

# Acta

# Facultatis Ecologiae



FAKULTA EKOLÓGIE  
A ENVIRONMENTALISTIKY

Volume **15**  
**2007**

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences  
Technical University in Zvolen

LADOMERSKÝ J. & HRONCOVÁ E.

Environmental Analysis of Two Variants of Transportation  
on Motorway Building Site

PETŘVALSKÝ V., PORHAJAŠOVÁ J., URMINSKÁ J., ONDŘÍŠÍK P. & MACÁK M.  
Occurrence of Elementary Epigeic Groups in Dependence  
on The Organic Matter

NOSKOVIČ J., JAUSCH M., KOČÍK K. & BEŇAČKOVÁ J.  
The Evaluation of Concentration of Nitrogen Inorganic Forms  
in Water Lakes Veľká Richňava, Malá Richňava and Veľká Vindšachta

URMINSKÁ J., PORHAJAŠOVÁ J., ONDŘÍŠÍK P. & PETŘVALSKÝ V.  
The Risk of An Influence of Heavy Metals Copper and Zinc  
in The Environment of Žiar Basin Territory

ČURDA S.

Application of Magnetic Susceptibility for Monitoring of Environment

MÁLIŠ F.

Plant Community *Poo Nemoralis-Quercetum Dalechampii* Šomšák  
et Háberová 1979 in Sihlianska Plateau (Veporské Mts.)

Samešová D., LADOMERSKÝ J. & HRONCOVÁ E.

Contribution to Assessment of Goudron Wastes Impact  
on the Environment

SCHWARZ M., DRÍMAL M. & KOPPOVÁ K.

Environmental Study of the Ambient Air Quality in Kremnica  
Monitoring Area. Part II. Whole Evaluation of Data

Veľková V., VÝBOHOVÁ E. & BUBENÍKOVÁ T.

Negative Effect of Wood Impregnation on Environment

REINPRECHT L. & KIZLINK J.

Wood Preservatives Prepared from Electrical and Cooling Wastes

# Acta Facultatis Ecologiae

Journal of Faculty of Ecology and Environmental Sciences  
Technical University in Zvolen

Volume 15

2007

## **Editorial Board**

Editor-in-Chief  
Oľga Kontrišová

Vice-Editor-in-Chief  
Slavomír Stašiov – Ecological Section  
Dagmar Samešová – Environmental Section

Executive Editor  
Michal Wiezik – Ecological Section  
Marián Schwarz – Environmental Section

Technical Editor  
Vladimír Kubovčík, Vladimír Lalík, Hana Ollerová, Magdaléna Pichlerová, Marek Svitok

Members  
Miroslav Badída, Ján Derca, Ján Gáper, Dušan Holoubek, Juraj Hreško, Peter Jančura,  
Karol Kočík, Juraj Ladomerský, Andrej Oriňák, Włodzimierz Prądziński, Ján Supuka

## **List of reviewers Acta Facultatis Ecologiae 15**

Marián Babiak, Miroslav Badída, Danica Kačíková, Karol Kočík, Juraj Ladomerský,  
Dagmar Samešová, Ján Supuka

## OBSAH / CONTENT

LADOMERSKÝ J. & HRONCOVÁ E. Environmentálna analýza dvoch variantov staveniskovej dopravy pre výstavbu rýchlostnej komunikácie Environmental Analysis of Two Variants of Transportation on Motorway Building Site .....	5
PETŘVALSKÝ V., PORHAJAŠOVÁ J., URMINSKÁ J., ONDRIŠÍK P. & MACÁK M. Výskyt základných epigeických skupín v závislosti od množstva organickej hmoty Occurrence of Elementary Epigeic Groups in Dependence on The Organic Matter .....	15
NOSKOVIČ J., JAUSCH M., KOČÍK K. & BEŇAČKOVÁ J. Hodnotenie koncentrácie anorganických foriem dusíka vo vodných nádržiach Veľká Richňava, Malá Richňava a Veľká Vindšachta The Evaluation of Concentration of Nitrogen Inorganic Forms in Water Lakes Veľká Richňava, Malá Richňava and Veľká Vindšachta.....	21
URMINSKÁ J., PORHAJAŠOVÁ J., ONDRIŠÍK P. & PETŘVALSKÝ V. Riziko vplyvu ťažkých kovov medi a zinku v životnom prostredí Žiarskej kotliny The Risk of An Influence of Heavy Metals Copper and Zinc in The Environment of Žiar Basin Territory .....	29
ČURDA S. Využití magnetické susceptibility při monitorování životního prostředí Application of Magnetic Susceptibility for Monitoring of Environment.....	37
MÁLIŠ F. Spoločenstvo <i>Poo nemoralis-quercetum dalechampii</i> Šomšák et Háberová 1979. Na Sihlianskej planine (Veporské vrchy) Plant Community <i>Poo Nemoralis-Quercetum Dalechampii</i> Šomšák et Háberová 1979 in Sihlianska Plateau (Veporské Mts.) .....	41
SAMEŠOVÁ D., LADOMERSKÝ J. & HRONCOVÁ E. Príspevok k posudzovaniu vplyvov gudrónových odpadov na životné prostredie Contribution to Assessment of Goudron Wastes Impact on the Environment.....	49
SCHWARZ M., DRÍMAL M. & KOPPOVÁ K. Environmentálna štúdia kvality ovzdušia v monitorovacej oblasti Kremnica. II. časť: Celkové vyhodnotenie údajov Environmental Study of the Ambient Air Quality in Kremnica Monitoring Area. Part II. Whole Evaluation of Data .....	55
Veľková V., VÝBOHOVÁ E. & BUBENÍKOVÁ T. Negatívny dopad impregnácie dreva na životné prostredie Negative Effect of Wood Impregnation on Environment .....	65
REINPRECHT L. & KIZLINK J. Wood Preservatives Prepared from Electrical and Cooling Wastes .....	71



# ENVIRONMENTÁLNA ANALÝZA DVOCH VARIANTOV STAVENISKOVEJ DOPRAVY PRE VÝSTAVBU RÝCHLOSTNEJ KOMUNIKÁCIE

Juraj Ladomerský & Emília Hroncová

Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: jladomersky@yahoo.co.uk

## ABSTRACT:

### Ladomerský L. & Hroncová E. **Environmental Analysis of Two Variants of Transportation on Motorway Building Site**

The article deals with the assessment and comparison of negative environmental impacts of two variants of building site transportation for the construction of the R1 motorway Rudno nad Hronom – Žarnovica (Slovakia). The basic variant of building site transportation was the transportation carried out on local roads (10,5 km in length). Alternative route using the existing sections of the motorway and constructing the connection temporary access road (12,5 km in length). The average daily intensity of building site freight transportation and heavy mechanization is 307 cars and it was necessary to transport up to 1 800 m<sup>3</sup> of materials daily. The synthetic indicator of environmental significance was calculated from the analysis of observed factors. On the basis of the synthetic indicator, it is stated that despite of the shorter route, the basic variant of building site transportation is highly dangerous and its realization was not recommended. A special economic analysis showed that when all environmental factors are taken into consideration, the alternative longer route is more convenient.

**Key words:** motorway, environmental impacts, emission

## 1 ÚVOD

Výstavba akýchkoľvek pozemných komunikácií má alebo môže mať závažný dopad na viaceré zložky životného prostredia [1]. Taktiež intenzívna stavenisková doprava počas výstavby ciest sa prejaví na zvýšení celého radu negatívnych faktorov vplyvajúcich na životné prostredie. V predloženom príspevku je vypracovaná modelová analýza negatívnych environmentálnych dopadov na vybrané zložky životného prostredia, ktoré by mohli byť významne ovplyvnené počas výstavby cesty.

Cieľom práce bolo vyhodnotiť a porovnať negatívne environmentálne dopady dvoch variantov staveniskovej dopravy pre výstavbu rýchlostnej komunikácie R1 Rudno nad Hronom – Žarnovica.

## 2 CHARAKTERISTIKA HODNOTENÉHO STAVU

### 2.1 Základné údaje o stavbe cesty

Modelom pre riešenie analýzy negatívnych environmentálnych dopadov na vybrané zložky životného prostredia bola výstavba úseku cesty R1 Rudno nad Hronom – Žarnovica, ktorá je súčasťou cestného ťahu E 571. Dĺžka cesty R1 je v prvom úseku 5 485 m, v druhom úseku 4 471 m. Okrem hlavného stavebného objektu (cesta R1) sú súčasťou výstavby cesty aj viaceré sprievodné objekty, napr. prístupová cesta k lávke o dĺžke 210 m, obchádzková komunikácia dĺžky 322 m.

Termín výstavby diaľnice august 2004 až september 2006. V nami sledovanom období 3. 9. 2004–30. 9. 2005 bol celkový počet pracovných dní 297, množstvo prevezeného materiálu 341 159 m<sup>3</sup>, priemerná denná vozba 1 149 m<sup>3</sup>, maximálna denná vozba 1 800 m<sup>3</sup>. Priemerná denná intenzita staveniskovej nákladnej dopravy a ťažkej mechanizácie 307 áut, z čoho 20 áut preprava ťažkej mechanizácie, 96 áut o kapacite 12 m<sup>3</sup>, 191 áut o kapacite 6 m<sup>3</sup>. Čas jedného obratu nákladného auta 16 h a priemerne 10 obrátov jedného auta za deň.

## 2.2 Navrhnuté varianty staveniskovej dopravy

Prvým – základným variantom staveniskovej dopravy je doprava vedená miestnou komunikáciou cez mesto Žarnovica a cestou III/0658 cez obce Voznica a Rudno nad Hronom k prístupovej ceste na stavenisko. Dĺžka trasy Žarnovica – Voznica – Rudno nad Hronom, t. j. de facto od miesta rozdelenia sa od alternatívnej trasy činí 10,5 km.

Druhým – porovnávacím variantom je alternatívna trasa po hlavnej ceste I/65 – doprava po existujúcej časti rýchlostnej komunikácie s obchvatom Žarnovica a vybudovaním prepojenia (dočasnej prístupovej cesty) existujúcej R1 a nadjazdu. Dĺžka trasy k prístupovej ceste na stavenisko t. j. od miesta rozdelenia sa od trasy podľa základného variantu činí 12,5 km.

## 3 METODIKA

Vyhodnotili sme a porovnali negatívne environmentálne dopady posudzovaných variantov z hľadiska:

- či každá z dvoch potenciálnych komunikácií pre staveniskovú dopravu spĺňa požiadavky na priechodnosť ťažkej stavebnej dopravy, pričom sa posúdil ich šírkový profil a zatáčky,
- nebezpečenstva kolízií staveniskovej dopravy a verejnej premávky,
- nebezpečenstva vzniku dopravných nehôd,
- potenciálu ohrozenia chodcov v obciach,
- potenciálu lokálneho zhoršenia kvality ovzdušia,
- potenciálu lokálneho zhoršenia kvality vôd,
- potenciálu zhoršenia hlučnosti,
- potenciálu negatívneho vplyvu vibrácií a otrav na budovy v bezprostrednej blízkosti ciest.

Definovanie negatívnych vplyvov staveniskovej dopravy vychádza z analýzy zistených údajov stavu dotknutých území, do ktorých mala byť alebo bola navrhovaná činnosť vsadená. Predstavuje to prvotnú identifikáciu problémových oblastí životného prostredia. Ďalšie informácie vychádzajú zo súčasných poznatkov o komplexnom vplyve automobilovej dopravy na životné prostredie, ktoré sa zatiaľ skúma vo vyspelých krajinách, predovšetkým v Nemecku [2, 3]. Okrem toho celá trasa v základnom variante bola dôkladne preskúmaná a bola dokumentovaná kamerovaním, z čoho vyplynuli ďalšie dôležité podkladové údaje pre environmentálnu analýzu.

### 3.1 Kvalifikované porovnanie variantov riešenia staveniskovej dopravy

Kvalifikované porovnanie variantov staveniskovej dopravy má multispektrálny charakter a váhy impaktov musia byť zosúladené z pohľadu všetkých environmentálnych, dopravných, technických a ekonomických špecifik. Pre každý prípad posudzovania výstavby a prevádzkovania ciest je to spravidla rozdielne.

V danom prípade najväčšou skupinou impaktov sú negatívne impakty na zdravie človeka, sociálne a hospodárske prostredie. Veľmi závažné sú dopravné kritériá. Na rozdiel od väčšiny iných prípadov posudzovania dopravy vplyvy na prírodné prostredie nie sú v tomto prípade najzávažnejšie. Relatívne menej závažné sú technicko-ekonomické kritériá. Z hľadiska objektivizácie hodnotenia variant je dôležitý výber väčšieho počtu faktorov. Pri porovnávaní jednotlivých faktorov v ďalšej analýze nie je na závalu, ak sa porovnávajú relatívne vzájomne nesúvisiace faktory, alebo naopak, vzájomne závislé faktory. Rozhodujúce je, aby každý faktor bol zrozumiteľne definovaný.

### 3.2 Základné kritériá porovnávania variantov riešenia staveniskovej dopravy

#### 3.2.1 Vplyvy na zdravie človeka, sociálne a hospodárske prostredie

V rámci tohto komplexného kritéria sa hodnotí znečistenie ovzdušia – emisie a ich dosah na obytné zóny, hluk a jeho vplyv na sídla a aglomerácie, sídla – narušovanie stavieb, narušenie komunikačných

väzieb, deliaci účinok ciest a pod. Jednotlivé negatívne faktory označujem poradovým číslom (v kap. 5).

### 3.2.2 Dopravné kritériá

Vránci tohto komplexného kritéria sa hodnotí dopravná bezpečnosť, stupeň nehodovosti úsekov a križovatiek, plynulosť a dopravná rýchlosť staveniskovej dopravy, ekonómia dopravy – spotreba času, spotreba pohonných hmôt, dĺžka variantných ciest k cieľovému bodu.

### 3.2.3 Vplyvy na prírodné prostredie – voda, pôda, poľnohospodársky a lesný pôdny fond

Vránci tohto komplexného kritéria sa hodnotia povrchové a podzemné vody, zdroje vôd, výskyt minerálnych prameňov, regulácie tokov, ochranné pásma, pôdy, poľnohospodársky a lesný pôdny fond, fauna a flóra – ovplyvnenie ekosystémov, prípadne chránených rastlinných a živočíšnych druhov.

### 3.2.4 Technicko-ekonomické kritériá

Technická náročnosť realizácie staveniskovej dopravy – množstvo veľkých objektov trasy a vyvolaných investícií, z toho vyplývajúca doba výstavby, celkové náklady stavby investičné aj neinvestičné – stavebné, výkupy pozemkov, vyňatia z pôdnych a lesných fondov, náhrady, kompenzácie, rekultivácie, projektové práce, prieskumy a pod., náklady na prevádzku, údržbu a opravy ciest.

## 4 HODNOTENIE NEGATÍVNYCH ENVIRONMENTÁLNYCH DOPADOV POSUDZOVANÝCH VARIANTOV

### 4.1 Plynulosť a rýchlosť dopravy

Doprava je zdrojom látok znečisťujúcich ovzdušie a poškodzujúcich zdravie. Množstvo emisií z dopravy závisí od mnohých faktorov: intenzity dopravy, skladby dopravného prúdu, rýchlosti a technického stavu vozidiel, rozptylu škodlivín, meteorologických podmienok, faktorov terénu a i.

Plynulosť a rýchlosť dopravy má rozhodujúci vplyv na emisie z vozidiel a na ekonomiku staveniskovej dopravy, ak intenzita dopravy a zaťaženie

vozidiel je jednoznačne určené pracovnými úlohami. Z tohto pohľadu je zásadný rozdiel medzi dvoma posudzovanými variantami.

Z osobnej obliadky a zosnímkovania celej trasy vyplynuli dôležité poznatky o veľkom počte zákrut (63), reálnych rýchlostiach, nevyhnutných dodatočných nákladoch na opravy menej kvalitnej vozovky. Pre ťažkú stavebnú techniku sa objavili ďalšie obmedzenia (úzka vozovka bez chodníkov, vynútené zastavovanie pri prechodoch žiakov a detí do školy a materskej škôlky a iné). Jazda na tretí alebo druhý prevodový stupeň s častým spomaľovaním a rozbiehaním predstavuje nielen zvýšenú spotrebu pohonných hmôt (v porovnaní s plynulou a rýchlou prepravou v prepočte na celkovú spotrebu pohonných hmôt), ale aj zvýšené emisie. Pri jednom obrate vozidla je dĺžka prejazdu 21 km.

Súhrnne pri realizácii trasy podľa základného variantu k zníženej plynulosti dopravy v obciach a v dôsledku úzkej cesty a ostrých zákrut reálne dochádza na úseku minimálne 50 % z celkovej dĺžky cesty.

Porovnávací variant staveniskovej dopravy po existujúcej dvojprúdovej rýchlostnej komunikácii R1 a cca 200 m dlhým prepojovacím úsekom predstavuje plynulú a rýchlu dopravu s jazdou prevažne na 5. prevodový stupeň. Pri jednom obrate vozidla na alternatívnej trase je dĺžka prejazdu 25 km bez prejazdu uzavretou osadou.

### 4.2 Spotreba pohonných hmôt

Pre porovnanie jednotlivých variant a následné hodnotenie environmentálnych dopadov je dôležitá spotreba pohonných hmôt. Stavenisková nákladná doprava, ktorá bola vedená po alternatívnej trase a využívaná pre výstavbu konkrétnych objektov za sledované obdobie (3. 9. 2004–30. 9. 2005) predstavovala 323 466 litrov pohonných hmôt (PHM).

Keďže sme overili, že rýchlosť a plynulosť prevádzky na variantných cestách sú zásadne rozdielne, veľmi dôležité bolo odhadnúť o koľko % je vyššia spotreba ťažkej dopravnej techniky, ak sa jazdí na 2. a 3. prevodový stupeň, oproti tomu, ak by sa jazdilo na 4. a 5. prevodový stupeň. Odhadnúť tento údaj je veľmi náročné. Údaje z osobnej automobilovej dopravy uvádzajú zvýšenie spotreby aj o 50%. Na základe skúsenosti odborníkov z dopravných podnikov bolo minimálne zvýšenie spotreby odhadované na 30%. Na druhej strane



sa nepredpokladá maximálne zvýšenie spotreby mechanizmu počas jazdy na nižších prevodových stupňoch o viac než 50%. Ďalšou ekonomickou analýzou bolo zistené, že z hľadiska nákladov na pohonné hmoty sú obidve variantné trasy porovnateľné.

Priemerná rýchlosť nákladných vozidiel na trati v základnom variante môžeme odhadnúť na  $30 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$  a na porovnávacej trati  $50 \text{ km}\cdot\text{h}^{-1}$ . Z toho vyplýva spotreba času na trati podľa pôvodného projektu  $21/30 = 0,7 \text{ h}$ . Spotreba času na alternatívnej trati  $25/50 = 0,5 \text{ h}$ .

