 1. Map of achieved score for content of clay fraction.

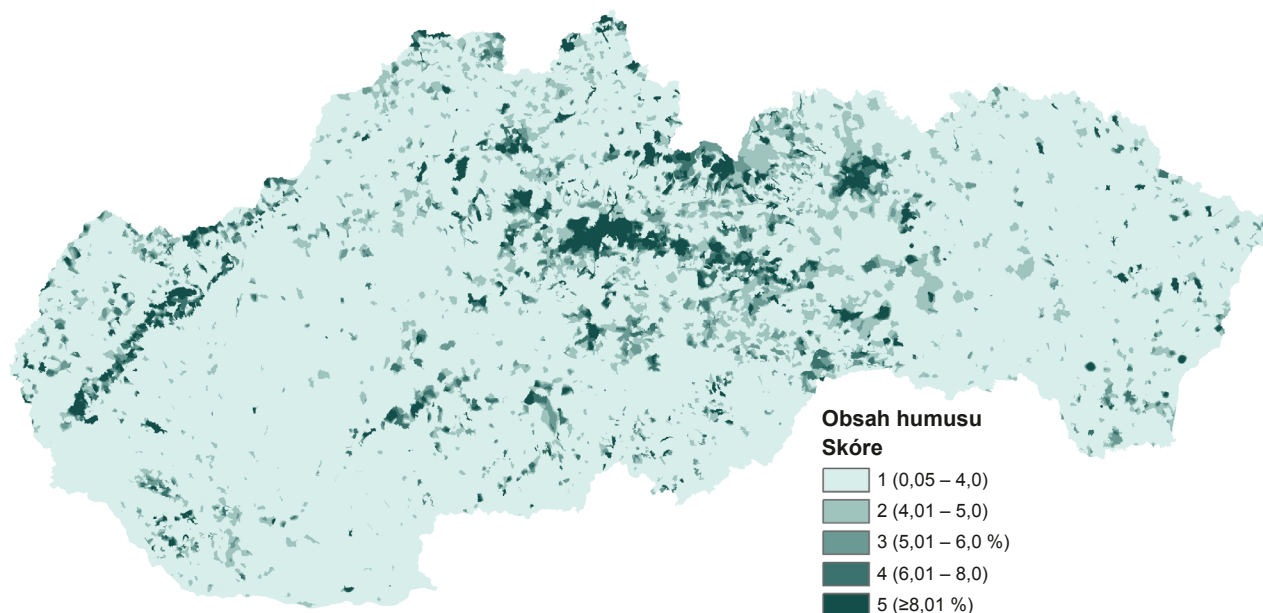
grafických podmienkach, pričom hranice takýchto areálov sa považovali za bariéry interpolácie.

Odvodenie gridu sme realizovali v závislosti od geografického charakteru územia a hustoty pôdných sond dvomi samostatnými metódami, aby boli v čo najvyššej možnej miere zachytené hlavné črty variability modelovaného javu. Interpoláčna metóda *spline* s bariérami bola použitá pri tých homogénnych areáloch (abiokomplexoch), v ktorých boli k dispozícii vzorky aspoň z dvoch pôdných sond. V takto definovaných územiach nie je vnútorná variabilita zložiek krajiny ovplyvňujúcich priestorovú distribúciu parametrov pôdy relevantná. Predpokladala sa teda spojitá zmena obsahu minerálnych frakcií v pôde, ktorú je možné dobre interpolovať zvolenou metódou. Bariéry boli definované na kontrastných hraniciach medzi abiokomplexmi, kde sa na základe analýz predpokladala skoková zmena pôdných parametrov, napríklad medzi aluviálnymi formami, resp. ostatnými koncovými morfograficko-pohovými formami reliéfu a transportnými formami. Pri homogénnych areáloch, v ktorých sa vyskytovala len jedna sonda, boli v nej merané hodnoty vzťahované na celý areál. Pri ostatných územiach s variabilitou zložiek krajiny ovplyvňujúcich priestorovú distribúciu zrnitostných frakcií pôdy vyššou, ako bola hustota pôdných sond, bola použitá metóda viacnásobnej lineárnej analýzy. Pri nej boli na základe regresnej analýzy ako vysvetľujúce premenné

použité nasledujúce charakteristiky, najlepšie vysvetľujúce variabilitu skúmaného javu: geologickosubstrátový komplex, pôdny subtyp, sklon svahu, dĺžka svahu.

Obsah humusu (OH)

Pri modelovaní priestorovej distribúcie OH (obr. 2) sme zvolili podobný postup ako pri OI, ale s istým rozdielom. Pretože neboli pozorované štatisticky významné korelácie medzi OI a ďalšími skúmanými charakteristikami prírodného prostredia, nebolo účelné použitie viacnásobnej lineárnej regresie. Istá štatistická závislosť bola pozorovaná medzi pôdnym typom a OH, kde sa preukázali štatisticky významné rozdiely v priemernej hodnote OH pri jednotlivých kategóriách pôdných typov. Predpokladali sme teda, že ich hranice môžu tvoriť línie s predpokladanou skokovou zmenou OH. Na interpoláciu OH sme použili lokálnu polynomickeú funkciu so zahrnutím bariérového efektu, pričom použité bariéry nie sú absolútne, ale pomerne k miere priepustnosti (kontrastnosti) znižujú vplyv sond na územie za bariérou. Táto interpoláčna metóda umožňovala zahrnúť do distribúcie OH ako spresňujúci faktor mapu pôdných typov, pričom sme predpokladali, že OH v rámci areálu pôdneho typu sa mení spojitاً a k skokovým zmenám dochádza pozdĺž hraníc areálov. Intenzita bariérového efektu bola odhadnutá expertne na základe



Obr. 2. Mapa skóre obsahu humusu.

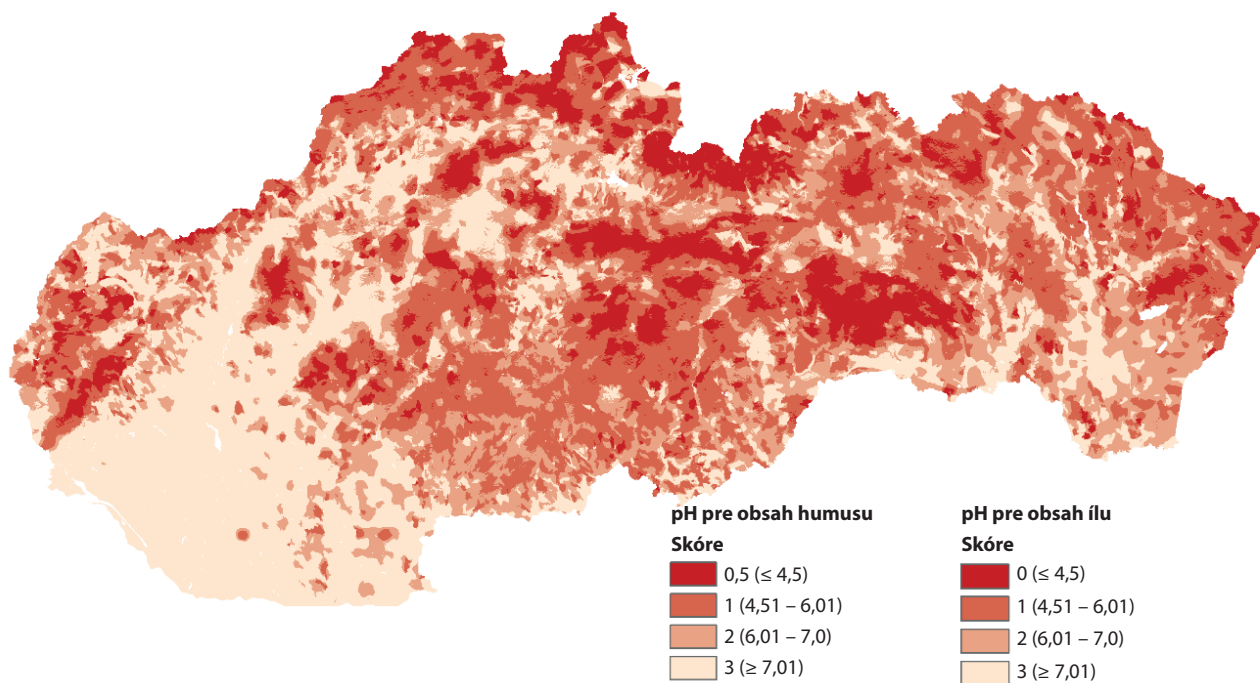
Fig. 2. Map of achieved score for content of soil organic matter.

kontrastnosti susediacich pôdnych typov, pričom sa bral do úvahy rozdiel v priemernej hodnote OH medzi jednotlivými pôdnymi typmi.

Aktívna pôdna reakcia (pH)

Pri tvorbe modelu priestorovej distribúcie hodnoty pH/H₂O sme vychádzali z predpokladu, že hodnota pH závisí od viacerých faktorov prírodného prostredia. Testovali sme hypotézu, že je možné odvodiť štatisticky významný regresný vzťah medzi pH a nadmorskou výškou, priemernou vlhkosťou pôdy reprezentovanou zrážkovým prebytkom, vegetačným pokryvom a geologickým podkladom. Najtesnejšia závislosť sa preukázala medzi hodnotou pH a zrážkovým prebytkom (koeficient determinácie 0,3) a následne nadmorskou výškou. Medzi týmito dvomi premennými sa však preukázala významná kolineácia. Na modelovanie priestorovej distribúcie sme teda použili regresnú rovnicu medzi zrážkovým prebytkom ako nezávislou premennou a pH ako závislou premennou. Následne

sme testovali odchýlky hodnôt modelovaných na základe regresnej rovnice a meraných hodnôt na jednotlivých sondách. Vypočítané reziduá sme ďalej interpolovali podobne ako pri OH lokálnou polynomicou funkciou so zahrnutím bariérového efektu, pričom použité bariéry nie sú absolútne, ale pomerne k miere priepustnosti (kontrastnosti) znižujú vplyv sond na územie za bariérou. Pretože sa istá štatistická závislosť potvrdila medzi geologickosubstrátovým komplexom (GSK) a hodnotou pH, kde sa preukázali štatisticky významné rozdiely v priemernej hodnote pH pri jednotlivých kategóriách GSK, predpokladali sme, že ich hranice môžu tvoriť línie s predpokladanou skokovou zmenou pH. Takto interpolované výsledné reziduá sme potom pripočítali ku gridu modelovanému na základe regresnej rovnice medzi zrážkovým prebytkom a hodnotou pH. Model prostredníctvom hodnôt skóre pH stanovených zvlášť pre OH a OI zohľadňuje fyzikálne a chemicky rozdielny vplyv hodnoty pH na funkciu humusu a ílových minerálov (obr. 3).