Jeden obrat vozidla na alternatívnej trati je min. o 12 minút kratší. Pri priemernom desiatich jazdách za deň to predstavuje úsporu 2 hodiny na jedno vozidlo. Predstavuje to denne prevádzku troch ťažkých vozidiel navyše.

### 4.3 Potenciál ohrozenia kvality ovzdušia

Znečistenie ovzdušia patrí medzi hlavné negatívne vplyvy ciest na životné prostredie. Vo vyspelých krajinách sa doprava stáva najvýznamnejším zdrojom znečisťovania ovzdušia. Legislatívne environmentálne opatrenia EU v doprave zahŕňajú najmä maximálne prípustné koncentrácie vybraných znečisťujúcich látok vo výfukových plynoch, hluk a kvalitu pohonných hmôt. Výfukové plyny obsahujú okolo 100 rôznych chemických látok, ale predpisy sledujú len niekoľko veľmi málo látok – CO, NO<sub>x</sub> a prchavé organické látky (VOC).

Je známe, že z brzdového obloženia sa uvoľňujú častice azbestu, ktoré sú karcinogénne. Si a Al pochádzajú z ojazdených povrchov vozoviek. Mechanické odieranie rôznych častí vozidiel produkuje častice obsahujúce Fe, Cr, Ti. Spaľovanie benzínu alebo nafty produkuje CO, NO<sub>x</sub>, aldehydy, VOC, polycyklické aromatické uhľovodíky (PAU) – niektoré z nich majú preukázané karcinogénne vlastnosti, ale aj Cu. VOC a NO<sub>x</sub> sa podieľajú na vzniku nebezpečných oxidantov: troposférického ozónu O<sub>3</sub> a peroxyacetylnitrátu (PAN). V závislosti od obsahu síry v palive sú emitované vyššie či nižšie koncentrácie SO<sub>2</sub>. Je jasne preukázaný negatívny vplyv tejto zmesi znečistenín na kardiovaskulárny systém človeka.

Vo voľnom ovzduší sa monitoruje len niekoľko málo znečisťujúcich látok. Z výsledkov monitorovania kvality ovzdušia v obci Voznica a obci Lukavica v r. 2004 vyplýva, že koncentrácie O<sub>3</sub> a CO boli veľmi nízke a pravdepodobne ani pri vysoko-

kom zaťažení automobilovou dopravou by neboli prekročené imisné limity. Koncentrácie SO<sub>2</sub>, NO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> boli vždy pod imisným limitom, ale najmä v obci Voznica intenzívna stavenisková doprava by už spôsobovala prekračovanie limitov NO<sub>x</sub> resp. NO. Ak navyše uvážime nevyhnutnosť niekoľko násobného spomalenia alebo aj zastavenia vozidiel z dôvodu ochrany chodcov, potom v krátkodobých intervaloch sa dá počítať aj s významným nárastom koncentrácie CO, VOC. Zvlášť príspevok BTX (benzén, toluén, xylén) z dopravy k pozadovým koncentráciám v blízkych domoch by mohol spôsobovať trvalé prekračovanie hygienických limitov v obytných priestoroch.

Najnepriaznivejšia situácia je s tuhými časticami PM 10. Tieto sú prekračované už aj bez intenzívnej automobilovej dopravy. Vzhľadom na bezprostrednú blízkosť obytných domov školy a škôlky k ceste, intenzívna stavebná doprava by predstavovala intenzívnu celodennú neúnosnú záťaž pre človeka.

Osobitným prípadom je vplyv staveniskovej dopravy na znečistenie ovzdušia v samotnom meste Žarnovica podľa základného variantu. Príspevok staveniskovej dopravy by tu znamenal minimálne v centrálnej oblasti mesta celodenné prekračovanie limitov pre voľné ovzdušie NO<sub>x</sub> a tuhých častíc PM 10 a BTX.

### 4.4 Potenciál ohrozenia povrchových a podzemných vôd

Vplyv výstavby a prevádzky cestných komunikácií na povrchové a podzemné vody spočíva najmä v možnom ovplyvnení ich kvality, a to odvedením zrážkových vôd z vozovky a telesa cesty do recipientov, ako aj možnými splachmi znečisťujúcich látok unikajúcich z vozidiel. Cesty nižšieho rádu nemajú spravidla v rámci cestného telesa vybudovanú kanalizáciu a vody sú odvádzané cestnými priekopami.

V prípade základného variantu je situácia o to komplikovanejšia, že cesta III/0658 je v niekoľkých miestach vo veľmi tesnom kontakte s korytom rieky Hron a vo veľmi tesnom kontakte s pozemkami rodinných domov s prídomevými studňami. Nie je tu vybudovaná dažďová kanalizácia a tým chýba možnosť sedimentácie splachovej vody v usadzovacích nádržiach a ani zachytávanie ropných látok. Na mnohých miestach cesty III/0658 dažď splachuje všetky nečistoty z cesty priamo do Hrona.

Jednoznačne sa dá predpokladať vyšší príspevok k znečisteniu rieky Hron pri realizácii základného variantu, najmä chemickej spotreby kyselika (CHSK), rozpustných látok (RL), nerozpustných látok (NL) a nepolárnych extrahovateľných látok (NEL). Je tu aj vyššie riziko kontaminácie prostredia ropnými látkami pri používaní nákladných vozidiel so zlým technickým stavom. Napr. zhoršený technický stav vozidiel sa veľmi zreteľne prejavil na kontaminácii vody a pôdy lesného prostredia ropnými látkami dokonca v chránenej krajinskej oblasti [4].

Realizácia základného variantu nesie isté riziko novej kontaminácie prídavných studní, ale potenciál rizika sa v danej etape nedá kvantifikovať. Priame ohrozenie podzemných vôd sa nepredpokladá ani pri jednom z posudzovaných variantov staveniskovej dopravy. Riziko by mohlo vzniknúť za určitej situácie pri dopravnej nehode, ktorá je pravdepodobnejšia v základnom variante.

#### 4.5 Potenciál ohrozenia chodcov v obciach

Intenzívna stavenisková doprava v základnom variante na ceste III/0658 má vysoký potenciál ohrozovania chodcov pozdĺž celej obce Voznica, takmer po celej dĺžke mesta Žarnovica a v okrajovej zóne obce Rudno nad Hronom.

Ako najvýznamnejšie ohrozenie považujem ohrozenie v obci Voznica z týchto dôvodov:

- pozdĺž celej cesty v obci nie je ani na jednej strane vybudovaný chodník,
- úzka cesta s niektorými domami alebo plotmi hraničiacimi priamo s cestou,
- na niektorých úsekoch chýba akákoľvek úniková plocha pre chodcov,
- priamo pri ceste je základná škola a materská škola,
- niekoľko zákrut cesty v obci znemožňuje vodičom odhadnúť dopravnú situáciu v strednej vzdialenosti pred autom.

Variantne riešenie ťažkej staveniskovej dopravy s vybudovaním prepojenia existujúcej R1 a nadjazdu tieto negatívne vplyvy výrazne eliminuje.

Zvýšené riziká vážnych dopravných nehôd a riziká ohrozenia chodcov s vážnym poškodením zdravia alebo usmrtením pri realizácii základného variantu staveniskovej dopravy sme nedokázali vyhodnotiť v osobitnej ekonomickej analýze [5].

#### 4.6 Potenciál negatívneho vplyvu hluku

Hluk patrí medzi negatívne faktory prostredia, obťažujúce človeka a iné organizmy. Cestné komunikácie sú významným zdrojom hluku, ktorý sa šíri v priestore v dôsledku prevádzky a pohybu vozidiel s rôznou technologickou úrovňou. Úroveň hluku z dopravy závisí podobne ako emisie od intenzity dopravy, skladby dopravného prúdu, rýchlosti a technického stavu vozidiel, ako aj od meteorologických podmienok, faktorov terénu a i.

Intenzívna stavenisková doprava v základnom variante na ceste III/0658 má vysoký potenciál negatívneho vplyvu hluku na obyvateľov mesta Žarnovica a veľmi výrazne sa zvýši hlukové zaťaženie obyvateľov obce Voznica. Zvlášť negatívny dopad by to mohlo mať na deti v materskej škôlke a na žiakov základnej školy. Minimálne v týchto úsekoch by sa museli realizovať protihlukové opatrenia, protihlukové steny z absorpčných prefabrikovaných materiálov. Iné opatrenia ako zeleň, zemné valy, clony z prírodného materiálu a pod. by nebolo možné v krátkom období realizovať.

#### 4.7 Potenciál negatívneho vplyvu vibrácií a otrasov na budovy v bezprostrednej blízkosti ciest

Tento potenciál je pomerne málo sledovaný a je problém exaktne ho vyhodnotiť. Je však známe, že intenzívna kamiónová doprava spôsobuje praskanie múrov. Vzhľadom na to, že niektoré domy najmä v obci Voznica sú takmer v priamom dotyku s cestou, takýto problém by sa mohol objaviť už po krátkej intenzívnej ťažkej staveniskovej doprave.

Súhrnne možno uviesť, že vibrácie sú veľmi nebezpečným faktorom na statiku budov a zdravie človeka. Problém možno obmedzovať hmotnosťou nákladov, čo v danom prípade neprichádza do úvahy, a znižovaním prejazdovej rýchlosti.

#### 4.8 Potenciál ohrozenia pôdy

Za relatívne krátku dobu intenzívnej staveniskovej prepravy nie je významné riziko kontaminácie pôdy ťažkými kovmi z emisií dopravných prostriedkov. Nie je dôvod predpokladať, že sa v okolí ciest počas výstavby rýchlostnej komunikácie štatisticky významne zvýši požadovaná koncentrácia prvkov a látok ako sú Ni, Cd, Zn, NaCl, CaCl<sub>2</sub>. Obe dva varianty sú v podstate rovnocenné.

#### 4.9 Potenciál ohrozenia bioty

Vplyv výstavby a prevádzky cestných komunikácií na biotické prostredie je spravidla veľmi rozsiahly – najmä v prípade, ak sa stavba realizuje vo voľnej krajine so zastúpením bioticky významných prvkov krajiny. Priamy vplyv spočíva najmä v odstránení celých biotopov alebo ich častí vrátane rastlinstva a nepohyblivých alebo málo pohyblivých druhov živočíchov. S výstavbou súvisí aj degradácia rastlinných spoločenstiev a celých biotopov zošľapovaním, resp. inými (malé) formami priameho poškodenia, alebo fragmentáciou ekosystému.

Samotná stavenisková doprava sa v obidvoch hodnotených variantoch realizuje v krajine, v ktorej nie sú zastúpené bioticky významné prvky. Taktiež nie je predpoklad, žeby premávka po komunikácii mala až tak závažný dopad na časti rastlinstva a nepohyblivých alebo málo pohyblivých druhov živočíchov. Nehrozí ani ďalšia fragmentácia ekosystému.

Väčší nepriamy vplyv staveniskovej dopravy spočíva najmä v narušení biotopov hlukom, prašnosťou, emisiami a v pôsobení zvýšeného bariérového efektu na migračnú funkciu vybraných habitatov biotopov živočíšstva v prípade realizácie základného variantu, keďže ceste III/0658 je vedená sčasti lesným prostredím a sčasti vedená v nezvýšenej úrovni lúčneho prostredia.

Imisné limity na ochranu vegetácie určené pre znečisťujúce látky  $\text{NO}_2$  a  $\text{SO}_2$  sú oveľa prísnejšie ako imisné limity na ochranu zdravia ľudí. Z výsledkov sa dá celkom jednoznačne uzavrieť, že v blízkom okolí cesty intenzívna stavebná doprava by jednoznačne znamenala trvalé prekračovanie limitných koncentrácií:  $30 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pre  $\text{NO}_2$  a  $20 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pre  $\text{SO}_2$ .

Nie je vysoký predpoklad iného narušenia existenčných podmienok vegetácie v dôsledku koncentrácie stresových faktorov (výfukových plynov, posypových solí, ťažkých kovov atď.) v okolí cesty III/0658 počas intenzívnej staveniskovej dopravy, ak by sa realizoval základný variant. Rovnaký dopad má aj realizácia porovnávacieho variantu.

Obidva varianty sú z hľadiska ochrany jedinečných objektov rovnocenné.

## 5 SÚHRNNÉ POROVNÁVACIE HODNOTENIE ENVIRONMENTÁLNEJ KVALITY VARIANTOV STAVENISKOVEJ DOPRAVY

Negatívne environmentálne a súvisiace dopady staveniskovej dopravy sú v ďalšom texte vzájomne porovnávané.

### 5.1 Základné porovnávanie variantov riešenia staveniskovej dopravy

#### 5.1.1 Faktory vplyvov na zdravie človeka, sociálne a hospodárske prostredie

1. Potenciál lokálneho zhoršenia kvality ovzdušia – veľmi výrazná prednosť pre porovnávaciu trasu (osobitne analyzované v texte).
2. Potenciál zhoršenia hlučnosti – realizácia základnej trasy by mala bezprostredný dopad na zvýšenie hlučnosti v Žarnovici a v jednotlivých obciach.
3. Potenciál negatívneho vplyvu vibrácií a otrasov na budovy v bezprostrednej blízkosti ciest – aktuálna a negatívny len pre základnú trasu, hlavne v obci Voznica.
4. Narušenie komunikačných väzieb, deliaci účinnok ciest – najmä v obci Voznica z pohľadu prechádzania deti do škôlky a žiakov do školy.

#### 5.1.2 Faktory dopravného kritéria

5. Požiadavky na priechodnosť ťažkej stavebnej dopravy z hľadiska ich šírkového profilu a zátačiek: každá z trás je realizovateľná, ale základná trasa je problémová s miestami úzkym profilom, veľkým počtom zátačiek a problémová pri stretávaní sa a vyhýbaní protiúdcich vozidiel ťažkej techniky, porovnávacía trasa vedie rýchlostnou komunikáciou bez úzkoprofilových miest a ostrých zátačiek.
6. Nebezpečenstvo kolízií staveniskovej dopravy a verejnej premávky – po základnej trase menšia početnosť kolízií vyplývajúce zo štatistickej pravdepodobnosti menšieho počtu áut ako na rýchlostnej komunikácii.
7. Nebezpečenstvo vzniku dopravných nehôd – oveľa výraznejšie na základnej trase z dôvodu zhoršenej priechodnosti ťažkej stavebnej

dopravy a miestami úzkym profilom cesty a ostrými zákrutami.

8. Potenciál ohrozenia chodcov v obciach – jednoznačne rizikový pre základný variant a za normálnej situácie neaktuálne pre porovnávaciu trasu, keďže sa na nej chodci nemajú vyskytovať.
9. Plynulosť a rýchlosť dopravy – výrazne výhodnejšia porovnávacía trasa bez veľkého množstva zákrut a bez ostrých zákrut.
10. Čas prejazdu vozidla – jeden obrat vozidla na alternatívnej trati je o 12 minút kratší.
11. Dĺžka trasy – základná trasa je kratšia.
12. Náklady na pohonné hmoty – prakticky rovnocenné varianty.

### 5.1.3 Faktory vplyvov na prírodné prostredie

13. Potenciál lokálneho zhoršenia kvality vôd – výhodnejší variant pre porovnávaciu trasu (osobitne analyzované v texte).
14. Potenciál ohrozenia pôdy – obidva varianty sú v podstate rovnocenné.
15. Potenciál ohrozenia záhradkárskych produktov – malý vplyv základnej trasy a žiaden vplyv porovnávej trasy.
16. Potenciál ohrozenia bioty – celkove relatívne malý priamy vplyv v obidvoch variantoch, väčší nepriamy vplyv staveniskovej dopravy v prípade realizácie základného variantu (spočíva najmä v narušení biotopov hlukom, prašnosťou, emisiami a v pôsobení zvýšeného bariérového efektu na migračnú funkciu vybraných habitatov biotopov živočíšstva).
17. Intenzívna stavebná doprava by jednoznačne znamenala trvalé prekračovanie imisných limitných koncentrácií: 30  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pre  $\text{NO}_2$  a 20  $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pre  $\text{SO}_2$ .
18. Potenciál ohrozenia makrozoobentosu rieky Hron – možné malé negatívne ovplyvnenie, obe alternatívy sú rovnocenné.
19. Potenciál ohrozenia chránených objektov – málo významný faktor, obidva varianty sú z hľadiska ochrany jedinečných objektov rovnocenné.

### 5.1.4 Faktory technicko-ekonomického kritéria

20. Náklady na prepojkú alternatívnej trasy.
21. Vyššie náklady na prevádzku, údržbu a opravu cesty podľa základného variantu.

22. Náklady na monitoring životného prostredia pri realizácii staveniskovej dopravy podľa základného variantu, ktorý bezprostredne nesúvisí s výstavbou rýchlostnej komunikácie.

## 5.2 Oceňovanie faktorov

Po uskutočnení vyššie uvedenej hierarchizácii je potrebné ohodnotiť ich úroveň na základe analýzy nebezpečnosti faktora. Obvykle je používaná päťstupňová stupnica. Pre daný prípad relatívne krátkodobého pôsobenia je postačujúca štvorstupňová stupnica:

Nebezpečná úroveň	3 body
Priemerná negatívna úroveň	2 body
Únosná negatívna úroveň	1 bod
Pozitívna úroveň	0 bodov

## 5.3 Váhy faktorov

Faktory budú hierarchizované pomocou metódy čiastočného párového porovnávania. Podstatou metódy je, že sa pri vzájomnom porovnávaní zisťuje a označuje významnejší z negatívnych faktorov pre daný prípad. Na hodnotenie boli využití štyria odborníci, ktorí v danej oblasti pracujú.

Výsledky sú uvedené v tab. 1, v ktorej environmentálne závažnejší (rizikovejší) z dvojice faktorov je vyznačený tučným písmom a dvojica s približne rovnakým negatívnym dopadom je vyznačená kurzívou. V poslednom stĺpci je zistená váha faktora v príslušnom riadku. Súčet váh faktorov musí odpovedať číslu  $N(N-1)/2 = 231$ , kde  $N$  je sledovaný počet faktorov.

Na základe výsledkov tab. 1 hierarchizácie faktorov metódou čiastočného párového porovnávania bolo určené poradie environmentálnej závažnosti faktorov, ktoré je uvedené v tab. 2.