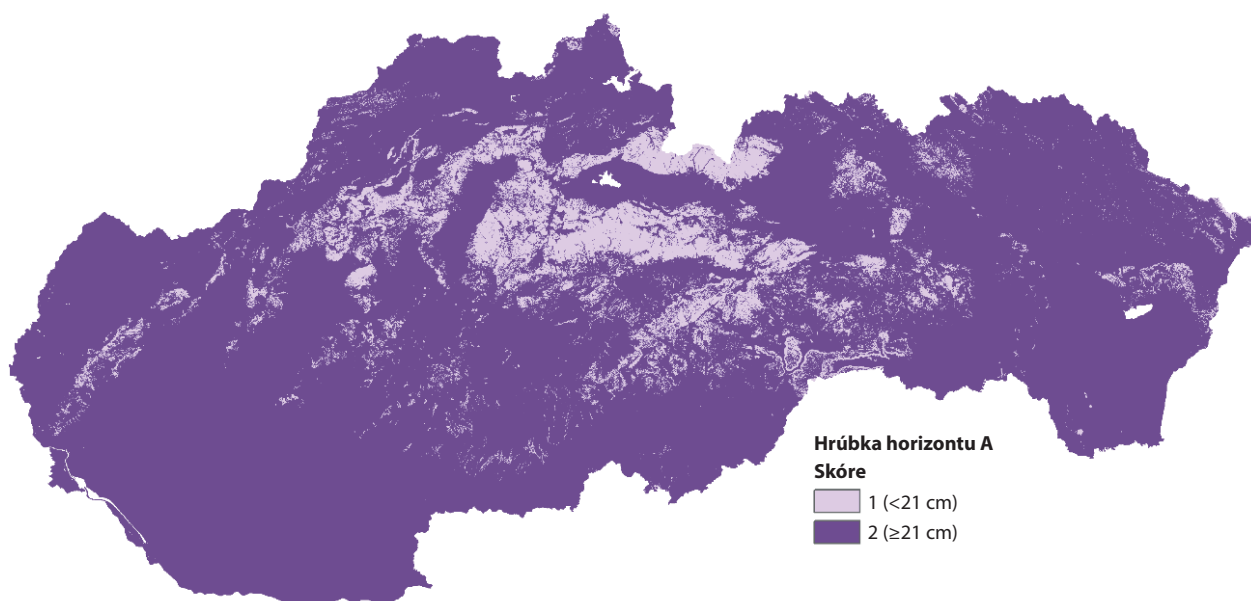
Obr. 3. Mapa skóre aktívnej pôdnej reakcie.

Fig. 3. Map of achieved score for active soil reaction.

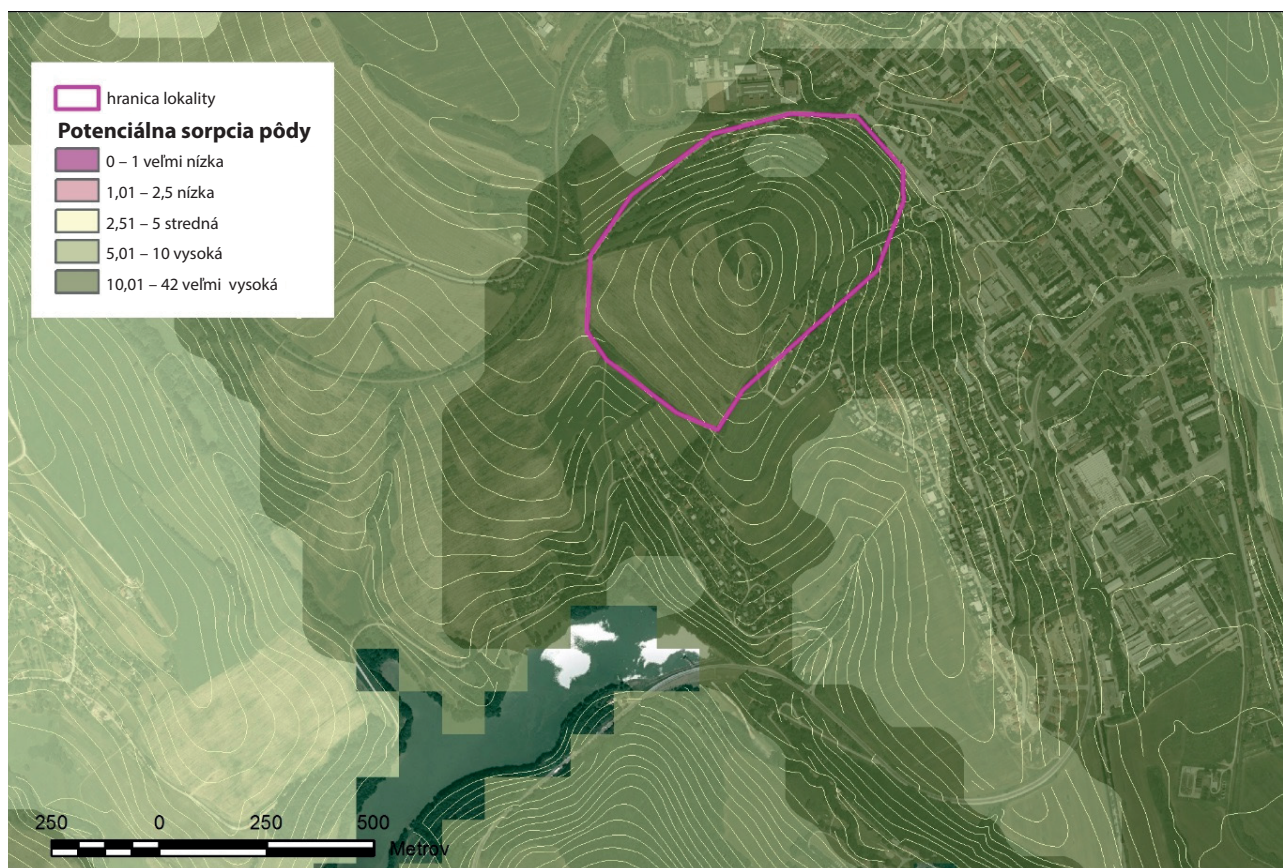
Hrúbka horizontu A (h_{AH})

Ako hlavné diferenciačné kritérium hĺbky pôdy uvádzajú viacerí autori pôdotvorný substrát (geologickosubstrátový komplex v abiokomplexoch) (Mičian, 1977; Šály, 1998) a sklon terénu. Táto závislosť sa potvrdila aj štatistickým zhodnotením závislosti h_{AH} od týchto premenných

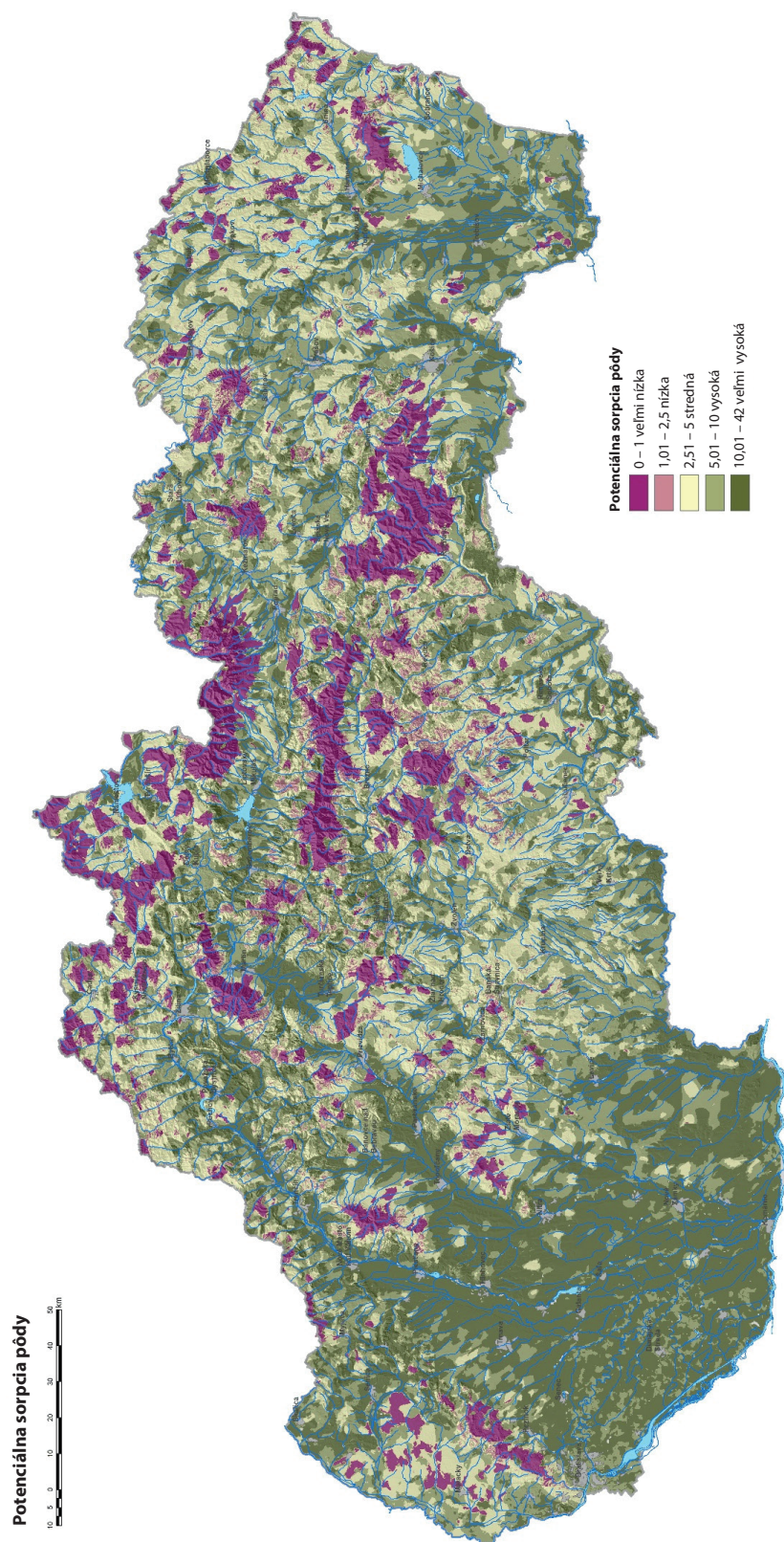
na výberovom súbore pôdnych sond. Na základe takto vytvorenej schémy sme k jednotlivým areálom, abiokomplexom, priradili kategóriu h_{AH} v závislosti od atribútu geologickosubstrátový komplex a kategória sklonu. Predpokladali sme, že priestorová diferenciácia obsahu skeletu v pôde je riadená ďalšími vlastnosťami reliéfu, z ktorých sme za diferenciačné považovali morfolograficko-polohový



Obr. 4. Mapa skóre hrúbky horizontu A.
Fig.4. Map of achieved score for thickness of A horizon.