## 5.4 Syntetický ukazovateľ environmentálnej kvality variantov staveniskovej dopravy

Po výbere faktorov, ktoré boli vzaté do hodnotenia, sa uskutoční bodové hodnotenie každého faktora (tab. 3) v každom variante. V danom prípade postačuje použiť štvorstupňovú stupnicu charakterizovanú v podkapitole Oceňovanie faktorov. Konkrétna závažnosť faktora môže vyplývať buď z poznatkov svetovej literatúry, svetovej úrovne riešenia, alebo výsledkov konkrétnych meraní



Tab. 3 Bodové hodnotenie úrovne faktorov (z oceňovania) podľa variantov

Tab. 3 Point evaluation of factors according to individual variants

Faktor číslo	Základný variant	Porovnávací variant
1	3	1
2	3	1
3	3	0
4	3	0
5	3	2
6	3	1
7	3	2
8	3	0
9	3	1
10	2	1
11	1	2
12	3	3
13	2	1
14	1	1
15	1	1
16	2	1
17	3	1
18	1	1
19	0	0
20	0	3
21	2	1
22	2	1

Tab. 4 Syntetický ukazovateľ environmentálnej závažnosti

Tab. 4. Synthetic indicator of environmental importance

		Súčiny váhy a bodového hodnotenia	
Faktor číslo	Váha faktora	Základný variant	Porovnávací variant
1	18,5	55,5	18,5
2	17,5	52,5	17,5
3	11	33	0
4	18,5	55,5	0
5	9	27	18
6	17	51	17
7	18	54	36
8	18,5	55,5	0
9	9,5	28,5	9,5
10	11,5	23	11,5
11	8	8	16
12	11	33	33
13	11,5	23	11,5
14	2	2	2
15	2	2	2
16	7	14	7
17	16	48	16
18	5,5	5,5	5,5
19	0	0	0
20	9	0	27
21	7,5	15	7,5
22	2	4	2
<b>Syntetický ukazovateľ</b>		590	257,5

a monitoringu. Pri nedostatku aplikovateľných poznatkov pre konkrétny prípad sa volia len relatívne relácie – environmentálne závažnejšiemu faktoru vo variante, v ktorom je environmentálne závažnejší, prisúdime vyššiu hodnotu.

Súčtom súčínov váhy faktorov a ich bodového ohodnotenia dostaneme hodnotu syntetického ukazovateľa environmentálnej kvality variantov staveniskovej dopravy. Výsledky sú uvedené v tab. 4.

Variant s vyššou hodnotou predstavuje vyššie environmentálne riziko, variant s nižšou hodnotou vyššiu environmentálnu kvalitu.

## 6 ZÁVER

Boli analyzované dva varianty intenzívnej staveniskovej dopravy pri výstavbe rýchlostnej komunikácie. Realizovaný alternatívny variant staveniskovej dopravy má neporovnateľne vyššiu environmentálnu kvalitu, keď syntetický ukazovateľ environmentálnej závažnosti základného variantu má takmer dvojnásobnú hodnotu (tab. 4).

Základný variant staveniskovej dopravy je vysoko rizikový a nebolo možné odporučiť jeho realizáciu napriek snahe investora využiť existujúcu kratšiu trasu.

Prekvapujúco aj ekonomickou analýzou bolo zistené, že náklady na realizáciu staveniskovej dopravy podľa porovnávacieho variantu sú nižšie než podľa pôvodného variantu, hoci bolo potrebné vybudovať prepojenie (dočasnej prístupovej cesty) k rýchlostnej komunikácii.

## LITERATÚRA

- MOCIKOVÁ I. A KOL.: Metodická príručka k zákonu NR SR č. 127/1994 Z.z. o posudzovaní vplyvov na životné prostredie. Časť: Posudzovanie vplyvov liniových stavieb (dialnic) na životné prostredie. Bratislava, Ministerstvo životného prostredia, 1995, 35 s.
- KOHLER M., CORSMEIER U., VOGT U. & VOGEL B.: Estimation of gaseous real-world traffic emissions downstream a motorway. In: *Atmospheric Environment*, Vol. 39, Issue 31, 2005 pp. 5665–5684.
- ROSENBOHM E. ET AL.: Particulate size distributions and mass measured at a motorway during the BAB II campaign. In: *Atmospheric Environment*, Vol. 39, Issue 31, 2005, pp. 5696–5709
- SAMEŠOVÁ D. & LADOMERSKÝ J.: The contamination of surface waters and soil in Biosphere Reserve Polana. In: *Ekologia*, No. 3, 2003, s. 183–189

5. LADOMERSKÝ, J., HRONCOVÁ E.: *Environmentálne zhodnotenie dvoch variantov staveniskovej dopravy pre výstavbu rýchlostnej komunikácie R1 RUDNO NAD HRONOM – ŽARNOVICA*. Expertíza. Zvolen, Doprastav, 2005, 20 s.

## VÝSKYT ZÁKLADNÝCH EPIGEICKÝCH SKUPÍN V ZÁVISLOSTI OD MNOŽSTVA ORGANICKEJ HMOTY

Vladimír Petřvalský, Jana Porhajašová, Jana Urminská, Peter Ondrišík  
& Milan Macák

Katedra environmentalistiky a zoológie, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov,  
Slovenská poľnohospodárska univerzita v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, e-mail: Jana.Porhajasova@uniag.sk

### ABSTRACT

Petřvalský V. a kol. **Occurrence of Elementary Epigeic Groups in Dependence on The Organic Matter**

The aim of the research was to discover the dependency by the incidence of basic epigeic groups at the same time individual species on lashings input of organics substances to soil. Gathering of epigeic-biological material was realized on the Koliňany locality during the years from 2001 to 2003. Modelling territory is situated not far off Nitra city (south-western part of the Slovak Republic) in altitude 175–180 m in warm (mean annual temperature 9.7 °C) and very dry climatic region (annual precipitation 631 mm). The locality have been categorised into the agroecosystems over land to occur – consist of sand-clayey bottom – brownsoil.

Gathering of epigeic material was realized in the years from 2001 to 2003 during of growing season (from April to October) in monthly intervals. In the modelling territory about distance of 9000 m<sup>2</sup> was following carried five treatments of fertilizers (everyone with surface area by particular treatments 1800 m<sup>2</sup>):

- A – variant – nonmanure control,
- B – variant – 25 T farmyard manure.ha<sup>-1</sup>,
- C – variant – 50 T biosludge.ha<sup>-1</sup>,
- D – variant – 50 T farmyard manure.ha<sup>-1</sup>,
- E – variant – 100 T biosludge.ha<sup>-1</sup>.

On the everyone variants was ostensibled generally 4 soil's traps. Biological materials we were evaluated by dominant's abundance of fundamentaly epigeic groups and designated of individual family *Coleoptera* order (beetles). We were generally caught 59 046 exemplars of soil edaphon. Dominant abundance was account *Coleoptera* order (beetles). These determinant rates show on the respectable homeostatic conditions of specific environment, where supplied energetic inputs have been favourable influences on the occurrence of environment bioindicators, which was observed.

**Key words:** *Coleoptera*, bioindicator, environment, biosludge, farmyard manure

### ÚVOD

Výskyt epigeických skupín je preukazne ovplyvnený štruktúrou vegetácie v spätosti s rôznymi agrotechnickými zásahmi a inputmi do pôdy. Edafón je dôležitou zložkou biocenózy. Odráža zaťaženosť agroekosystémov cudzorodými látkami a je dôležitým bioindikátorom kvality životného prostredia. Výrazne narušené životné prostredie je o tento bio-

cenózny prvok ochudobnené. Všeobecne môžno konštatovať, že uvedené bezstavovce sú užitočné nielen ako predátory iných škodlivých bezstavovcov, ale možno ich využiť i pri zaznamenávaní zmien prírodného prostredia.

Živé organizmy reagujú na prítomnosť rôznych toxických látok (insekticídy, herbicídy a pod.), ktoré sú do biocenóz vnášané v súvislosti s bojom proti škodcom. Taktiež citlivo reagujú na aplikáciu



priemyselných hnojív (HŮRKA, 1996). V súvislosti s uvedeným je potrebné klásť dôraz na menej invazívne antropogénne postupy s netoxickým pôsobením na živé organizmy a tiež klásť dôraz na nenáročné, ale efektívne technológie pri obhospodarovaní poľnohospodárskych pôd. V súčasnosti využívanie a manipulácia s hospodárskymi hnojivami nezodpovedá v našich podmienkach požiadavkám na trvalo udržateľný rozvoj poľnohospodárskej výroby a vidieka v zmysle noriem EÚ. Riešením by preto malo byť kvalifikované zhodnocovanie dostupných hospodárskych hnojív, pri znižovaní ich nepriaznivého účinku na samotné životné prostredie a tiež ich ekologické zapojenie do kolobehu živín a energie. Určite nielen ekologické, ale i ekonomické otázky budú dôvodom využívania netradičných spôsobov získavania hospodárskych hnojív a s tým súvisiace využívanie obnoviteľných zdrojov energie (CHLPIK a POSPÍŠIL, 2004).

V súčasnosti je veľmi aktuálna otázka využívania obnoviteľných zdrojov energie. Skúma sa cesta získavania energie z netradičných zdrojov a využívanie vzniknutého odpadu, tzv. biokalu, ako organického hnojiva. Perspektívne sa preto javí zriaďovanie bioplynových zariadení, v ktorých najčastejšie používanou surovinou pre výrobu konečného produktu, ktorým je bioplyn sú odpady z poľnohospodárskej prvovýroby, kde sa využívajú i živočíšne exkrementy, obohatené prípadne o zvyšky krmiva. Využitelnosť vzniknutého tekutého odpadu (biokalu), je zložitá. V podmienkach fariem sa najčastejšie aplikuje ako postrek do pôdy a na porast. Výroba bioplynu pri spracovaní odpadov anaeróbnou fermentáciou je vedľajším prínosom. Prioritným je zušľachtenie maštalného hnoja a močovky. Teda, vzniknutý poľnohospodársky odpad sa stáva vstupnou surovinou na výrobu bioplynu a zvyškový biokal zase ekologicky prijateľným energetickým hnojivom.

Cieľom tejto štúdie je zistiť vplyv inputov organických hnojív, ktorými sú maštalný hnoj a biokal s aplikáciou rôznych dávok na výskyt edafónu s vyhodnotením jednotlivých ukazovateľov, ktorými sú abundancia, dominancia a vyhodnotenie homeostázy daného územia.

## CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA

Záujmové územie VPP Koliňany sa nachádza 10 km severovýchodne od Nítry, v nadmorskej výške 175–180 m n.m. Kataster podniku je zaradený do klimatickej oblasti B3 (mierne teplá, mierne vlh-

ká s miernou zimou) s priemernou teplotou za rok 9,7 °C, s priemernými zrážkami za rok 631 mm, za vegetačné obdobie 355 mm, (REPA a ŠIŠKA, 2002, ŠIŠKA a REPA, 2003, REPA a ŠIŠKA, 2004). Na základe bonitovaných pôdno-ekologických jednotiek je dané územie začlenené do typologicko-produkčnej kategórie agroekosystémov. Po podrobnom pedologickom prieskume sa zistilo, že pôdnym typom je hnedozem, so stredným obsahom humusu (2,149 % Hm), ktorú na základe Morfogenetického klasifikačného systému pôd SR môžeme klasifikovať ako subtyp hnedozem kultivovaná, s výmennou pôdnou reakciou (pH/KCl) silne kyslá až kyslá (4,59–5,39 jednotiek pH), (ŠÁLY et al. 2004, CHLPIK a POSPÍŠIL, 2004).

## METODIKA PRÁCE

Cieľom práce je zistiť závislosť výskytu epigeických skupín od množstva organických vstupov do pôdy (aplikácia maštalného hnoja a biokalu v rôznych dávkach). Zariadenie na výrobu biokalu bolo zriadené na školskom majetku SPU Nitra v Koliňanoch, kde sa spracovávajú exkrementy hospodárskych zvierat a všetok biologický materiál, ktorý sa v poľnohospodárskom podniku nachádza. Stanica bola projektovaná na spracovanie 80 kusov hovädzieho dobytky, čo zodpovedá asi 8 m<sup>3</sup> maštalného hnoja denne. Vzniknutý biokal sa aplikuje vo forme postreku, ako organické hnojivo do pôdy.

Zbery epigeického materiálu sa realizovali v rokoch 2001–2003 počas vegetačného obdobia (apríl až október) v jednomesačných intervaloch. Na modelovom území o ploche 9 000 m<sup>2</sup> bolo nasledujúcich päť variantov hnojenia (každý s rozlohou 1 800 m<sup>2</sup>):

- A – nehnojená kontrola,
- B – 25 t maštalného hnoja na hektár,
- C – 50 t biokalu na hektár,
- D – 50 t maštalného hnoja na hektár,
- E – 100 t biokalu na hektár.

Na každom variante boli exponované 4 zemné pasce, s celkovým počtom 20. Biologický materiál sme vyhodnotili podľa dominantného zastúpenia základných epigeických skupín (BUCHAR, 1995, KRATOCHVÍL, 1959). U získaného materiálu sme vyhodnocovali prítomnosť základných epigeických skupín, ich početnosť a percentuálne zastúpenie – dominanciu a vyhodnotili sme homeostázu daného prostredia.

Základné i predsejbové obrábanie pôdy, sejba, mechanické a chemické ošetrovanie jednotlivých plodín (jačmeň jarný, repa cukrová, kukurica na siláž) sa vykonalo bežnými mechanizačnými prostriedkami poľnohospodárskeho podniku. Biokal sa aplikoval vo forme postreku na strnisko po zbere predplodiny.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Počas trojročného obdobia t.j. počas rokov 2001–2003 sme na sledovaných piatich variantoch získali 59 046 exemplárov epigeickej zložky živočíchov. Z tohto množstva dominantné, resp. eudominantné zastúpenie, s dominanciou 43,91 %, čo predstavuje 25 928 jedincov vykazovala edafická skupina *Coleoptera* (chrobáky), ktorá svojim vysokým výskytom nielen v agroecénózach, ale i v rámci úhorového hospodárenia, no i v Prírodnej rezervácii potvrdila vhodnosť a vyváženosť daných biotopov, pretože vo všetkých biotopoch vykazovala eudominantné zastúpenie (PORHAJAŠOVÁ, 2002, PORHAJAŠOVÁ et al., 2004). Eudominantné zastúpenie, t.j. podiel nad 10 %, bol zistený i u ďalších skupín *Collembola* (chvostoskoky), *Sternorrhyncha* (voškovky)

a *Araneida* (pavúky). Uvedené dominantné skupiny *Coleoptera*, *Collembola*, *Araneida* sú podľa KROMPA a STEINBERGA (1992) veľkou skupinou článkonožcov, ktoré sú typické pre agroecénózy, a ktorých výskyt je značne ohrozený vplyvom intenzívnej kultivácie. Dominantný výskyt zaznamenali i vošky (*Aphidinea*), patriace do radu *Sternorrhyncha*, ktorých výskyt však nemožno spájať so zástupcami edafónu, ale s nedostatočnou chemickou ochranou pestovaných kultúr v rámci plodiny jačmeň jarný.

Zastúpenie na úrovni subdominancie (s podielom epigeických skupín 5–10 %) vykazovali *Opilionida* (kosce), obývajúce prakticky všetky biotopy. Ich prítomnosť je dôležitá v súvislosti s tým, že ničia škodcov v poľnohospodárskych plodinách. Za zmienku stojí výskyt skupiny *Acarina* (roztोče), ktoré sú prispôbené najrozmanitejším stanovišťam a predstavujú obávaných škodcov kultúrnych rastlín. U ostatných skupín sme zistili recedentné resp. subrecedentné zastúpenie, no i napriek nízkemu zastúpeniu prispievajú a zvyšujú biodiverzitu danej lokality. Zastúpenie všetkých odobraných epigeických skupín podľa jednotlivých variantov prezentuje tabuľka 1.

Tab. 1 Zastúpenie epigeických skupín na lokalite Kolíňany počas rokov 2001–2003

Tab. 1 Representation of epigeic groups on the locality Kolíňany during the years 2001–2003

Epigeická skupina	Variant (2)										Spolu (3)	
	A		B		C		D		E		ks	%
	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%	ks	%		
<i>Acarina</i>	552	5,4	286	2,56	674	6,43	520	4,45	480	3,11	2 512	4,25
<i>Aphaniptera</i>			2	0,02							2	0,003
<i>Araneida</i>	1 116	10,9	1 078	9,66	1 346	12,8	1 224	10,5	1 350	8,73	6 114	10,35
<i>Auchenorrhyncha</i>	38	0,4	38	0,34	38	0,36	46	0,39	70	0,45	230	0,39
<i>Coleoptera</i>	4 246	41,3	4 868	43,6	3 518	33,6	5 000	42,8	8 296	53,7	25928	43,91
<i>Collembola</i>	1 512	14,7	1 318	11,8	1 714	16,4	1 886	16,1	1 640	10,6	8 070	13,67
<i>Copeognatha</i>									4	0,03	4	0,01
<i>Dermoptera</i>	2	0,03					8	0,07	4	0,03	14	0,03
<i>Diplopoda</i>	18	0,17	88	0,79	62	0,59	102	0,87	14	0,09	284	0,48
<i>Diptera</i>	244	2,38	336	3,01	324	3,09	264	2,26	458	2,96	1 626	2,75
<i>Formicoidea</i>	40	0,39	160	1,43	40	0,38	40	0,34	48	0,31	328	0,56
<i>Heteroptera</i>	18	0,17	4	0,03	20	0,19	66	0,56	64	0,41	172	0,29
<i>Hymenoptera x</i>	214	2,08	194	1,74	188	1,79	202	1,73	224	1,45	1 022	1,73
<i>Chilopoda</i>	132	1,28	176	1,58	128	1,23	136	1,16	144	0,93	716	1,21
<i>Isopoda</i>			6	0,05	4	0,04					10	0,02
<i>Larvae</i>	176	1,71	264	2,36	294	2,80	280	2,40	422	2,73	1 436	2,43
<i>Lepidoptera</i>									4	0,03	4	0,01
<i>Lumbricida</i>	8	0,08	4	0,03	4	0,04					16	0,03
<i>Mecoptera</i>	4	0,04									4	0,01
<i>Opilionida</i>	690	6,72	734	6,57	648	6,18	640	5,48	970	6,27	3 682	6,24
<i>Saltatoria</i>			2	0,02	2	0,02					4	0,01
<i>Sternorrhyncha</i>	1 256	12,2	1 602	14,3	1 478	14,1	1 254	10,7	1 266	8,19	6 856	11,61
<i>Thysanoptera</i>	2	0,03	4	0,03	2	0,02	2	0,02	2	0,01	12	0,02
Spolu (3)	10268	100	11164	100	1 484	100	11670	100	15460	100	59046	100

x – okrem skupiny *Formicoidea* (mravce)

(1) epigeic group, (2) variant, (3) total

Z uvedenej tabuľky po porovnaní jednotlivých variantov vyplýva, že štvrtý a piaty variant (50 t mašt. hnoja – D, 100 biokalu – E) predstavujú najväčšie energetické vklady do pestovateľských technológií, čo sa odráža i na produkcii fytohmoty (POSPÍŠIL, 2003). Na týchto variantoch sú vyššie počty jedincov edafónu v porovnaní s prvými tromi variantmi, čo súvisí s uvedenými organickými vstupmi do pôdy.

Dominantné skupiny zohrávajú dôležitú úlohu vo vzťahu k pôde. Sú dôkazom homeostatického prostredia a majú aj veľmi dôležitú funkciu v procese samotného rozkladu organickej hmoty. Absencia ich výskytu však odráža negatívne vstupy do týchto agroekosystémov.

kvalitu, ale i topické a trofické podmienky daného prostredia. Sledované edafické skupiny vyskytujúce sa v agroekosystémoch plnia dôležitú úlohu, pretože sú dôležitou súčasťou zložitých mechanizmov transportu látok a energie, svojou prítomnosťou, resp. absenciou reagujú na vstupy v pôdnom systéme, vrátane migrácie polutantov, zvoleného systému hospodárenia a možných zmien prostredia (PETŘVALSKÝ a PORHAJAŠOVÁ, 2002).

## ZÁVER

Počas trojročného obdobia (2001–2003) sme získali 59 046 exemplárov epigeickej zložky živočíchov. Dominantné zastúpenie (25 928 exem-

Tab. 2 Výsledky indexu druhovej identity podľa Jaccarda ( $I_A$ ) a indexu identity dominancie podľa Renkonena ( $I_D$ ) v rokoch 2001–2003 (v %)

Tab. 2 Results of species identity index according to Jaccard and dominance identity index according to Renkonen during the years 2001–2003 (in percent)

Variant (1)	A–B	A–C	A–D	A–E	B–C	B–D	B–E	C–D	C–E	D–E
$I_A$ (2)	76,19	80,00	88,89	80,00	94,74	75,00	68,18	78,95	71,43	88,89
$I_D$ (2)	92,19	91,23	95,11	85,68	87,69	92,03	88,43	89,88	79,44	87,19

(1) variant, (2) species identity index according to Jaccard,  
(3) index of dominance identity according to Renkonen

Tab. 3 Výsledky hodnôt diverzity podľa Shannon-Weaver v rokoch 2001–2003

Tab. 3 Results of diversity index according to Shannon-Weaver during the years 2001–2003

Variant (1)	A	B	C	D	E
d (2)	1,85042	1,85422	1,97691	1,84787	1,55948

(1) variant, (2) diversity value according to Shannon-Weaver

Pri hodnotení základných cenotických charakteristik (druhová identita –  $I_A$ , identita dominancie  $I_D$  a diverzita – d) medzi jednotlivými variantami (A až E) neboli z hľadiska epigeického zastúpenia získané výraznejšie rozdiely (tabuľka 2, 3). Je zrejmé, že aj vyššie vstupy organickej hmoty do pôdy (maštalný hnoj, kaly...) priaznivo vplyvajú na rozvoj a početnosť jednotlivých epigeických skupín, samotné hodnoty diverzity od 1,55948 do 1,97691 poukazujú na vyváženosť ako aj dostatočné homeostatiké schopnosti tohto agroekosystému.

Môžeme konštatovať, že zozbieraný biologický materiál zohráva dôležitú úlohu v týchto agroekosystémoch, pretože svojim výskytom odráža ich

plárov) mal rad *Coleoptera*, ktorý bol zastúpený takmer 44%-ami, čo je dôkazom vhodných a vyhovujúcich agroekologických podmienok daného prostredia. Na základe výpočtov indexov druhovej identity podľa Jaccarda od 68,18 % do 88,89 %, identity dominancie podľa Renkonena od 79,44 % do 95,11 % a výsledov hodnôt diverzity podľa Shannon-Weavera, ktorá mala v priemere hodnotu 1,81774 môžeme konštatovať, že dané prostredie je vyvážené.

Z výsledkov vyplýva, že pri hodnotených variantoch hnojenia nedošlo k výraznejším zmenám v zastúpení epigeických skupín. Uskutočnené vstupy organických hnojív (maštalný hnoj, biokal), ich

zloženie, vrátane obsahu ťažkých kovov neovplyvnili biologickú aktivitu – zloženie sledovaných indikačných edafických skupín, ako aj udržiavanie homeostatických schopností daného ekosystému.

## PodĎakovanie

Táto práca vznikla ako súčasť riešenia vedeckého projektu **VEGA 1/1345/04, VEGA 1/2444/05 a VEGA 1/3447/06**.

## LITERATÚRA

- BUCHAR J. a kol. 1995. Klíč k určování bezobratlých. Praha – Scientia, 1995, 269 s. ISBN 80-85827-81-6.
- HÚRKA K. 1996. Carabidae České a Slovenské republiky. Zlín – Kabourek, 1996, s. 29. ISBN 80-901466-2-7.
- CHLPÍK J. & POSPÍŠIL, R. 2004. Area characterization of the mechanical and chemical characteristics of the soil at the research – experimental station of the Slovak University of Agriculture in Nitra, location Koliňany. In: Acta fytotechnica et zootechnica, č. 7, 2004, s. 6–10. ISSN 1335-258X.
- KRATOCHVÍL J. 1959. Klíč zvířeny ČSR III. Praha : Československá akademie věd, 1959, 863 s.
- KROMP B. & STEINBERG K. H. 1992. Grassy Field Margin and Arthropod Diversity – A Case Study ground Beetle and Spiders in Eastern Austria Coleoptera, Carabidae, Arachnidae, Aranei, Opiliones). In: Agriculture, ecosystems and environment. Vol. 40, No. 1–4. s. 116.
- LOSOS B. 1984. Ekologie živočichů, Praha – SPN. 1984. 316 s.
- PETŘVALSKÝ V. & PORHAJAŠOVÁ J. 2002. Výskyt vybraných skupín půdného edafonu v závislosti od homeostatických schopností agroekosystémov. In: Poľnohospodárstvo, roč. 49, 2002, č. 6, s. 324–328.
- POSPÍŠIL R. 2003. Vplyv aplikácie biokalu po kontinuálnej výrobe bioplynu na energetickú efektívnosť pestovaných plodín. In: Udržateľné poľnohospodárstvo a rozvoj vidieka, (Zbor. prác z vedec. konf.), Nitra : SPU, 2003, s. 62–64. ISBN 80-8069-246-7.
- PORHAJAŠOVÁ J., PETŘVALSKÝ V., ÚRMINSKÁ J. & PETERKOVÁ V. 2004. Výskyt základných epigeických skupín v PR Žitavský luh. In: Zb. z medzin. vedec. konf. „Aktuálne problémy riešené v agrokomplexe“. Vydalo VES Nitra, SPU. 2004, s. 65–69. ISBN 80-8069-488-6.
- PORHAJAŠOVÁ J. 2002. Hodnotenie homeostatických schopností agroekosystémov na základe vybraných skupín pôdného edafónu. In: Dizertačná práca. 2002. 98 s.
- REPA Š. & ŠÍŠKA B. 2002. Klimatická charakteristika roku 2001 v Nitre. č. 11, 30 s. ISBN 80-8069-043-X.
- REPA Š. & ŠÍŠKA B. 2004. Klimatická charakteristika roku 2003 v Nitre. č. 13, 24 s. ISBN 80-8069-384-6.
- SCHWERDTFEGER F. 1978. Lehrbuch der Tierökologie. Hamburg-Berlin – Paul Parey Verlag. 1978. 384 s.
- ŠÁLY R., BEDRNA Z. & BUBLINEC E. 2004. Morfofogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bratislava VUPOP. 76 s. ISBN 80-85361-70-1.
- ŠÍŠKA B. & REPA, Š. 2003. Klimatická charakteristika roku 2002 v Nitre. č. 12, 32. ISBN 80-8069-219-X.

## SÚHRN

Cieľom práce bolo zistiť závislosť výskytu základných epigeických skupín od množstva organických vstupov (maštalný hnoj a biokal v rôznych dávkach) do pôdy. Výskum bol realizovaný na lokalite Koliňany v rokoch 2001 až 2003. Územie sa nachádza neďaleko mesta Nitra (juhozápadná časť Slovenskej republiky) v nadmorskej výške 175–180 m n.m. Lokalita je zaradená do kategórie agroekosystémov, pričom pokusný pozemok je na piesočnato-hlinité hnedozemi s malým obsahom humusu. Zbery epigeického materiálu boli realizované počas vegetačného obdobia (apríl – október) v mesačných intervaloch. Územie o rozlohe 9000 m<sup>2</sup> malo 5 variantov (každý s rozlohou 1800 m<sup>2</sup>). Na každom variante boli 4 zemné pasce, s celkovým počtom 20. Pozornosť bola venovaná základným epigeickým skupinám získaných z piatich variantov.

Celkove sa získalo 59 046 jedincov edafónu. Dominantné zastúpenie vykazoval rad *Coleoptera* (chrobáky). Zistené počty poukazujú na vhodné homeostatické podmienky daného prostredia, pričom dodané energetické vstupy priaznivo vplývali na výskyt sledovaných bioindikátorov prostredia.



# HODNOTENIE KONCENTRÁCIE ANORGANICKÝCH FORIEM DUSÍKA VO VODNÝCH NÁDRŽIACH VEĽKÁ RICHŇAVA, MALÁ RICHŇAVA A VEĽKÁ VINDŠACHTA

Jaroslav Noskovič<sup>1</sup>, Miroslav Jausch<sup>2</sup>, Karol Kočík<sup>3</sup> & Jana Beňačková<sup>1</sup>

<sup>1</sup> Katedra Environmentalistiky a zoológie, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, SPU v Nitre, Tr. A. Hlinku 2, 949 01 Nitra, e-mail: Jaroslav.Noskovic@uniag.sk

<sup>2</sup> SPŠ S. Mikovíniho, Akademická 11, 969 15 Banská Štiavnica

<sup>3</sup> Katedra plánovania a tvorby krajiny, Fakulta ekológie a environmentalistiky v Banskej Štiavnici, Technická univerzita vo Zvolene, Kolpašská 9/B, 969 01 Banská Štiavnica, e-mail: kocik@fee.tuzvo.sk

## ABSTRACT

Noskovič J., Jausch M., Kočík K. & Beňačková J. **The Evaluation of Concentration of Nitrogen Inorganic Forms in Water Lakes Veľká Richňava, Malá Richňava and Veľká Vindšachta**

In this paper the results of monitoring of nitrate, nitrite and ammonium nitrogen concentrations in water lakes Veľká Richňava, Malá Richňava and Veľká Vindšachta are presented. The water lakes are situated in protected landscape area Štiavnické vrchy. Collecting of water samples was realized over the years 1999–2003 from the depth 1 m under water surface and 1 m above ground level in the time of spring and autumn circulation and summer water stagnation. As an obtained results showed, concentrations of all monitored inorganic forms of nitrogen were not constant during the research period. Higher N–NO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentrations were ascertained in the spring season compared to summer and autumn period. The highest N–NH<sub>4</sub><sup>+</sup> and N–NO<sub>2</sub><sup>-</sup> concentrations were in water lakes in summer season in the depth 1 m above ground level. The influence of tapping water lake Veľká Vindšachta to all monitored inorganic forms of nitrogen concentration in the sample site 1 m above ground level after resoaking of water lake were recorded.

**Key words:** water quality, inorganic forms of nitrogen, water lakes, Štiavnické vrchy

## ÚVOD

Až do 20. storočia boli civilizačné vplyvy na vodné prostredie zanedbateľné a kvalitu prírodných vôd ovplyvňovala len prirodzená eutrofizácia (SLÁDEČKOVÁ & SLÁDEČEK, 1997). V súčasnosti sú najväčšími ohrozoateľmi kvality vodných zdrojov odpadové vody z priemyslu, sídel, priesaky exkrementov zo živočíšnej výroby, priesaky zo žúmp, skládok odpadu, dôsledky poľnohospodárskej a lesohospodárskej chemizácie, taktiež nevhodné obhospodarovanie krajiny, nerešpektujúce ekologické princípy (IZAKOVIČOVÁ & HRNČIAROVÁ, 1999).

Vysoké zaťaženie vodárenských a vodohospodárskych nádrží živinami neustále zhoršuje kvali-

tu vody a obmedzuje jej využitie pre zásobovanie obyvateľstva a na ďalšie účely (HUCKO, 2001). Ku kontaminácii povrchových vôd prispievajú zlučeni-ny dusíka, ktoré môžu byť buď pôvodu anorganického alebo organického. Splaškové odpadové vody sú jedným zo zdrojov organického dusíka. Organického pôvodu sú aj zlučeni-ny dusíka obsiahnuté v odpadoch z poľnohospodárskych výrob (močovka, hnojovica, hnojovka, odpady zo silážovania). Anorganickým zdrojom dusíka sú splachy z poľnohospodársky obrábanej pôdy hnojenej minerálnymi dusíkatými hnojivami, atmosférické vody zvlášť v období búrkovej činnosti a niektoré priemyselné odpadové vody (TÖLGYESSY et al., 1989).

Anorganický dusík prijímajú producenti vo forme dusičnanov a ďalej ho menia na organickú formu (bielkoviny a nukleové kyseliny). Dusík viazaný rastlinnou biomasou môže byť využívaný konzumentmi a zvyšok sa uvoľňuje rozkladom odumretých rastlín. Biomasou živočíchov sa časť dusíka vracia do prostredia vo forme exkrečných produktov ako amoniak, močovina, aminokyseliny a kyselina močová a rozkladom tkanív odumretých živočíchov. Tieto substráty sú potom využívané vodnými heterotrofnými baktériami; organicky viazaný dusík je mineralizovaný a uvoľňovaný ako amoniak. Môže byť ďalej využitý baktériami alebo riasami ako zdroj dusíka, alebo sa ďalej oxiduje činnosťou nitrifikačných baktérií. V procese denitrifikácie baktérie redukujú dusičnany čiastočne na amoniak a čiastočne na plyný dusík (LELLÁK & KUBÍČEK, 1991). Dusičnany sa vyskytujú v malých koncentráciách takmer vo všetkých vodách. V čistých podzemných a povrchových vodách sa vyskytujú zvyčajne v miligramoch na liter objemu. V znečistených vodách môžu ich koncentrácie vzrásť rádomo na desiatky miligramov na liter (HUDGEY, 1996).

Dusitany vo vodách sprevádzajú dusičnanový a amoniakálny dusík len v nízkych koncentráciách, pretože sú biochemicky a chemicky málo stábe. V čistých podzemných a povrchových vodách sú prítomné najviac v stopových množstvách (TOLGYESSY et al., 1989).

## CHARAKTERISTIKA ÚZEMIA A SKÚMANÝCH NÁDRŽÍ

V banskoštiavnickom rudnom revíre vzniklo od začiatku 16. do začiatku 20. storočia postupne okolo 60 vodných nádrží. Asi 50 slúžilo banskej prevádzke a možno povedať, že práve tieto boli najväčšie a najvýznamnejšie. Len niekoľko vodných nádrží slúžilo na rybochovné účely (rybní-

ky), alebo ako zdroje pitnej vody pre zásobovanie obyvateľstva (LICHNER et al., 1999). Takto vznikol dômyselný vodohospodársky systém skladajúci sa z umelo vybudovaných vodných nádrží – tajchov – a záchytných jarkov, ktorý sa postupne zdokonaľoval a v druhej polovici 18. storočia dosiahol vrchol banského vodného staviteľstva. Fakticky možno hovoriť o hydrotechnických stavbách, ktoré v mnohom predstihovali vtedajšiu svetovú úroveň vodného staviteľstva nielen v technickom zvládnutí diela, ale aj vo vodohospodárskom poňatí riešenia, ktoré spočívalo v efektívnom využívaní zdrojov vody v perimetrii prítokov Hrona a Ipl'a. Základom tejto sústavy bolo vzájomné prepojenie nádrží otvorenými priekopami a štôľňami, zachytávanie dažďových vôd vhodne trasovanými priekopami tak, aby gravitačne odvádzali vodu do nádrže z plochy väčšej ako povodie samo a z prevodu vody z jedného povodia do druhého (ÚSES, 2001).

Richňavské vodné nádrže a vodná nádrž Veľká Vindšachta sú súčasťou tohoto banskoštiavnického vodohospodárskeho systému. Jeho svetovú výnimočnosť v roku 1993 uznalo UNESCO zapísaním historického mesta Banská Štiavnica a technických pamiatok priľahlého okolia na Listinu svetového kultúrneho a prírodného dedičstva. Správcom tajchov je Slovenský vodohospodársky podnik, š.p. Banská Štiavnica, prostredníctvom odštepného závodu Povodie Hrona v Banskej Bystrici (tab. 1).

Vodné nádrže sa nachádzajú v CHKO Štiavnické vrchy, ktoré z geologického hľadiska patria medzi stredoslovenské neovulkanity. Rozlohou sú najväčším vulkanickým pohorím Slovenska. Majú stavbu stratovulkanického typu s dobre vyvinutou kalderou s rozmermi 18 × 22 km. Vznikli v neogéne, počas viacerých vulkanických fáz. Ich pôvodná sopečná štruktúra bola vplyvom erózie značne pozmenená. V dôsledku rôznej odolnosti sopečných hornín Štiavnické vrchy predstavujú pestrý, silne členený reliéf. Zo sopečných hornín sa v území

Tab. 1 Charakteristiky vodných nádrží  
Fig. 1 Characteristics of water reservoirs

Vodná nádrž	Vznik	Nadm. výška (m n.m.)	Hrádza (m)			Maximálna hĺbka v m	Objem v 1000 m <sup>3</sup>
			Dĺžka	Šírka	Výška		
Veľká Richňava	1738–1740	725	568,9	24,7	23,4	21,1	960
Malá Richňava	1746	725	187,8	6,3	17,3	14,2	553,7
Veľká Vindšachta	1712–1715	687	237,1	4,4	15,2	14,2	533,7

najčastejšie vyskytuje čadič, andezit, a ryolit (TRČKA, 2002). Pôdy sú v okolí vodných nádrží hlinité, kyslej povahy. Jedná sa o kambizem.