Obr. 5. Príklad výsledného zobrazenia potenciálnej sorpcie pôdy na vybranej lokalite Stará Turá, skládka komunálneho odpadu Drahý vrch.
Fig. 5. Example of resulting display of potential soil sorption at selected site Stará Turá - Drahý vrch communal waste dump.



Obr. 6. Výsledné mapové zobrazenie potenciálnej sorpcie pôdy spracované z celého územia SR.

Fig. 6. Resulting map display of potential soil sorption prepared for whole territory of the Slovak Republic.

typ a geometrickú formu. Na základe týchto faktorov sme modifikovali hodnoty h_{AH} pre každý typ abiokomplexu a vytvorili sme gridovú vrstvu h_{AH} (obr. 4).

Výsledky a diskusia

Pomocou opísanej metodiky sme získali hodnoty gridov jednotlivých indikátorov, ktoré sme následne klasifikovali do intervalov na základe tab. 2 a k jednotlivým intervalom sme priradili skóre. Výsledný grid indexu potenciálnej sorpcie pôdy bol vypočítaný metódou mapovej algebry na základe uvedenej rovnice a klasifikovaný do príslušných tried indexu potenciálnej sorpcie pôdy. Príklad výsledného zobrazenia potenciálnej sorpcie pôdy na vybranej lokalite s environmentálnou záťažou vytvoreného s využitím opísaného modelu je uvedený na obr. 5. Pri interpretácii platí nepriamy vzťah medzi hodnotou potenciálnej sorpcie a rizikom spojeným s kontamináciou pôdy. Nižšia hodnota potenciálnej sorpcie predstavuje vyššie riziko mobility a toxického pôsobenia PTP vstupujúcich do pôdy. Výsledné mapové zobrazenie potenciálnej sorpcie pôdy spracované z celého územia SR je vhodné na prípadné zakomponovanie do súčasných geoinformačných systémov (GeoIS, IMK, Pôdny portál atď.) a je uvedené na obr. 6.

Aj napriek tomu, že výsledky rešpektujú základné fyzikálno-chemické procesy v pôdach, sme si vedomí, že model podlieha značnému zjednodušeniu a existuje celý rad iných funkcií pôdy, ktoré sme do analýz nezahrnuli. Vzhľadom na obmedzený rozsah, variabilitu alebo kvalitu archívnych údajov sme sa sústredili iba na indikátory, ktoré boli vo všetkých využitých databázach a sú kľúčové pre sorpčné procesy v pôde. Po uvedených prepočtoch vybraných indikátorov tak rezortné archívne databázy geochemického prieskumu pôd dostali novú pridanú hodnotu a stále poskytujú možnosti na účelové hodnotenie ďalších funkcií. Komplexnému hodnoteniu ekosystémových služieb v prospech spoločnosti sa v súčasnosti venuje veľká pozornosť hlavne v európskom meradle (DEFRA, 2007; EEA, 2011). Výsledkom takýchto experimentálnych metódik bol napr. projekt celoeurópskeho mapovania a hodnotenia ekosystémov a ich služieb MAES (MAES, 2013; MAES, 2014). Tento projekt síce prostredníctvom digitálneho atlasu poskytuje hodnotenie mnohých environmentálnych, regulačných aj kultúrnych funkcií, hodnotené sú však jednotlivé typy ekosystémov samostatne, pričom pôdy nie sú súčasťou všetkých z nich. Väčšinou sa sledovali indikátory nevhodné na naše účely. Práve ako napr. Barančíková a Madaras (2003), Barančíková a Makovníková (2003), Makovníková et al. (2007), Makovníková a Barančíková (2008), Vilček (2014) či Makovníková et al. (2013) venujúce sa potenciálom pôdy akumulovať vodu, filtrovať, imobilizovať alebo transformovať cudzorodé látky sú pre nás v mnohom inšpirujúce. Pracujú však iba

s databázami poľnohospodárskych pôd, resp. monitoringu pôd (ČMS Pôda), ktoré buď nepokrývajú celé územie SR, alebo údaje nie sú pri kľúčových indikátoroch kompatibilné s databázami rezortu životného prostredia. Pri potrebe účelového zobrazenia, modelovania niektorých funkcií alebo realizácie opatrení na celonárodnej úrovni tak absen-tuje nemalá časť územia SR, čo tiež otvára otázku potreby harmonizácie rezortných databáz a metódik v SR.