Veľká a Malá Richňava pôvodne tvorili jednu veľkú nádrž, hrádza medzi nimi bola vytvorená až sekundárne. Vodu do týchto nádrží privádzalo sedem záchytných jarkov celkovej dĺžky 23,4 km. Najdlhší bol Dolný Hodrušský jarok dĺžky 8 550 m. Súčasťou jarkov boli i dve vodné štôlne, dlhé 345 m a 466 m. Vodné nádrže sa dnes využívajú na rekreačné účely a chov rýb. Vzniklo tu rekreačné stredisko s možnosťou kúpania. V okolí nádrží sú situované chaty a rekreačné zariadenia, ktoré nie sú napojené na verejnú kanalizáciu. Veľká Richňava má asi polovicu brehu bez stromovej vegetácie. Na južnej strane sú porasty vŕby (*Salix sp.*), ktoré miestami siahajú až k vodnej hladine a jeľší lepkavej (*Alnus glutinosa*). Hlavný podiel vegetačného zloženia Malej Richňavskej nádrže tvoria hlavne vŕby (*Salix sp.*). Voda je tu prerastená mäkkou vegetáciou, v ktorej prevažujú stolistok (*Myriophyllum sp.*), červenavec (*Potamogeton sp.*) a rožkatec (*Ceratophyllum sp.*) (PERHÁČOVÁ et al. 2004). V súčasnosti je vodná nádrž Malá Richňava naplnená asi do 1/4 výšky a objem nádrže je 26 500 m<sup>3</sup>. Tento stav trvá už viac desiatok rokov a mal za následok zdevastovanie nádrže z krajinárskeho a aj vodohospodárskeho hľadiska. Z tohto dôvodu je aj využitie tejto vodnej nádrže obmedzené.

Na násype hrádzce vodnej nádrže Veľká Vindšachta rastú prevažne jaseň štíhly (*Fraxinus excelsior*), rody javor (*Acer sp.*), slivka (*Prunus sp.*), ktoré prechádzajú postupne až na brehy vodnej nádrže Evička. Na brehoch Veľkej Vindšachty z južnej strany rastú smrek obyčajný (*Picea abies*) a porast postupne prechádza do intenzívne využívanej rekreačnej oblasti západným a severozápadným smerom až na Bakomí, kde sú zastúpené mnohé druhy introdukovaných drevín: smrek pichľavý (*Picea pungens*), tuja západná (*Thuja occidentalis*), cyprusček Lawsonov (*Chamaecyparis lawsoniana*) a iné (ÚSES 2001).

## MATERIÁL A METODIKA

Odbery vzoriek vody z vodných nádrží sa realizovali v rokoch 1999–2003 pravidelne v prvej dekáde mesiaca apríl a v tretej dekáde mesiaca august a od roku 2001 aj v tretej dekáde mesiaca október

v miestach najväčšej hĺbky vodných nádrží, a to 1 m pod hladinou a 1 m nad dnom. Odbery vzoriek vody z tajchu Veľká Vindšachta sa prerušili v roku 2002, kedy voda z vodnej nádrže bola vypustená z dôvodu vykonania rekonštrukčných prác. Po ich ukončení a napustení vodnej nádrže sa v lete roku 2003 v odberoch pokračovalo. Hĺbka odberu 1 m nad dnom kolísala v závislosti od naplnenia vodných nádrží vodou. Priemerná hĺbka za pokusné obdobie v jednotlivých nádržiach bola: Veľká Richňava 19,4 m, Malá Richňava 6,2 m a Veľká Vindšachta 12,7 m.

Koncentrácia dusičnanového dusíka sa stanovila spektrofotometricky kyselinou fenoldisulfónovou, amónneho dusíka spektrofotometricky Nesslerovým činidlom a dusitanového dusíka kyselinou sulfanilovou s použitím NED (GÁBRIS & NOSKOVIČ, 1988). Merania sa uskutočnili na spektrofotometri 221.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vo vodných nádržiach Veľká Richňava, Malá Richňava a Veľká Vindšachta sa koncentrácia dusičnanového dusíka v skúmanom období pohybovala od 0,09 do 1,70 mg·dm<sup>-3</sup> (tab. 2). Najnižšia koncentrácia bola zistená v lete vo vodnej nádrži Veľká Richňava v roku 1999 v hĺbke 1 m nad dnom a najvyššia hodnota vo vodnej nádrži Veľká Vindšachta v jeseni roku 2003 taktiež v hĺbke 1 m nad dnom. Vo vodnej nádrži Veľká Richňava v hĺbke 1 m nad dnom bola v lete aj najnižšia priemerná koncentrácia N–NO<sub>3</sub><sup>-</sup> za celé pokusné obdobie (0,13 mg·dm<sup>-3</sup>) (tab. 3).

V priebehu sledovaného obdobia sa vo vodných nádržiach Veľká Richňava, Malá Richňava a vo vodnej nádrži Veľká Vindšachta do doby jej vypustenia zistili vyššie koncentrácie dusičnanového dusíka v jarnom období (jarná cirkulácia) ako v letnom období (letná stagnácia). Pravdepodobne sa táto anorganická forma dusíka dostáva v jarnom období do vodných nádrží z ich povodí následkom topenia snehu a v letnom období býva spotrebovávaná primárnymi producentmi v procese fotosyntézy. Aj podľa LELLÁKA & KUBÍČKA (1991) vo vode klesá obsah N–NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na sotva merateľné hodnoty v dobe maximálnej biomasy fytoplanktónu a najvyšších hodnôt dosahuje v zime a v predjarí pred nástupom jarného rozvoja fytoplanktónu.



Tab. 2 Koncentrácie  $N-NO_3^-$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] vo vodných nádržiach v sledovaných rokoch  
 Fig. 2  $N-NO_3^-$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] concentrations in water reservoirs during research period

Rok	1999		2000		2001			2002			2003		
	jar	leto	jar	leto	jar	leto	jeseň	jar	leto	jeseň	jar	leto	jeseň
Veľká Richňava 1 m pod hladinou	0,31	0,20	0,43	0,29	0,21	0,09	0,17	0,26	0,15	0,17	0,49	0,36	0,41
Veľká Richňava 1 m nad dnom	0,29	0,09	0,40	0,14	0,28	0,11	0,14	0,25	0,12	0,18	0,39	0,21	0,32
Malá Richňava 1 m pod hladinou	0,92	0,43	0,74	0,21	0,32	0,15	0,20	0,39	0,18	0,19	1,10	0,50	0,70
Malá Richňava 1 m nad dnom	0,84	0,11	0,60	0,10	0,21	0,09	0,18	0,41	0,14	0,20	0,90	0,40	0,70
Veľká Vindšachta 1 m pod hladinou	0,51	0,29	0,52	0,37	0,27	0,10	0,15	–	–	–	–	0,21	0,50
Veľká Vindšachta 1 m nad dnom	0,48	0,09	0,61	0,26	0,36	0,10	0,16	–	–	–	–	1,50	1,70

Tab. 3 Priemerné koncentrácie  $N-NO_3^-$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] vo vodných nádržiach za celé sledované obdobie  
 Fig. 3 Average  $N-NO_3^-$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] concentrations in water reservoirs during whole research period

Vodná nádrž	jar	leto	jeseň	celé obdobie
Veľká Richňava 1 m pod hladinou	0,34	0,22	0,25	0,27
Veľká Richňava 1 m nad dnom	0,32	0,13	0,21	0,22
Malá Richňava 1 m pod hladinou	0,69	0,29	0,36	0,46
Malá Richňava 1 m nad dnom	0,59	0,17	0,36	0,37
Veľká Vindšachta 1 m pod hladinou	0,43	0,24	0,32	0,32
Veľká Vindšachta 1 m nad dnom	0,48	0,49	0,93	0,58

V jesennom odberovom termíne (jesenná cirkulácia) sa koncentrácie dusičnanového dusíka zvýšili, ale nedosiahli koncentrácií nameraných v jarnom období. Vzostup koncentrácií  $N-NO_3^-$  v jesennom období je možné zdôvodniť prísunom zrážkových vôd z povodia do recipientov a poklesom intenzity fotosyntetickej asimilácie.

TÖLGYESSY et al. (1989) uvádzajú, že v období jarnej a jesennej cirkulácie sa koncentračné rozdiely po vertikále vyrovnávajú a počas letnej stagnácie vody má epilimnion v porovnaní s hypolimniom odlišné hodnoty niektorých ukazovateľov. Vodné masy epilimnionu a hypolimnionu sa totiž navzájom nemiešajú za celú dobu ich trvania, pretože

rozdiel v hustote vody v hornej vrstve a spodnej vrstve bráni cirkulácii v celom objeme.

V priebehu letnej stagnácie bola priemerná hodnota koncentrácie  $N-NH_4^+$  vo vodnej nádrži Veľká Richňava v hĺbke 1 m pod hladinou 0,30  $mg \cdot dm^{-3}$  a v hĺbke 1 m nad dnom 0,64  $mg \cdot dm^{-3}$ . Vo vodnej nádrži Malá Richňava bola jeho koncentrácia 1 m pod hladinou 0,33  $mg \cdot dm^{-3}$  a 1 m nad dnom 0,96  $mg \cdot dm^{-3}$  a vo vodnej nádrži Veľká Vindšachta 0,38  $mg \cdot dm^{-3}$  a 0,78  $mg \cdot dm^{-3}$  (tab. 4). Z uvedeného vyplýva, že vyššie priemerné hodnoty  $N-NH_4^+$  sa zistili v hĺbke vody 1 m nad dnom. Podobné výsledky zaznamenali aj SAMEŠOVÁ et al. (2002), ktorí vo vodnej nádrži Klinger v hĺbkovom

profile letného odberu zistili, že so zväčšujúcou sa hĺbkou jeho koncentrácia vzrastá. Aj LELLÁK & KUBÍČEK (1991) uvádzajú, že keď sa v nádržiach vytvára termálna stratifikácia, dochádza aj ku stratifikácii obsahu amónneho dusíka s jeho prírastkom smerom ku dnu.

Amónne ióny vznikajú pri rozklade väčšiny organických látok obsahujúcich dusík a ich výskyt na dne nádrže úzko súvisí s nedostatkom rozpusteného kyslíka. Ak je rozpusteného kyslíka málo, množstvo amónnych iónov na dne vodnej nádrže stúpa. Najviac amónnych iónov je pred jarným a jesenným premiešaním vody v nádrži (BRVENÍK, 2003).

Najvyššia priemerná koncentrácia  $N-NH_4^+$  1 m nad dnom za celé pokusné obdobie sa zaznamenala vo vodnej nádrži Malá Richňava (0,65  $mg \cdot dm^{-3}$ ) (tab. 5). Na základe prítomnosti vyšších koncentrácií amónneho dusíka ako aj toho, že voda mala zápach typický pre sulfán, možno predpokladať, že pri dne prevládajú anaeróbne procesy. Tento stav môže byť spôsobený dlhodobejšou stagnáciou vody (nádrž je bez odtoku), veľkým množstvom organickej hmoty v sedimentoch, ktorá pochádza z opadnutého listia brehových porastov, odumretej vodnej vegetácie ale aj nevyčistenými splaškovými odpadovými vodami z chat nachádzajúcich sa pri vodnej nádrži. Nezanedbateľnou príčinou môže byť aj skutočnosť, že vodná nádrž je naplnená dlhšiu dobu len do 1/4 výšky.

Vplyv času odberu v sledovanom období sa výraznejšie na koncentráciu dusitanového dusíka

prejavil len 1 m nad dnom, kde sa zistil v letnom období vzostup jeho koncentrácie. Najvyššia koncentrácia (0,29  $mg \cdot dm^{-3}$ ) bola nameraná vo vodnej nádrži Malá Richňava v roku 2002 (tab. 6). V tejto vodnej nádrži bola v uvedenej hĺbke v letnom období zistená aj najvyššia priemerná koncentrácia  $N-NO_2^-$  (0,11  $mg \cdot dm^{-3}$ ) za celé pokusné obdobie (tab. 7).

Vyššie koncentrácie  $N-NO_2^-$  v Malej Richňave 1 m nad dnom v letnom období súvisia zrejme s nedostatkom kyslíka vo vode. BUDAY (2002) uvádza, že nízke koncentrácie kyslíka brzdia aktivitu nitrifikantov, pričom baktérie oxidujúce dusitany reagujú citlivejšie ako baktérie oxidujúce amoniak. Okrem toho na vzostupe koncentrácie  $N-NO_2^-$  sa mohli podieľať aj splaškové odpadové vody z chat nachádzajúcich sa pri vodnej nádrži. PITTER (1999) uvádza, že v splaškových odpadových vodách sa vyskytujú koncentrácie dusitanov viac ako 1  $mg \cdot dm^{-3}$ .

Aj v blízkosti vodných nádrží Veľká Richňava a Veľká Vindšachta sa nachádzajú chaty, ktoré sa pravdepodobne podieľajú na znečisťovaní týchto vodných nádrží splaškovými odpadovými vodami.

Zvýšené koncentrácie všetkých sledovaných anorganických foriem dusíka boli zistené vo vodnej nádrži Veľká Vindšachta v letnom období roku 2003 v hĺbke 1 m nad dnom. Koncentrácia  $N-NO_3^-$  reprezentovala 1,50  $mg \cdot dm^{-3}$ ,  $N-NH_4^+$  1,20  $mg \cdot dm^{-3}$  a  $N-NO_2^-$  0,10  $mg \cdot dm^{-3}$ . Príčinou zvýšenia ich koncentrácie boli pravdepodobne organické zlúčeniny dusíka z rozkladajúcej sa vegetácie, ktorá sa na dne

Tab. 4 Koncentrácie  $N-NH_4^+$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] vo vodných nádržiach v sledovaných rokoch  
Fig. 4  $N-NH_4^+$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] concentrations in water reservoirs during research period

Rok	1999		2000		2001			2002			2003		
	jar	leto	jar	leto	jar	leto	jeseň	jar	leto	jeseň	jar	leto	jeseň
Veľká Richňava 1 m pod hladinou	0,63	0,30	0,48	0,40	0,48	0,39	0,49	0,39	0,35	0,32	0,23	0,06	0,08
Veľká Richňava 1 m nad dnom	0,72	0,92	0,43	0,50	0,41	0,64	0,56	0,41	0,61	0,49	0,16	0,52	0,17
Malá Richňava 1 m pod hladinou	0,82	0,30	0,50	0,48	0,42	0,49	0,61	0,40	0,37	0,45	0,27	0,02	0,17
Malá Richňava 1 m nad dnom	0,96	1,66	0,54	0,62	0,40	0,90	0,86	0,4	0,98	0,45	0,3	0,62	0,09
Veľká Vindšachta 1 m pod hladinou	0,58	0,32	0,49	0,47	0,40	0,50	0,41	–	–	–	–	0,21	0,28
Veľká Vindšachta 1 m nad dnom	0,66	0,80	0,49	0,51	0,40	0,61	0,48	–	–	–	–	1,2	0,35

Tab. 5 Priemerné koncentrácie  $N-NH_4^+$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] vo vodných nádržiach za celé sledované obdobie  
 Fig. 5 Average  $N-NH_4^+$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] concentrations in water reservoirs during whole research period

Vodná nádrž	jar	leto	jeseň	celé obdobie
Veľká Richňava 1 m pod hladinou	0,44	0,30	0,30	0,35
Veľká Richňava 1 m nad dnom	0,43	0,64	0,41	0,49
Malá Richňava 1 m pod hladinou	0,48	0,33	0,41	0,41
Malá Richňava 1 m nad dnom	0,52	0,96	0,46	0,65
Veľká Vindšachta 1 m pod hladinou	0,49	0,38	0,35	0,40
Veľká Vindšachta 1 m nad dnom	0,52	0,78	0,42	0,61

Tab. 6 Koncentrácie  $N-NO_2^-$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] vo vodných nádržiach v sledovaných rokoch  
 Fig. 6  $N-NO_2^-$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] concentrations in water reservoirs during research period

Rok	1999		2000		2001			2002			2003		
	jar	leto	jar	leto	jar	leto	jeseň	jar	leto	jeseň	jar	leto	jeseň
Veľká Richňava 1 m pod hladinou	0,03	0,02	0,01	stopy	0,02	0,01	0,01	0,04	0,01	stopy	0,01	0,01	0,01
Veľká Richňava 1 m nad dnom	0,02	0,06	stopy	0,02	0,03	0,03	0,01	0,03	0,08	0,01	0,01	0,02	0,01
Malá Richňava 1 m pod hladinou	0,03	0,04	0,03	0,03	0,03	0,02	0,01	0,18	0,04	0,01	0,02	0,01	0,02
Malá Richňava 1 m nad dnom	0,03	0,08	0,05	0,06	0,02	0,04	0,02	0,19	0,29	0,02	0,04	0,06	0,01
Veľká Vindšachta 1 m pod hladinou	0,03	0,03	0,01	0,01	0,03	0,01	0,01	-	-	-	-	0,01	0,01
Veľká Vindšachta 1 m nad dnom	0,02	0,05	0,02	0,03	0,03	0,04	0,02	-	-	-	-	0,1	0,05

Tab. 7 Priemerné koncentrácie  $N-NO_2^-$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] vo vodných nádržiach za celé sledované obdobie  
 Fig. 7 Average  $N-NO_2^-$  [ $mg \cdot dm^{-3}$ ] concentrations in wter reservoirs during whole research period

Vodná nádrž	jar	leto	jeseň	celé obdobie
Veľká Richňava 1 m pod hladinou	0,02	0,01	0,01	0,01
Veľká Richňava 1 m nad dnom	0,02	0,04	0,01	0,02
Malá Richňava 1 m pod hladinou	0,06	0,03	0,01	0,03
Malá Richňava 1 m nad dnom	0,07	0,11	0,02	0,07
Veľká Vindšachta 1 m pod hladinou	0,02	0,02	0,01	0,02
Veľká Vindšachta 1 m nad dnom	0,02	0,06	0,04	0,04

vodnej nádrže rozšírila v období jej vypustenia. LELLÁK & KUBÍČEK (1991) uvádzajú, že organicky viazaný dusík je mineralizovaný a uvoľňovaný ako amoniak, ktorý v aeróbných podmienkach je v procese nitrifikácie transformovaný na dusitany až dusičnany. Vzostup koncentrácie  $\text{N-NO}_3^-$  v tejto vodnej nádrži v hĺbke 1 m nad dnom sa zistil v roku 2003 aj v jesennom období. Jeho koncentrácia bola  $1,7 \text{ mg} \cdot \text{dm}^{-3}$ , čo je vôbec najvyššia hodnota zistená v priebehu celého skúmaného obdobia.

## ZÁVER

Zistilo sa, že v skúmanom období rokov 1999 až 2003 koncentrácie dusičnanového, dusitanového a amónneho dusíka vo vodných nádržiach Veľká Richňava, Malá Richňava a Veľká Vindšachta neboli konštantné. Vyššie koncentrácie  $\text{N-NO}_3^-$  sa zistili v jarnom období než v letnom a jesennom období. Vplyv času odberu na koncentráciu dusitanového dusíka sa výraznejšie prejavil len v spodnej vrstve vody (1 m nad dnom), kde bol zistený v letnom období (letná stagnácia) vzostup jeho koncentrácie. Najvýraznejší bol vo vodnej nádrži Malá Richňava. Zvýšené koncentrácie  $\text{N-NH}_4^+$  vo vodných nádržiach sme zaznamenali tiež v letnom období v hĺbke 1 m nad dnom. Aj jeho zvýšenie bolo najvýraznejšie vo vodnej nádrži Malá Richňava. Anorganické formy dusíka vo vodných nádržiach boli pôvodu nielen prírodného ale aj antropogénneho (nevyčistené odpadové vody z chat).