Súčasťou riešenej geologickej úlohy Zvaru et al. (2015) bolo okrem prezentovaného modelu potenciálnej sorpcie pôdy aj modelovanie na konkrétnych 87 lokalitách vybraných environmentálnych záťaží v SR. K všetkým boli zostavené syntetické modely rizík ohrozenia povrchu a povrchovej vody, pôdy a podzemnej vody. Takýto prístup umožnil komplexné posúdenie lokalít z hľadiska potenciálnej citlivosti, resp. odolnosti proti kontaminácii či geodynamickým javom v závislosti od pôdnych, geologických, geomorfologických a klimatických charakteristík. Modely rizík sú v zmysle metodiky vzájomne previazané, pričom výsledky modelu rizika kontaminácie povrchu a povrchovej vody v kombinácii s modelom sorpcie pôd sú stavebnými kameňmi modelu rizika kontaminácie pôd. Výsledky modelu rizika kontaminácie pôd v superpozícii so stupňom senzitivity podzemnej vody (model zraniteľnosti podzemnej vody) a faktormi hydrologickej bilancie tvoria základ výpočtu modelu rizika kontaminácie podzemnej vody. Tu je potrebné zdôrazniť, že všetky uvedené modely poukazujú len na potenciál územia, jeho citlivosť, resp. odolnosť proti možnému výskytu znečistenia a opisujú cesty, spôsoby správania a šírenia možného znečistenia.

PodĎakovanie

Kľúčové výsledky modelovania a výsledného zobrazenia indexu PSP boli dosiahnuté v rámci projektu *Geologický prieskum pravdepodobných environmentálnych záťaží metódami diaľkového prieskumu Zeme a modelovaním*, ktorý bol spolufinancovaný z Kohézneho fondu v rámci Operačného programu Životné prostredie, kód ITMS: NFP24140110303.

Literatúra / References

- ALLOWAY, B. J. (ed.), 1990: Heavy Metals in Soils. Glasgow – London, Blackie and Son, 339 s.
- ANTAL, B., DLAPA, P. a HANGÁČ, R., 2012: Návrh Smernice MŽP SR na zostavovanie súboru máp geologických faktorov životného prostredia v M 1 : 50 000, Príloha č. 4, Základné princípy zostavenia a súčasti pôdno-geochemickej mapy. Manuscript. Bratislava, archív MŽP SR.
- APIZ, S. E., BRILS, J., MARCONI, A., AGOSTINI, P., MICHELETTI, CH., PIPPA, R., SCANFERLA, P., ZIUN, S., LÁNCZOS, T., DERCOVÁ, K., KOČAN, A., PETRÍK, J., HUCKO, P. a KUŠNÍR, P., 2006: Approaches and Frameworks for managing contaminated sediments – A European Perspective. In: REIBLE, D. a LÁN-