Po ukončení rekonštrukčných prác a znovu napustení vodnej nádrže Veľká Vindšachta sa v letnom období v hĺbke 1 m nad dnom zistil vzostup koncentrácie všetkých sledovaných anorganických foriem dusíka. Predpokladáme, že zdrojom zvýšenia ich koncentrácie boli organické zlúčeniny dusíka z rozkladajúcej sa vegetácie, ktorá sa na dne vodnej nádrže rozšírila v období jej vypustenia.

## LITERATÚRA

- [1] BRVENÍK B. et al. 2003. Zmeny kvality vody na dne vodárenských nádrží. In: *Vodohospodársky spravodajca*, č. 12, 2003, s. 9–12.
- [2] BUDAY J. 2002. Intenzifikácia procesov odstraňovania dusíka z odpadových vôd – substrátová a produktová inhibícia nitrifikácie. Bratislava: Výskumný ústav vodného hospodárstva, 2002, 92 s. ISBN 80-86062-06-7.
- [3] GÁBRIŠ L. & NOSKOVIČ, J. 1988. Návody na cvičenia z ochrany životného prostredia. 2. prepracované vydanie. Nitra: Vysoká škola poľnohospodárska, 1988, 96 s.
- [4] HUCKO P. 2001. Kvalita povrchových vôd z hľadiska obsahu živín vo vzťahu k požiadavkám smernice EÚ 91/271/ee. In: *Vodohospodársky spravodajca*, č. 6, 2001, s. 7–8.
- [5] HUDEC I. 1996. Hydrobiológia. Bratislava: Príroda, 1996. 236 s. ISBN 80-07-00828-4.
- [6] IZAKOVIČOVÁ Z. & HRNČIAROVÁ T. 1999. Trvalo udržateľné využívanie prírodných zdrojov. In: *Životné prostredie*, roč. 33, 1999, s. 250–254.
- [7] LELLÁK J. & KUBÍČEK F. 1991. Hydrobiologie. Praha: Univerzita Karlova, 1991, 257 s., ISBN 80-7066-530-0.
- [8] LICHNER M., KAŠIAROVÁ E., NOVÁK J. & PODKONICKÝ L. 1999. Banskoštiavnické tajchy. Banská Bystrica: Harmony, 1999, 120 s., ISBN 80-967757-6-6
- [9] PERHÁČOVÁ Z., DIVIAKOVÁ A. & WELWARD L. 2004. Ekologická štúdia banskoštiavnických vodných nádrží ako súčasť svetového kultúrneho dedičstva. In: *Zborník Slovenského bankského múzea*. Banská Štiavnica: SBM, roč. XX, 2004, s. 69–78, ISBN 80-85579-30-8
- [10] PITTER P. 1999. Hydrochemie. Praha: VŠCHT, 1999, 568 s., ISBN 80-7080-340-1
- [11] SAMEŠOVÁ D., MELICOVÁ Z. & ŠIKULOVÁ Z. 2002. Vývoj kvality vody vo vybraných Štiavnických jazerách. In: *Séria environmentálna ekológia č. 1*, Banská Bystrica: UMB FPV, 2002, s. 104–108.
- [12] SLÁDEČKOVÁ A., SLÁDEČEK V. 1997. Hydrobiologie. Praha: ČTÚT, 1997, 174 pp.
- [13] TÖLGYESSY J., BETINA V., FRANK V., FUSKA J., LESNÝ J., MONCMANOVÁ A., PALATÝ J., PIATRIK M., PITTER P. & PROUSEK J. 1989. Chémia, biológia a toxikológia vody a ovzdušia. 2. nezmenené vydanie. Bratislava: Veda, 1989, 536 s., ISBN 80-224-0034-3
- [14] TRČKA D. et al. 2002. Chránená krajinná oblasť Štiavnické vrchy. ŠOP SR, Správa CHKO Štiavnické vrchy, 2002.
- [15] ÚSES pre katastrálne územia mesta Banská Štiavnica a obec Štiavnické Bane. SAŽP Banská Bystrica – Stredisko URBION Bratislava 2001.



## RIZIKO VPLYVU ŤAŽKÝCH KOVOV MEDI A ZINKU V ŽIVOTNOM PROSTREDÍ ŽIARSKEJ KOTLINY

Jana Urminská, Jana Porhajašová, Peter Ondrišík & Vladimír Petřvalský

Katedra environmentalistiky a zoológie, Fakulta agrobiológie a potravinových zdrojov, Slovenská poľnohospodárska univerzita Nitra, Tr. A. Hlinku 2, 949 76 Nitra, Jana.Urminska@uniag.sk;

### ABSTRACT

Urminská J., Porhajašová J., Ondrišík P. & Petřvalský V. **The Risk of An Influence of Heavy Metals Copper and Zinc in The Environment of Žiar Basin Territory**

The problematic of an heavy metals effect to the environment is high actual. In the upon time have been this term closely associated with these elements, which are inducing undesirable toxic effects and contaminating the environment. By our observation one of the most contaminated areas of the Slovak republic – Žiar basin territory was observed dependency among as contents of heavy metals – copper and zinc in the Žiar basin soils and its occurrence of children morbidity according to ICD–10. By reason of high elements concentrations, which were measured in the soil Žiar basin territory (for copper – maximum concentration to 265,0 mg.kg<sup>-1</sup>, for zinc max. to 1 790,0 mg.kg<sup>-1</sup>) their potential negative effect to the public health of Žiar basin territory might be strictly situated especially to areas of river Hron and its fluvial flats and their adjacent alluvium. From statistical processing of pedological data we had ascertained, that dependency of Cu : Zn relation is very high positive and result is, where is increase of copper concentration in the environment, there is spotted also high accumulation of zincs contents. Contamination of heavy metals is corresponding to load of environment on full areas. We had not observed the expressive effect of these elements to the increased incidence of individual affection for children population of this monitored territory.

**Key words:** copper, environment, potential risk to health, soils, zinc, Žiar basin territory

### ÚVOD

Za hlavné kontaminanty, ktoré negatívne pôsobia v životnom prostredí sa považujú ťažké kovy. Považujú sa za prvky (BAUDO, 1987, FERGUSSON, 1990): relatívne dosť rozšírené v zemskej kôre; sú ťažené a využívané v priemerných množstvách; sú obsiahnuté v materiáloch, s ktorými ľudia prichádzajú do kontaktu; majú toxický účinok na živé organizmy a spôsobujú nežiaduce účinky v biogeochemickom cykle. Podľa MATRKA & RUSEKA (1994), toxický účinok látky závisí: na látke (štruktúra, chemické a fyzikálne vlastnosti, na jej forme predovšetkým v prostredí miesta aplikácie); na organizme (druh, pohlavie, vek, zdravotný stav, individuálne a genetické vlastnosti, výži-

va, psychický stav); na spôsobe kontaktu (dávka, koncentrácia v danom prostredí, doba expozície, podmienky kontaktu, fyzická záťaž organizmu); na podmienkach (prítomnosť ďalšej toxikologickej látky, kumulácia účinku, zaťaženie metabolického systému, vznik sekundárneho kontaktu). V organizmoch ťažké kovy podliehajú biochemickým zmenám. Podstatou niektorých zmien – toxických reakcií je inhibícia enzýmov, inhibícia energetických biochemických reakcií (syntéza ATP), blokovanie prenosu kyslíka, narušenie všeobecných funkcií buniek (FERGUSSON, 1990). Zvyšovanie koncentrácie chemických prvkov v prostredí človeka môže mať za následok vznik rôznych postihnutí a chorôb. Postupne sa dostávajú do ľudského organizmu a kumulujú sa v orgánoch, tkanivách a tekutinách

Tab. 1 Obsahy medi a zinku v niektorých orgánoch, tkanivách a tekutinách ľudského tela  
Table 1 Contents of copper and zinc in some organs, tissues and fluids of human body  
(a – KHUN, 1992, b – FERGUSSON, 1990)

Prvky <sup>1</sup>	Pečeň <sup>2</sup> µg.g <sup>-1</sup>	Kosti <sup>3</sup> µg.g <sup>-1</sup>	Krv <sup>4</sup> µg.ml <sup>-1</sup>	Koža <sup>5</sup> µg.g <sup>-1</sup>	Obličky <sup>6</sup> µg.g <sup>-1</sup>	Mozog <sup>7</sup> µg.g <sup>-1</sup>	Pľúca <sup>8</sup> µg.g <sup>-1</sup>	Slezina <sup>9</sup> µg.g <sup>-1</sup>	Srdce <sup>10</sup> µg.g <sup>-1</sup>	Svaly <sup>11</sup> µg.g <sup>-1</sup>	
Cu	a	8,6	0,6	1,0	0,9	2,9	5,8	1,3	1,2	3,5	0,99
	b	1,0–7,5	–	–	–	0,8–2,2	–	–	–	–	–
Zn	a	46,0	66,0	9,3	6,0	48,0	13,0	14,0	19,0	27,0	47,0
	b	46,0	67,0	9,27	6,1	48,0	13,1	14,0	19,0	27,0	47,2

1 – elements, 2 – liver, 3 – bone, 4 – blood, 5 – skin, 6 – kidney, 7 – brain, 8 – lungs, 9 – spleen, 10 – heart, 11 – muscles

(Tab. 1). Problematikou nežiadúceho vplyvu chemických prvkov na ľudské zdravie, ktoré pochádzajú zo znečisteného prostredia sa zaoberali mnohé priekopnícke práce: UNDERWOODA (1974), CHANA & RENNERTA (1984), FRIBERGA ET AL. (1986), BENCKA (1990, 1994), KJELLSTRÖMA & CORVALANA (1995), MCGILLA (1995), LETKOVIČOVEJ & REHÁKA (1997), ALBERINGA ET AL. (1999) a iných.

V Slovenskej republike ako uvádzajú HEGEDŮSOVÁ et al. (1997) in URMINSKÁ (2002) sa nachádza niekoľko špecifických areálov, v ktorých sa k základným kontaminantom pridružujú aj nedegradabilné, kumulujúce sa v jednotlivých zložkách životného prostredia. Ide o ťažké kovy a ich zlúčeniny. Týchto hlavných imisných areálov, tzv. hot spots, je deväť. Z doterajších poznatkov o zdravotnej situácii slovenského obyvateľstva vyplýva, že medzi oblasti najviac zaťažené negatívnymi faktormi prostredia patrí Žiarska kotlina (KHUN et al., 2000, RAPANT et al., 2002).

## Meď

V pôdach sa meď vyskytuje vo forme anorganických a organických komplexov, rozpustných iónov, komplexov v humuse, ako vymeniteľný prvok, adsorbovaná hydroxidmi železa, hliníka a mangánu, adsorbovaná na ílovito-humusový komplex a viazaná v kryštálovej mriežke niektorých minerálov. Distribúcia a vyluhovanie medi závisí na materiskom materiále a na pôdnom type. Najnižšie koncentrácie medi sa vyskytujú na piesčitých pôdach na granitoch 1–10 mg.kg<sup>-1</sup>, na glejových a ílovitých pôdach 15–40 mg.kg<sup>-1</sup> a najviac sa koncentruje v kambizemiach na bazaltoch a černozemiach na sprašiach do 100 mg.kg<sup>-1</sup> (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984, BEŇEŠ & PABIANOVÁ, 1986).

Meď môže vstúpiť do organizmu inhalačne a orálne vo forme Cu (kov), CuSO<sub>4</sub>, CuCO<sub>3</sub>. Cu(OH)<sub>2</sub>.2H<sub>2</sub>O. Meď je esenciálny prvok, ktorý obsahujú mnohé metaloenzýmy, na druhej strane je však pri vyšších koncentráciách pre ľudský organizmus toxická (BESEDA et al., 2001).

## Toxicita medi pre človeka:

Telesná záťaž akceptovateľná dávka (mg/70kg/deň) 0,5–6,0; toxická úroveň (mg/deň) 100,0; LD<sub>50</sub> (mg/deň) 175,0–250,0; deficit (mg/deň) 0,3.

Pri akútnej expozícii parami alebo prašným aerosolom medi vzniká horúčka z kovov (tzv. horúčka zlievačov). Prejavuje sa podobne ako chrípka a ustupuje do 24 hodín. Chronické poškodenia pľúc neboli pozorované. Nedostatok Cu sa u detskej populácie prejavuje fyzickou a duševnou retardáciou (tzv. Mankesova choroba) (BENCKO et al., 1995, BESEDA et al., 2001).

## Zinok

Najbežnejšou a najpohyblivejšou formou zinku v pôdach je Zn<sup>2+</sup>. Zinok je v pôdach distribuovaný v piatich formách:

1. vodorozpustný, prítomný v pôdnom roztoku,
2. vymeniteľný, obsiahnutý v organických a minerálnych koloidoch,
3. organicky viazaný, absorbovaný,
4. potenciálne prístupný, v ílovitých sekundárnych mineráloch a v nerozpustných oxidoch kovov,
5. reziduálny, v primárnych mineráloch.

Pohyblivosť zinku v pôdach je ovplyvňovaná pH, zrnitosťou, obsahom organickej hmoty, väzbovosťou s oxidmi a hydroxidmi a obsahom minerálnych solí. Pri vysokom obsahu vápnika v pôde, sa

rozpustnosť a asimilovateľnosť zinku znižuje. Pri vyšších hodnotách pH majú na rozpustnosť zinku vplyv jeho organické komplexy a jeho komplexné aniónové formy (KABATA-PENDIAS & PENDIAS, 1984). Obsah zinku v pôdach je veľmi často v korelácii s obsahmi ílu, pretože Zn je zachytávaný ílovitými kremičitanmi. Medzi zinkom a humusovými zložkami, najmä humínovými kyselinami, dochádza k tvorbe chelátových komplexov. Prítomnosť a rozpustnosť zinku v pôdach výrazne ovplyvňuje jeho väzbovosť s hydratovanými oxidmi železa, mangánu a hliníka. Až 40 % celkového obsahu zinku v pôdach je viazaných pomocou týchto oxidov. V pôdach sa nachádza 5–300 mg.kg<sup>-1</sup> zinku, pričom ako priemerné množstvo uvádzajú URE & BERROW (1982) hodnotu 59,8 mg.kg<sup>-1</sup> a KABATA-PENDIAS & PENDIAS (1984) 61 mg.kg<sup>-1</sup> zinku. Lokálne zvýšené koncentrácie zinku v pôdach sú spôsobené kontamináciou pôd odpadovými kalmi, umelými hnojivami, pesticídmi a banskou činnosťou pri ťažbe kovov (BENEŠ & PABIANOVÁ, 1986).

Zinok môže vstupovať do organizmu inhalačne a orálne vo forme ZnSO<sub>4</sub>·7H<sub>2</sub>O, ZnCl<sub>2</sub>, ZnO. Zinok je významný esenciálny prvok, pretože je súčasťou veľkého množstva enzýmových komplexov rastlinných aj živočíšnych buniek. Fyziologicky sa zinok zúčastňuje na činnosti inzulínu a pri metabolizme cukrov. Akumuluje sa v pečeni, v ľadvinách a čiastočne v kostiach. U organizmu sa zinok vylučuje stolicou (THE BRITISH MEDICAL ASSOCIATION, 2001).

### Toxicita zinku pre človeka:

Telesná záťaž – akceptovateľná dávka (mg/70 kg/deň) 5,0–40,0; toxická úroveň(mg/deň) 150,0 až 600,0; LD<sub>50</sub> (mg/deň) 6 000,0; deficit (mg/deň) 5,0.

Po inhalácii pár zinku dochádza k prudkému zvýšeniu telesnej teploty. Sprievodnými javmi sú glykosúria, albuminúria a leukocytóza, pri ťažkej záťaži pneumónia a pľúcny edém. Pri perorálnej intoxikácii je postihnutý tráviaci trakt. Zinok je prvok, ktorý vyvoláva maligne tumory, leukémiu a podporuje rast sarkómov. Nedostatok zinku má za následok: retardovaný rast, kožné poruchy, zápal, anémiu, hyperpigmentáciu, opozdenie pohlavného dozrievania (BENCKO et al., 1995, THE BRITISH MEDICAL ASSOCIATION, 2001).

Naším cieľom bolo sledovať rizikovosť vplyvu vybraných chemických prvkov v životnom prostredí oblasti Žiarskej kotliny, zistiť štatistickú významnosť závislosti chorobnosti detskej populácie a parametrov pedogeochemického prostredia sledovaného územia a určiť ich korelačné vzťahy.

## METODIKA

Hodnotenie kvality životného prostredia bolo založené na terénnych pozorovaniach územia Žiarskej kotliny (20 vybraných obcí, Obr. 1), sledovaní chorobnosti detskej populácie podľa Medzinárodnej klasifikácie chorôb MKCH – 10 (spracovanie ročných a polročných výkazov chorobnosti obyvateľstva, anketové spracovanie), laboratórnych analýzach pôd územia Žiarskej kotliny a následnom štatistickom spracovaní. Podklady pre vypracovanie boli poskytnuté miestnymi obvodnými lekármi a RÚVZ v Žiari nad Hronom. Odbery a analýzy pôd boli realizované v podmienkach firmy EL spol. s r. o. Spišská Nová Ves. Vzorkovacie práce prebiehali v troch etapách s hustotou vzoriek – 2 vzorky do km<sup>2</sup>. Odber vzoriek sa realizoval z A horizontu, čo u poľnohospodárskej pôdy predstavuje hĺbku 0,0–0,2 m a pri lesných pôdach po oddrnení 0,05–0,10 m. Vzorky sa odoberali ručným zavrtávačom. Vzorky o hmotnosti 1–5 kg sa odoberali do polyetylénových nádob tak, aby obsahovali čo najviac jemnozrnného podielu. Po dobu transportu do laboratória, boli uchovávané v chlade. Pre stanovenie celkových obsahov kontaminantov sa použila frakcia pôdy so zrnitosťou pod 0,125 mm. Vzorky sa sušili pri teplote 40 °C. K 25 g jemnozeme sa pridalo 125 cm<sup>3</sup> 2 mol.dm<sup>-3</sup> HNO<sub>3</sub> a vzorky sa extrahovali pretrepávaním na horizontálnej trepačke počas 120 minút. Výluh sa získal filtráciou cez papierový filter č. 390. Celkovo bolo odobratých 452 vzoriek zo sledovaného územia. Jednotlivé prvky boli stanovované atómovou absorpčnou spektrometriou (URMINSKÁ, 2002). Pre štatistické spracovanie sa použili metódy priestorovej autokorelácie a Spearmanov korelačný koeficient.