- CZOS, T. (eds.): *Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. IV Earth and Environmental Sciences – Vol. 73, NATO Science Series. Dordrecht, Springer, 246 s.*
- BARANČIKOVÁ, G. a MAKOVNÍKOVÁ, J., 2003: The influence of soil humic acid quality on sorption and mobility of heavy metals. *Plant Soil Environ.*, 49, 565 – 571.
- BARANČIKOVÁ, G. a MADARAS, M., 2003: Pokus o hodnotenie mimoprodukčných funkcií pôd – transformácia organických polutantov. In: SOBOCKÁ, J., JAMBOR, P. (eds.): *Zborník z vedeckej konferencie Druhé pôdoznalecké dni. Bratislava (VÚPOP – SPS)*, 105 – 110.
- BENTLEY, S., THIBODEAUX, L., ADRIAENS, P., LI, M. Y., ROMERO-GONZALEZ, M., BANWART, S. A., FILIP, Z., DEMNEROVA, K. a REIBLE, D., 2006: Physicochemical and biological assessment and characterization of contaminated sediments. In: REIBLE, D. a LÁNCZOS, T. (eds.): *Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. IV Earth and Environmental Sciences – Vol. 73, NATO Science Series. Dordrecht, Springer, 246 s.*
- ČERNÁNSKÝ, S., URÍK, M., ŠEVC, J. a KHUN, M., 2007: Biosorption and biovolatilization of arsenic by heatresistant fungi. *Environ. Sci. Pollut. Res.*, 14, 31 – 35.
- ČURLÍK, J., 2011: Potenciálne toxické stopové prvky a ich distribúcia v pôdach Slovenska. *Bratislava, PriF UK, Suma Print, 462 s.*
- ČURLÍK, J. a ŠEFCÍK, P., 1999: Geochemický atlas SR. Časť V: Pôdy. *Bratislava, MŽP SR – VÚPOP, 99 s.*
- ČURLÍK, J. a JURKOVIČ, E., 2012: Pedogeochémia. Vysokoškolská učebnica. *Bratislava, PriF UK, 228 s.*
- DEFRA, 2007: An introductory guide to valuing ecosystem services. *London, Departm. Environ., Food Rur. Aff.*, 65 s.
- DERCOVÁ, K., ŠELIGOVÁ, J., DUDÁŠOVÁ, H., MIKULAŠOVÁ, M., ŠILHAROVÁ, K., TÓTHOVÁ, L. a HUCKO, P., 2009: Ecotoxicity and biodegradation of PCB-contaminated sediments. *Int. Biodeter. Biodegr.*, 63, 440 – 449.
- EEA, 2011: An experimental framework for ecosystem capital accounting in Europe. *Technical report No 13/2011, European Environment Agency, 43 s.*
- HALUŠKA, E., BALÁŽ, Š. a DERCOVÁ, K., 1993: Mikrobiálna degradácia polychlórovaných bifenylov. *Chem. Listy*, 87, 697 – 708.
- HILLER, E., 2003: Adsorpcia arzeničnanov na pôdach: štúdium rýchlosti adsorpcie a adsorpčných izoteriem. *J. Hydrol. Hydromech.*, 51, 4, 288 – 297.
- HILLER, E., ČERNÁNSKÝ, S. a TATARKOVÁ, V., 2011: Sorpcia priemyselných organických látok v pôdach a sedimentoch. *Bratislava, Univerzita Komenského, 296 s.*
- HRAŠKO, J. a BEDRNA, Z., 1988: Aplikované pôdoznalectvo. *Bratislava, Príroda, 467 s.*
- HUBER, S. a PROKOP, G., 2012: Progress in the management of contaminated sites. *EIONET Workshop on Soil, JRC Ispra, 10 – 12 Dec. 2012.*
- JACKSON, L. J., 1998: Paradigms of metal accumulation in rooted aquatic vascular plants. *Sci. Total Environ.* 219, 223 – 231.
- KHUN, M., ĐURŽA, O., MILČKA, J. a DLAPA, P., 2008: Environmentálna geochémia. *Bratislava, Geografika, 278 s.*
- LITTERA, P., URÍK, M., ŠEVC, J., KOLENČÍK, M., ANTOŠKA, R. a ČERNÁNSKÝ, S., 2008: Viazanie arzenu z prírodných kontaminovaných vôd rôznymi typmi (bio)sorbentov. In: Jurkovič, E., Đurža, O. a Slaninka, I. (eds.): *Geochémia 2008, zborník z konferencie. Bratislava, Št. Geol. Úst. D. Štúra, 89 – 91.*
- LOWRANCE, R., ALTIER, L. S., NEWBOLD, J. D., SCHNABEL, R. R., GROFFMAN, P. M., DENVER, J. M., CORRELL, D. L., GILLIAM, J. W., ROBINSON, J. L., BRINSFIELD, R. B., STAVER, K. W., LUCAS, W. a TODD, A. H., 1995: Water quality functions of riparian forest buffer systems in the Chesapeake Bay watershed. *Technology transfer report, August 1995, U. S. EPA, Annapolis, 57 s.*
- MAES, 2013: Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU Biodiversity strategy to 2020. *Luxembourg, Publications office of the European Union.*
- MAES, 2014: Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. Indicators for ecosystem assessments under Action 5 of the EU Biodiversity Strategy to 2020, 2nd Report-Final. *Luxembourg, Publications office of the European Union.*
- MAKOVNÍKOVÁ, J., BARANČIKOVÁ, G., DLAPA, P. a DERCOVÁ, K., 2006: Anorganické kontaminanty v pôdnom ekosystéme. *Chem. Listy*, 100, 424 – 432.
- MAKOVNÍKOVÁ, J., BARANČIKOVÁ, G. a PÁLKA, B., 2007: Approach to the assessment of transport risk of inorganic pollutants based on the immobilisation capability of soil. *Plant soil environ.*, 53, 8, 365 – 373.
- MAKOVNÍKOVÁ, J. a BARANČIKOVÁ, G., 2008: Transport risk of Cd and Pb on the basis of immobilization capability of soil. In: Hangáč, R. (ed.), 2008: *Contaminated sites Bratislava 2008 – Conference proceedings, Volume 2: Scientific Articles. Bratislava, 68 – 71, ISBN 987-80-969958-2-0.*
- MAKOVNÍKOVÁ, J., PÁLKA, B., ŠIRÁŇ, M. a PÁLKOVÁ, S., 2013: Filtračná funkcia pôdy ako jeden z komplexných indikátorov agroekosystémových služieb. In: KLIKUŠOVSKÁ, Z. a SVIČEK, M. (eds.): *Environmentálne indexy, agroenvironmentálne opatrenia a ekosystémové služby v krajine. Zborník z vedeckého seminára. Bratislava, VÚPOP, 38 – 44.*
- MALÍK, P., ŠVASTA, J., BAHNOVÁ, N., KOČICKÝ, D., IVANIČ, B., MARETA, M., ŠPILÁROVÁ, I. a ZVARA, I., 2012: Komplexná geologická informačná báza pre potreby ochrany prírody a manažmentu krajiny (GIB-GES). *Geol. Práce, Spr. (Bratislava)*, 118.
- MELČÁKOVÁ, I., 2008: Biosorption of heavy metals by algae biomass (*Chlorella vulgaris* and *Spirogyra* sp.). In: HANGÁČ, R. (ed.): *Contaminated Sites Bratislava 2008 – Conference proceedings, Volume 2. Bratislava, 111 – 115, ISBN 987-80-969958-2-0.*
- MIČIAN, E., 1977: Všeobecná pedogeografia. Skriptá. *Bratislava, PriF UK, 154 s.*
- PEŤKOVÁ, K., JURKOVIČ, E., ŠIMONOVICHOVÁ, A., MOLNÁROVÁ, M. a SLEBODNÍKOVÁ, Z., 2014: Bioremediačný potenciál odstraňovania anorganických polutantov použitím *Aspergillus niger*. *Waste Forum*, 1 (2014), 25 – 28.
- SCHULTE, R. P. O., BAMPA, F., BARDY, M., COYLE, C., CREAMER, R. E., FEALY, R., GARDI, C., GHALEY, B. B., JORDAN, P., LAUDON, H., O'DONOGHUE, C., Ó'HUALLACHÁIN, D., O'SULLIVAN, L., RUTGERS, M., SIX, J., TOTH, G. L. a VREBOS, D., 2015: Making the Most of Our Land: Managing Soil Functions from Local to Continental Scale. *Frontiers Environ. Sci.*, 3, 81, doi: 10.3389/fenvs.2015.00081.