Spearmanov korelačný koeficient  $\rho_s$  – je mierou závislosti založenou na meraní závislosti





Obr. 1 Orientačná mapa sledovaných katastrálnych území Žiarskej kotliny  
Mierka 1 : 200 000

Figure 1 Identification map of monitored cadastral – areas of Žiar basin territory  
Measure 1 : 200 000

medzi poradiami. Vypočítame ho podľa vzťahu (STEHLÍKOVÁ, 1999 in URMINSKÁ, 2002):

$$\rho_s = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n \cdot (n^2 - 1)}$$

Udáva vzájomnú závislosť napr. medzi koncentraciami prvkov. Kde  $\sum d_i$  ( $i = 1, 2, \dots, n$ ) je suma rozdielov medzi poradiami a  $n$  predstavuje počet (napr. sledovaných obcí).

### Priestorová autokorelácia

Kladná priestorová autokorelácia znamená, že podobné hodnoty skúmanej premennej sú v priestore zoskupené vedľa seba. Negatívna znamená, že vedľa seba sú zoskupené rôzne hodnoty skúmanej premennej. Neexistencia priestorovej autokorelácie znamená, že hodnoty skúmaného javu sa vyskytujú v priestore náhodne. Najznámejšia miera priestorovej autokorelácie je Gearyho koeficient.

$$c = \frac{(n-1) \cdot \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij} (x_i - x_j)^2}{2 \cdot (x - \bar{x})^T \cdot (x - \bar{x}) \cdot \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n w_{ij}}$$

Kde  $w_{ij}$  predstavuje maticu vzťahov susedstva,  $x_i$ ,  $x_j$  riadok a stĺpec matice,  $n$  predstavuje počet (napr. sledovaných obcí = 20),  $(x - \bar{x})^T$  predstavuje konkrétnu nameranú hodnotu napr. prvku.

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

Rozvojom priemyslu, poľnohospodárstva, využitia prírodných zdrojov a prudkým nárastom hustoty osídlenia dochádza k ovplyvňovaniu pedologického prostredia ťažkými kovmi, čo sa následne odradľuje na ľudskom zdraví. Pôdny pokryv má určitý prirodzený celkový obsah stopových prvkov označovaný ako hodnoty geochemického pozadia. Odchýlky, respektíve prekročenia hodnôt geochemického pozadia

signalizujú potrebu zaoberať sa diagnózou rizikovitosti zvýšených obsahov stopových prvkov. Pomenovanie rizikovitosti je podmienené predovšetkým poznatkami o pôdnych formách jednotlivých prvkov a o ich migrácii do častí konkrétnych plodín (HEGEDÜSOVÁ, 1999 in URMINSKÁ, 2002). V rámci pôdneho profilu sú kovy Cu a Zn koncentrované predovšetkým vo vrchných horizontoch ako výsledok vegetačnej recyklácie, atmosferickej depozície a adsorpcie organickou hmotou. Vysoko antropogénne kontaminované pôdy majú zväčša vyšší obsah kovov vo vrchnom horizonte, nakoľko pedogenetický proces nemá dostatok času ovplyvniť redistribúciu v pôdnom profile (ALLOWAY, 1990).

Na základe pedogeochemických analýz Žiarskej kotliny možno konštatovať, že najrizikovejšie a najkontaminovanejšie územia spadajú do oblastí fluvizemí nivy rieky Hron a príľahlých potokov. Túto skutočnosť potvrdzuje aj HEGEDÜSOVÁ (1999) in URMINSKÁ (2002), ktorá uvádza pre oblasť južného Slovenska vyššie obsahy ťažkých kovov v humóznejších pôdach, akými sú fluvizeme, černoze, čo navodzuje relatívne väčšie riziko transferu do plodín.

Pre meď v pôdach boli namerané hodnoty: max. 265,0 mg.kg<sup>-1</sup>, min. 3,0 mg.kg<sup>-1</sup>, medián 16,0 mg.kg<sup>-1</sup>, priemer 32,0 mg.kg<sup>-1</sup> (VOZÁR, 1997 in URMINSKÁ, 2002). V koncentráciách B–C indikačných hodnôt pôd (100–500 mg.kg<sup>-1</sup> suchej hmoty) sa nachádza predovšetkým v oblasti obcí Sklené Teplice, Hliník nad Hronom a Repište. Zaznamenáva sa silná záťaž pôd meďou.

Pre zinok v pôdach boli namerané hodnoty: max. 1 790,0 mg.kg<sup>-1</sup>, min. 23,0 mg.kg<sup>-1</sup>, medián 63,0 mg.kg<sup>-1</sup>, priemer 108,0 mg.kg<sup>-1</sup>. Zvýšené koncentrácie (500–3 000 mg.kg<sup>-1</sup> suchej hmoty) sa nachádzajú v oblastiach po celej dĺžke nivy rieky Hron, najmä v obciach Lovča, Hliník nad Hronom a Revištské Podzámčie. Podobne je zaznamenaná silná záťaž pôd zinkom.

Štatisticky sa sledovala závislosť medzi obsahom jednotlivých chemických prvkov v pôdach Žiarskej kotliny a výskytom k detskej chorobnosti podľa MKCH – 10 (Tab. 2).

Z výpočtov závislosti Gearyho koeficientom (c) pre priestorovú autokoreláciu sme zistili, že ak sa hodnota (c) blížila k hodnote 0, skúmaný jav je silne pozitívne autokorelovaný, ak k hodnote 2, skúmaný jav je silne negatívne autokorelovaný. Ak je skúmaný jav v priestore rozložený náhodne, potom c je

blízko hodnoty 1. Vypočítaný Gearyho koeficient je pre Cu = 1,112 a pre Zn = 0,989. Podľa získaných výsledkov dá sa predpokladať, že rozloženie daných prvkov je náhodného charakteru, pretože Gearyho koeficient (c) varíruje okolo hodnoty 1 (URMINSKÁ, 2002). Kontaminácia prostredia ťažkými kovmi odpovedá celoplošnému zaťaženiu.

Pre vypočítaný vzťah Cu : Zn má Spearmanov koeficient hodnotu 0,8767, predstavuje závislosť medzi meďou a zinkom v pôdach. Na hladine významnosti 0,05, teda s 95 % soľahlivosťou možno konštatovať, že Spearmanov koeficient 0,8767 je veľmi vysoko preukazný, pretože hladina významnosti 0,0011 je < 0,05. Daná závislosť je vysoko pozitívna. Kde narastá koncentrácia medi v životnom prostredí, je pozorovaný aj vysoký nárast obsahu zinku, čo predstavuje veľmi vysoký rizikový faktor. Vyplýva to z ich chemicko-geochemickej povahy.

Vplyv vybraných prvkov Cu a Zn : detská chorobnosť, Spearmanov koeficient je nepreukazný, pretože hladiny významnosti sú > 0,05. Nezaznamenáva sa výraznejší vplyv týchto prvkov na zvýšený nárast výskytu špecifických ochorení u detskej populácie sledovaného územia.

Zistené skutočnosti súvisia predovšetkým s nevhodnou priemyselnou a poľnohospodárskou činnosťou na území a s migráciou a následne zvýšenou koncentráciou škodlivín rôzneho chemicko-fyzikálneho charakteru v každej jednotlivéj zložke životného prostredia. Deje v prírode neprebiehajú izolovane, ale sú navzájom pospájané. Preto keď vytvárame nové a rozširujeme existujúce občianske a priemyselné centrá, postupne meníme prírodu a celkové životné prostredie človeka. Z aspektu možných vplyvov prirodzeného geochemického alebo antropogénneho prostredia na zdravotný stav obyvateľstva, si treba uvedomiť, že najdôležitejším faktorom je forma, v akej ten ktorý chemický prvok vystupuje, t.j. biopristupnosť pre živé organizmy.

Vzťah človeka a prostredia je aktívny. Poznať zdravotný stav obyvateľstva a odhaliť súvislosti medzi určitými druhmi ochorení a kvalitou životného prostredia človeka je základným predpokladom na to, aby sa moderný človek, vedomý si zodpovednosti za vlastné zdravie, mohol správať tak, aby prípadné negatívne vplyvy faktorov životného prostredia prinajmenšom znížil na najnižšiu možnú mieru.

Tab. 2 Spearmanov koeficient – závislosť medzi jednotlivými prvkami (pôdy Žiarskej kotliny) a detskou chorobnosťou (URMINSKÁ, 2002)

Table 2 Spearman's coefficient – dependency between several elements (soils of hollow basin Žiar territory) and child's morbidity

	Meď <sup>1</sup>	Zinok <sup>2</sup>	Chorobnosť detí <sup>3</sup>
<b>Meď</b>	$\rho_s$ 1,0000 $p_{value}$ 1,0000	$\rho_s$ 0,8767 $p_{value}$ 0,0001	$\rho_s$ 0,1746 $p_{value}$ 0,4467
<b>Zinok</b>	$\rho_s$ 0,8767 $p_{value}$ 0,0001	$\rho_s$ 1,0000 $p_{value}$ 1,0000	$\rho_s$ 0,2453 $p_{value}$ 0,2850
<b>Chorobnosť detí</b>	$\rho_s$ 0,1746 $p_{value}$ 0,4467	$\rho_s$ 0,2453 $p_{value}$ 0,2850	$\rho_s$ 1,0000 $p_{value}$ 1,0000

1 – copper, 2 – zinc, 3 – morbidity of children

Podkladové údaje pre vypracovanie boli financované MŽP SR, Odbor starostlivosti o ochranu prírody a krajiny, hodnotenie vplyvu na životné prostredie a medziodborových vzťahov, v rámci výskumného projektu „Zhodnotenie ekologickej únosnosti regiónu Žiarskej kotliny (1996–1998)“.

## ZÁVER

Z dôvodu vyšších nameraných koncentrácií prvkov v pôdach územia (pre meď – maximálna koncentrácia 265,0 mg.kg<sup>-1</sup>, pre Zn max. 1 790,0 mg.kg<sup>-1</sup>) ich potenciálny negatívny vplyv na zdravie obyvateľstva Žiarskej kotliny možno sústrediť najmä do oblastí fluvizemí nivy rieky Hron a prilahlých potokov. Zo štatistického spracovania pedologických údajov vyplynulo, že vzájomná závislosť vzťahu Cu : Zn je veľmi vysoko pozitívna, kontaminácia je plošného charakteru, ale nezaznamenáva sa výraznejší vplyv týchto prvkov na zvýšený nárast výskytu špecifických ochorení u detskej populácie sledovaného územia.

## SÚHRN

Problematika vplyvu ťažkých kovov na životné prostredie je vysoko aktuálna. V poslednej dobe sa tento pojem úzko spája s tými prvkami, ktoré spôsobujú nežiaduce toxické účinky a kontaminujú životné prostredie. Pri skúmaní jednej z najkontaminovanejších oblastí Slovenskej republiky Žiarskej kotliny sa sledovala závislosť medzi obsahmi ťažkých kovov – medi a zinku v pôdach Žiarskej kotliny a výskytom k detskej chorobnosti podľa MKCH – 10. Z dôvodu vyšších nameraných koncentrácií prvkov v pôdach územia (pre meď

– maximálna koncentrácia 265,0 mg.kg<sup>-1</sup>, pre Zn max. 1 790,0 mg.kg<sup>-1</sup>) ich potenciálny negatívny vplyv na zdravie obyvateľstva Žiarskej kotliny možno fokusovať najmä do oblastí fluvizemí nivy rieky Hron a prilahlých potokov. Zo štatistického spracovania pedologických údajov sme zistili, že vzájomná závislosť vzťahu Cu : Zn je veľmi vysoko pozitívna a znamená, že kde stúpa koncentrácia medi v prostredí, je pozorovaný aj vysoký nárast obsahu zinku. Kontaminácia ťažkými kovmi odpovedá celoplošnému zaťaženiu prostredia. Nezaznamenáva sa výraznejší vplyv týchto prvkov na zvýšený nárast výskytu špecifických ochorení u detskej populácie sledovaného územia.

Kľúčové slová: meď, potenciálne riziko ohrozenia zdravia, pôdy, zinok, Žiarska kotlina, životné prostredie

## LITERATÚRA

- ALBERING H. J., VAN LEUSEN S. M., MOONEN, E. J., HOOGWERFF J. A. & KLEINJANS J. C. 1999: Human health risk assesment: A case study involving heavy metal soil contamination after the flooding of the river Meuse during the winter of 1993–1994. In: Environmental Health Perspectives, Vol. 107, n. 1, p. 37–43.
- ALLOWAY B. J. 1990: Heavy metals in soils, Blackie Press, London.
- BAUDO R. 1987: Heavy Metal Pollution and Ecosystem Recovery. In: Ecological Assesment of Environmental Degradation, Pollution and Recovery, Elsevier Science Publishers, Amsterdam, p. 325.
- BENCKO V. 1990: Biological monitoring of human exposure to toxic metals by hair analysis. In: Dillon, K. & Ho M. H. (Eds.): Biological monitoring of exposure to chemicals: Metals. New York, J. Wiley Intersc. Pub., p. 245–256.
- BENCKO V. 1994: Use of humans hair as biomarker in the assesment of exposure to pollutants in occupational

- and environmental settings. WHO-EURO-ECEH Consultation on Guiding Principles for the Use of Biological Markers in the Assessment of Human Exposure to Environmental Factors. In: Integrative Approach of Epidemiology and Toxicology, Cracow, Poland, p. 195–211.
- BENCKO V., ČIKRT M. & LENER J. 1995: Toxic metals in the environment and occupational environment of man, Praha: Grada Publishing s. r. o., 288 p.
- BENEŠ S. & PABIANOVÁ J. 1986: Přírozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách, Monografie VŠZ – Katedra puodoznalectví Praha.
- BESEDA I., PAJTÍK J., SOKOL J., CEJPEK K., GÁPER J. & ĎURIŠOVÁ, B. 2001: Toxikológia. Desktop Publishing ÚVT TU, Zvolen, 159 s.
- CHAN W. Y. & RENNERT, O. M. 1984: Metabolism of Trace Metals in Man. Vol. I. Developmental Aspects., Vol. II. Genetic Implications (Eds.), Florida : CRC Press, Inc. Boca Raton, 245 p.
- FERGUSON J. E. 1990: The Heavy Elements. In: Chemistry, Environmental Impact and Health effects, Pergamon Press, New Zealand, 614 p.
- FRIBERG L., NÖRDBERG G. F. & VOUG V. B. 1986: Handbook on the Toxicology of metals. Vol. I.: General Aspects, Vol. II.: Specific Metals, Amsterdam: Elsevier, 434 p.
- KABATA-PENDIAS A. & PENDIAS, H. 1984: Trace Elements in Soils and Plants. London: CRC Press, 1984, 365 p.
- KHUN M. 1992: Medical geochemistry. Bratislava: University textbook, Department of Geochemistry Faculty of Natural Sciences Comenius University, 66 p.
- KHUN M., JURKOVIC E. & URMINSKÁ J., 2000: Medical Geochemistry: A Brief Outline of the Problems Practical Application in the Region Žiarska kotlina Basin. Slovak Geological Magazine, Vol. 6, No. 1, p. 17–26.
- KJELLSTRÖM T. & CORVALAN C. 1995: Framework for the development of environmental health indicators. In: World health statistics quarterly, Vol. 48, n. 2, p. 144–155.
- LETKOVIČOVÁ M. & REHÁK R. 1997: Hodnotenie vplyvu prevádzky tepelnej elektrárne Nováky na životné prostredie a zdravotný stav obyvateľstva okolia. In: Demograficko-zdravotná a ekologická štúdia, VÚJE Trnava, nestr.
- MATRKA M. & RUSEK V. 1994: Industrial Toxicology. University textbook, Department of Environment Protection, Pardubice, 157 p.
- MCGILL P. E. 1995. Endemic fluorosis. In: Bailliere's Clinical Rheumatology, Vol. 9, n. 1, p. 75–81.
- RAPANT S., KHUN M., JURKOVIC E. & LETKOVIČOVÁ M., 2002: Potential Influence of Geochemical Background on the Health State of Population of the Slovak Republic. Slovak Geological Magazine, Vol. 8, No. 2, p. 137–145.
- THE BRITISH MEDICAL ASSOCIATION 2001: Guide to Medicines and Drugs. London : Darling Kindersley Limited, 448 p.
- UNDERWOOD E. J. 1979: Trace Elements in Human and Animal nutrition. London: Academic Press, 4. ed.
- URE A.M. & BERROW M. L. 1982: Environmental chemistry, vol.2. The Elemental Constitutions of Soils, London, 1982.
- URMINSKÁ J. 2002: Potential influence of geochemical environment on the health status of children populations in Žiar basin territory (on aspect of medical geochemistry). Dissertation Thesis, Department of Geochemistry Faculty of Natural Sciences Comenius University, 165 p.



# VYUŽITÍ MAGNETICKÉ SUSCEPTIBILITY PŘI MONITOROVÁNÍ ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Stanislav Čurda

Institut environmentálního inženýrství, Hornicko-geologická fakulta, Vysoká škola báňská – Technická univerzita Ostrava, 17. listopadu 15/2172, Ostrava-Poruba, 708 33, stanislav.curda.hgf@vsb.cz

## ABSTRACT

### Čurda S. Application of Magnetic Susceptibility for Monitoring of Environment

Locality Ak-Tyuz (Kyrgyzstan) represents old ecological load originated by mining activity. Besides negative influence of mining industry there is important impact of environmental disaster in 1964. This event caused important contamination in the valley Kici-Kemin downstream of mineral dressing factory. In the present time there are attempts to solve these consequences of mining. In the first rate it is necessary to determine the total area of contamination and to select the area requiring action. One of the possibilities for determination of this area is application of methods using magnetic susceptibility.

**Key words:** Magnetic susceptibility, Ak-Tyuz

## ÚVOD

Důlní a úpravárenská činnost mají významný vliv na životní prostředí. Zvláště v minulosti byl tento impakt velmi silný. Právě z této doby pochází největší množství starých ekologických zátěží z důlního a úpravárenského průmyslu. V současnosti je snaha se s těmito dědictvími vyrovnat. V první řadě je třeba stanovit všechny podstatné parametry a na jejich základě připravit další postup, který povede k nápravě. Jedním z prvních kroků při vymezení základních hledisek je i plošné vymezení kontaminovaného prostoru. Dnešní praxe zná mnoho metod a je pouze na řešitelích daného problému ke které se přikloní. Jednou z kategorií, kterých se stále více využívá, jsou metody založené na magnetické susceptibilitě. Je samozřejmé, že k této metodě lze přistoupit až po adekvátním zhodnocení její reprezentativnosti v konkrétním řešeném úkolu.