- SHIN, Y.-O., CHODAN, J. J. a WOLCOTT, A. R., 1970: Adsorption of DDT by soils, and biological materials. *J. Agric. Food Chem.* 18, 1 129 – 1 133.
- SLANINKA, I., ŠEFČÍK, P. a PRAMUKA, S., 2011: Geochemické mapovanie poľnohospodárskych pôd a pasienkov Európy – slovenská časť. Záverečná správa. *Manuskript. Bratislava, MŽP SR – archív Št. Geol. Úst. D. Štúra*, 150 s.
- ŠÁLY, R., 1998: Pedológia. Vysokoškolské skriptá. *Zvolen, TU vo Zvolene*, 177 s.
- TSEZOS, M. a SETO, W., 1986: The adsorption of chloroethanes by microbial biomass. *Water Res.*, 20, 7, 851 – 858.
- VILČEK, J., 2014: Mapping and evaluation of the environmental functions of agricultural soils in Slovakia. *Geogr. J.*, 66, 3, 287 – 304.
- VOLESKY, B. a HOLAN, Z. R., 1995: Biosorption of Heavy Metals. *Biotechnol. Progress*, 11, 235 – 250, doi:10.1021/bp00033a001.
- VRANA, B., BALÁŽ, Š., DERCOVÁ, K. a TANDLICH, R., 1998: Biosorpcia hydrofóbných organických polutantov. *Chem. Listy*, 92, 186 – 196.
- ZAUŠKOVÁ, L., 2003: Integrovaný manažment a ekologická únosnosť v povodiach vodárenských nádrží. *Vedecké štúdie* 4/2003/B. *Zvolen, TU vo Zvolene*, 85 s.
- ZVARA, I., PAUK, J., KOČICKÝ, D., BABIŠ, P., HUDEC, A., CHOVAN, J., IVANIČ, B., MARETTA, M., ŠPILÁROVÁ, I., ŠVEC, P., TURAČEK, D., VAZAN, V. a ZIGO, T., 2015: Geologický prieskum pravdepodobných environmentálnych záťaží metódami diaľkového prieskumu Zeme a modelovaním. Záverečná správa. *Manuskript. Bratislava, MŽP SR – Banská Štiavnica, ESPRIT*, 111 s.
- ŽEMBERYOVÁ, M., OKENICOVÁ, L., BARTEKOVÁ, J., ŠIMONOVICHOVÁ, A. a GÁPLOVSKÁ, K., 2014: Bioaccumulation of heavy metals from aqueous solutions by live biomass of *Aspergillus niger* wild type strains isolated from different environments. *Fres. Environ. Bull.*, 23, 2A, 597 – 602.

Modelling of the sorption properties of soils in Slovakia for the purposes of geological information system

In a need of purposeful visualization and modelling of environmental functions of the soil, or implementation of measures at national level, there is a lack of large areas at present, due to a low level of departmental databases and methodologies harmonization in the Slovak Republic. Just this need for modelling of environmental functions of soils for the whole territory of Slovakia in terms of ability for sorption of pollutants has led us to design a calculation (Antal et al., 2012) and implementation of the model and imaging of the map (Zvara et al., 2015). The PSP (sorption potential of soil) index was calculated for the modelling of soil properties from the data which are available for years in the national databases of geochemical survey, and which are crucial for schematic expression of sorption capacity rate of soils. The calculation includes information on active soil reaction (pH/H₂O), organic matter content (OH), content of the clay fraction (OI) and the thickness of the A horizon (h_{AH}). Calculation was carried out through the score assigned to each range of values OH, OI and pH. Algorithm takes into account the score values through basic physico-chemical processes and the impact of different pH values on the function of organic matter and clay minerals in the soil. Score of these values is multiplied by the score value of the A horizon thickness and run according to following formula:

PSP ((OH. pH_OH) + (OI. pH_OI)). h_{AH}. Given by the limited scope, variability or quality of archive data, we focused only on indicators that have been captured in all departmental databases and are crucial for sorption processes in the soil. After calculation of selected indicators, the archived databases received a new added value. An example of resulting visualization of the potential sorption of the soil at the selected location with the environmental burden created using described model is shown in Fig. 5. The resulting map of potential sorption of soil, prepared for the whole territory of Slovakia, is suitable for eventual incorporation into the current geo-information systems (GeoIS, IMK, soil map portal, etc.) and is shown in Fig. 6. The interpretation applies an inverse relationship between the value of sorption potential and risks associated with the soil contamination. The lower value of potential sorption represents a higher risk of mobility, or toxic action of contaminants entering the soil. It should be pointed out that the model indicates only the potential of the territory, its sensitivity, resp. the resistance to the possible occurrence of contamination.

Doručené / Received: 22. 8. 2016
Prijaté na publikovanie / Accepted: 15. 12. 2016