## MAGNETICKÁ SUSCEPTIBILITA

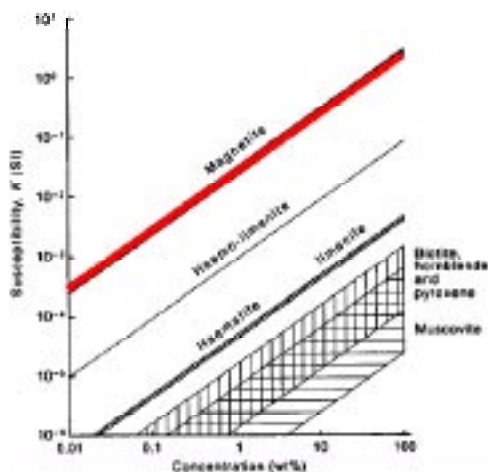
Magnetická susceptibilita je poměr magne-

tizace k intenzitě magnetického pole. Představuje poměr síly indukovaného magnetického pole k vnějšímu magnetickému poli. Vyjadřuje se bez jednotky a označuje se  $\kappa$  (Kappa) nebo **K**.

Pokud je susceptibilita vztahována k objemu (objemová magnetická susceptibilita) je označována  $\chi$  ( $\chi_{\text{nem}}$ ) nebo **X** (SI jednotky na kg).

Velmi zhruba platí, že s rostoucím množstvím feromagnetického materiálu (feromagnetického minerálu) roste i susceptibilita hornin MAREŠ (1990).

Pro environmentální praxi je tedy významná rozdílnost magnetické susceptibility u různých látek. Na obrázku č. 1 je patrná tato rozdílnost. Některé látky se vyznačují vyšší mírou magnetické susceptibility a právě tyto látky (minerály, prvky) lze pak nejlépe indikovat. Dále je již pouze na konkrétní situaci, zda tato látka je přímo to co vyhledáváme, nebo tvoří zástupce. V případě zástupce je nutné znát souvislost mezi hledanou látkou a zástupcem.



Obr. 1 Znárodnění závislosti magnetické susceptibilitu na minerálu a koncentraci

Fig. 1 Illustration of dependencies magnetic susceptibility on mineral and concentration

## VYUŽITÍ MAGNETICKÉ SUSCEPTIBILITY

Magnetické vlastnosti půd a recentních říčních sedimentů se v poslední době stále více používají k řešení nejrůznějších environmentálních problémů. Tyto vlastnosti se využívají například pro sledování změn klimatu REYNOLDS et al. (1995), pro sledování půdní eroze DE JONG et al. (1998), k monitorování průběhu pedogenních procesů HANESCH et al. (1999) a v neposlední řadě také k mapování kontaminace půd aericky transportovanými polutanty a sledování závislostí mezi magnetickou susceptibilitou půd a obsahy ostatních polutantů MORRIS et al. (1994), HOFFMANN et al. (1999), KAPLIČKA et al. (1999) a další.

## POUŽITÍ MAGNETICKÉ SUSCEPTIBILITY PRO SLEDOVÁNÍ EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ

Magnetickou susceptibilitu lze použít pro sledování množství prašného spadu. Pro sledování úrovně kontaminace je využíván zástupce kontaminace, který sám o sobě nemá výrazně toxické účinky, je ale na rozdíl od doprovodných polutantů velmi snadno a lacině měřitelný a jedná se proto

o typickou „proxy“ metodu. Při použití proxy metody je předpokládán těsný genetický vztah mezi zástupcem a ostatními polutanty MATÝSEK et al. (1994).

Použití magnetické susceptibilitu půd pro sledování rozptýlu a depozice aerických prašných kontaminantů vyplývá ze skutečnosti, že obsahy feromagnetických látek (magnetit, maghemit) v depozovaném prachu (a také v popílcích a úletech) jsou ve většině případů mnohonásobně vyšší než jejich přirozené obsahy v půdách.

Výhodou použití magnetické susceptibilitu je její snadná proveditelnost, nízké náklady a výborná citlivost měření. Použitím této metody lze dokázat množství feromagnetické fáze, která odpovídá obsahu řádově 10 ppb HOFFMAN et al. (1999). Magnetická susceptibilitu půd je v rozhodující míře určována kvalitou a kvantitou přítomných feromagnetických minerálů.

## VYUŽITÍ MAGNETICKÉ SUSCEPTIBILITY U STARÉ NEAERICKÉ EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE

Jednu oblast použití magnetické susceptibilitu u staré neaerické ekologické zátěže lze demonstrovat na konkrétním případě lokality Ak-Tjuz. Hlavní rozdíl je v jednorázovém vzniku této kontaminace a v materiálu který je zcela odlišný od látek způsobujících aerické ekologické zátěže. Tento materiál je specifický vzhledem k druhu těženého materiálu a je cílem ověřit tuto metodu i těchto podmínkách. V této lokalitě magnetická susceptibilitu je „proxy“ metodu.

Rudní rajón Ak-Tjuz je situován cca 150 km východně od Biškeku v Keminském okrese Čujské oblasti. Zahnuje ekonomicky významná ložiska rud vzácných zemin s Th, Be, Zr, Hf, Nb aj. a polymetalických rud.

K těžebnímu komplexu Ak-Tjuz patří velkokapacitní úpravna rudy a 4 odkaliště. Za přibližně 50 let činnosti úpravny bylo do odkališť uloženo přibližně 4,7 mil. m<sup>3</sup> odpadů, které obsahují pro životní prostředí a zdraví člověka škodlivé složky (zejména radioaktivní prvky, těžké kovy) a zbytky reagentů používaných při úpravárenských procesech.

Otevřený povrchový důl, mohutné odvaly horin a technicky nedostatečně zajištěná a neudržovaná odkaliště s absencí systematického monitoringu

jejich stavu představují stále vysoké environmentální riziko kontaminace radioaktivitou a těžkými kovy pro celé údolí řeky Kiči-Kemin. Toto riziko je ještě zesíleno přírodními faktory – pozicí lokality v seismicky silně aktivní oblasti horského charakteru ABRAHAM (2004).

V prostoru východně od silnice do Ak-Tjuzu jsou deponovány zbytky radioaktivních odpadů z odkaliště, které sem byly dopraveny v rámci „úklidových prací“ po protržení hráze odkaliště č. 2 v roce 1964.

Nutno však bohužel konstatovat, že rozsah nebezpečných a nezajištěných radioaktivních odpadů vyvržených z odkaliště (z doby havárie hráze odkaliště č. 2 v roce 1964) je na lokalitě ještě mnohem větší a z environmentálního hlediska vysoce rizikový. Odpady jsou i vpravo od silnice do Ak-Tjuzu, kde přímo zasahují až do řeky Kiči-Kemin, kde jsou dnes a denně splavovány prudkým tokem a odnášeny na značnou vzdálenost dolů do údolí. Kubatura odpadů v tomto místě je značná – v řádu tisíců m<sup>3</sup>.

Prvním krokem k nápravě této situace je zmapování současného stavu. Dílčí částí tohoto kroku je plošné vymezení kontaminované plochy a míra kontaminace.

Bylo nutné stanovit mineralogické složení jak kontaminantu, tak i okolního prostředí. Složení kontaminantu je významné při posouzení zda je možno úspěšně použít metodu magnetické susceptibilitity. Vliv pozadí je dán rušivými účinky při podobných nebo vyšších obsazích látek s podobnými magnetickými vlastnostmi.

V dané lokalitě byl předpoklad vyššího množství magnetických látek v materiálu na odkalištích. To bylo potvrzeno při výzkumu koncentrátů těžkých minerálů z materiálu odkaliště č. 1. Bylo zjištěno, že celá ferromagnetická frakce je tvořena v podstatě jen magnetitem, který v 10-ti litrovém vzorku dosáhl hmotnosti 11 g, což znamená obsah 1100 g/m<sup>3</sup>. V prostoru vzorkování se podloží nevyznačuje vyššími obsahy magnetických minerálů a proto lze předpokládat, že kontaminant vytvoří zřetelné anomálie magnetické susceptibilitity.

Pro ověření poslouží pouze část území. Jako vzorové bylo vybráno území o rozměrech 100 × 400 m, kde bylo stanoveno 195 bodů měření. Výsledná hodnota magnetické susceptibilitity na každém bodu je průměrem z 10 měření v okruhu do 1 metru. Účelem těchto měření je ověřit před-

poklad, že potenciální kontaminace půd těžkými kovy koinciduje se zvýšenou magnetickou susceptibilitou půd. K měření se používá ruční terénní magnetometr KT 9 kanadské výroby.

Pro stanovení použitelnosti magnetické susceptibilitity je vytvořeno několik souborů dat. Prvním souborem jsou hodnoty samotné magnetické susceptibilitity, další část tvoří hodnoty distribuce Th, U, K ( $\gamma$ -spektrometrie) a úhrnné  $\gamma$ -aktivity.

## ZÁVĚR

Závěrem lze konstatovat, že použití magnetické susceptibilitity v konkrétním případě lokality Ak-Tjuz je teoreticky možné. Byly provedeny první kroky k ověření její použitelnosti v terénu a v současnosti se tyto poznatky vyhodnocují. Na jejich základě se vypracuje další metodika pro celou oblast.

Článek vznikl na základě projektu zahraniční rozvojové pomoci České republiky:

GEOENVIRONMENTÁLNÍ PRŮZKUM A ZHODNOCENÍ EKOLOGICKÝCH ZÁTĚŽÍ A RIZIK V OKOLÍ TĚŽEBNĚ-ÚPRAVÁRENSKÝCH KOMPLEXŮ

## LITERATURA

- ABRAHAM M. 2004: Zpráva o řešení projektu geologických prací v roce 2004, 32 p.
- DE JONG E., NESTOR P. A. & PENNOCK D. J. 1998: The use of magnetic susceptibility to measure long-term soil redistribution. *Catena*, 32, 1, 23–35 pp.
- HANESCH M. & PETERSEN H. 1999: Magnetic properties of a recent parabrown-earth from Southern Germany. *Earth and Planetary science Letters*, 169, 85–97 pp.
- HOFFMANN V., KNAB M. & APPEL E. 1999: Magnetic susceptibility of roadside pollution. *Journal of Geochemical Exploration*, 66, 313–326 pp.
- KAPIČKA A., PETROVSKÝ E., USTJAK S. & MACHÁČKOVÁ K. 1999: Proxy mapping of fly-ash pollution of soil around power plant: a case study in the Czech Republic. *Journal of Geochemical Exploration*, 66, 291–297 pp.
- KAPIČKA A., JORDANOVÁ N., PETROVSKÝ S. & USTJAK S. 2000: Magnetic stability of power-plant fly ash in different soil solutions. *Phys. Chem. Earth*, 25, 5, 431–436 pp.
- MAREŠ S. A KOL. 1990: Úvod do užití geofyziky, SNTL Praha, 80 pp.
- MATÝSEK D. & RAČLAVSKÁ H. 1994: Studium technogenních minerálů a způsobu vazby těžkých kovů do



- minerálních fází v púdách ostravsko-karvinské aglomerace. MS VŠB Ostrava, MŽP ČR, 78 pp.
- MORRIS W. A., VERSTEEG J. K., MARVIN C. H., McCARRY B. E. & RUKAVINA N. A. 1994: Preliminary comparisons between magnetic susceptibility and polycyclic aromatic hydrocarbon content in sediments from Hamilton Harbour, western Lake Ontario. *The Science of the Total Environment* 152, 153–160 pp.
- REYNOLDS R. L. & KING J. W. 1995: Magnetic records of climate changer. *Rev. Geophys.* Vol. 33 suppl.

# SPOLOČENSTVO *POO NEMORALIS-QUERCETUM DALECHAMPII* ŠOMŠÁK ET HÁBEROVÁ 1979 NA SIHLIANSKEJ PLANINE (VEPORSKÉ VRCHY)

František Máliš

Katedra fytoľogie Lesnickej fakulty TU Zvolen, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, malis@vsld.tuzvo.sk, feromalis@yahoo.com

## ABSTRACT

Máliš F. **Plant Community *Poo Nemoralis-Quercetum Dalechampii* Šomšák et Háberová 1979 in Sihlianska Plateau (Veporské Mts.)**

Oak-hornbeam and oak forests are situated in the Sihlianska planina plateaus at its south and southeast margins, on the slopes, where the flat terrain descends to the valleys. The most spreaded community of these forests is *Poo nemoralis-Quercetum dalechampii* Šomšák et Háberová 1979, divided to two subassociations: *typicum* Šomšák et Háberová 1979 and *luzuletosum* Šomšák et Háberová 1979. The stands are open, with the growth partially limited by environment. Its occurrence is on the crystalline rock (mostly granodiorites), in the altitude from 350 to 750 m, in the higher positions especially on exposed places (edges, top parts).

**Key words:** plant communities, *Poo nemoralis-Quercetum dalechampii*, Sihlianska plateau

## ÚVOD

Charakteristickou črtou Sihlianskej planiny je reliéf krajiny. Centrálna časť je rovinatá a odlesnená, popretkávaná väčšími i menšími dolinkami, ktorých svahy sú často pomerne prudké a zväčša zalesnené. Komplexy lesa tak striedajú poľnohospodársku krajinu. Osídlenie má laznický charakter. Súvislejšie lesné porasty sa nachádzajú na okrajoch planiny, tam, kde sa terén zvažuje do údolí. Na južnom a juhovýchodnom okraji sú svahy pomerne prudké, exponované voči teplému vplyvu Lučenskej kotliny. Práve na týchto miestach sú prítomné dubovo-hrabové a dubové lesy. Plošne najrozšírenejšie sú dubiny s *Poa nemoralis* v bylinnej etáži. Zóna výskytu týchto spoločenstiev sa nachádza prevažne v mierne teplej klimatickej oblasti s priemernými júlovými teplotami  $\geq 16$  °C, s počtom letných dní menej ako 50, v okrskoch M3 (mierne teplý, mierne vlhký, pahorkatinový až vrchovinový) a M6 (mierne teplý, vlhký, vrchovinový)

(LAPIN *et al.* 2002). Priemerný ročný úhrn zrážok sa pohybuje približne od 700 do 850 mm (FAŠKO & ŠŤASTNÝ 2002), priemerná ročná teplota od 5,0 do 7,5 °C (ŠŤASTNÝ, NIEPLOVÁ & MELO 2002). Geologický podklad tvoria kryštálické horniny veporika, najmä tonality a granodiority (BEZÁK 1999).

## METODIKA

Výskum lesných spoločenstiev je vykonávaný v rámci dizertačnej práce, ktorej predmetom sú lesné spoločenstvá submontánneho a montánneho stupňa juhozápadnej časti Veporských vrchov. Získavanie terénnych údajov a ich spracovanie prebieha podľa metodiky Zürišsko-Montpellierskej školy (BRAUN-BLANQUET 1964), pre zachytenie kvantitatívnych znakov druhov je použitá upravená Braun-Blanquetova stupnica abundancie a dominancie (BARKMAN *et al.* 1964). Pomenovanie taxónov rastlín je zjednotené podľa Zoznamu nižších a vyšších

rastlín Slovenska (MARHOLD & HINDÁK 1998). Názvy syntaxonomických jednotiek sú uvádzané podľa prehľadu vegetačných jednotiek Slovenska (MUCINA & MAGLOCKÝ 1985), v prípade citácie podľa pôvodnej práce. Pri digitalizácii terénnych dát bol použitý program TURBOWIN (úprava programu TURBOVEG pre prácu pod operačným systémom Windows) (HENNEKENS 1996, HENNEKENS & SCHMINÉE). Pôdne vlastnosti sú určené na základe terénneho stratigraficko-morfologického opisu pôdných sond, ktorý bol vykonávaný podľa metodiky ŠÁLY & CIESARIK (1991).

## CHARAKTERISTIKA SPOLOČENSTVA

Porasty s domináciou *Quercus petraea* agg. v stromovej etáži a s výrazne dominantným druhom bylinnej etáže *Poa nemoralis* patria do týchto syntaxonomických jednotiek:

Trieda: *Quercus-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937

Rad: *Fagetalia* Pawłowski in Pawłowski, Sokołowski et Wallisch 1928

Zväz: *Carpinion betuli* Issler 1931

Asociácia: *Poa nemoralis-Quercetum dalechampii* Šomšák et Háberová 1979

### Synmorfológia

Stromová etáž je v porastoch spoločenstva *Poa nemoralis-Quercetum dalechampii* pomerne dobre vyvinutá, tvorená prevažne dubmi zo skupiny *Quercus petraea* agg. Kmene stromov sú priame, na strmších svahoch sú konáre na strane od svahu odvrátenej výrazne vyvinuté, horizontálne rastúce. Nepriaznivé podmienky stanovišťa negatívne ovplyňujú výšku porastu, priemerne sa pohybuje okolo 25 m. Na strmších svahoch sú porasty nižšie a viac presvelené. Etáž krov je len miestami vyvinutá, tvorená najmä zmladením stromov *Carpinus betulus* a *Fagus sylvatica*, častý je aj ker *Crataegus monogyna*. Bylinná etáž je súvislá, pokrýva s výnimkou skalných útvarov celý povrch. Má trávovitý vzhľad, ktorý vytvára najvýraznejšia dominanta *Poa nemoralis*, popri tomto druhu aj *Dactylis glomerata* agg. a v acidofilnej subasociácii aj *Luzula luzuloides*.

### Synekológia

Porasty asociácie *Poa nemoralis-Quercetum dalechampii* sú na území Sihlianskej planiny rozšírené v nadmorskej výške od 350 do 750 m, na južne a juhozápadne orientovaných svahoch. V nižších polohách je spoločenstvo značne rozšírené. Nachádza sa tu na svahoch rôznych sklonov. Od svahov len mierne sklonených, až po strmé svahy xerothermného charakteru (zápisy č. 6, 7, 22). V nadmorskej výške približne nad 550 m postupne strácajú dúbavy s *Poa nemoralis* prevahu a vo vyšších polohách sa vyskytujú najmä na strmých južných svahoch konkávných tvarov, hrebienkoch alebo na vrcholových pozíciách. Teplomilný charakter týchto dubín dokazujú najmä druhy *Lathyrus niger*, *Melittis melissophyllum*, *Chrysanthemum corymbosum*, *Trifolium sarosiense*, *Lembotropis nigricans*, *Vicia tenuifolia*, *Astragalus glycyphyllos*. Geologické podložie je tu primárnym predpokladom kyslosti pôd. Aciditu pôd, ako aj acidofilnosť celého spoločenstva, predovšetkým však subasociácie *luzuletosum*, potvrdzujú svojou prítomnosťou viaceré druhy, napr. *Luzula luzuloides*, *Veronica officinalis*, *Melampyrum pratense*, *Calamagrostis arundinacea*, *Trifolium aureum*.

Humifikácia opadu je rýchla. Hrúbka nadložných opadankových subhorizontov drviny a meliny spolu dosahuje priemerne 1,5 cm, ojedinele maximálne 3 cm. Nasledujúci povrchový A horizont má hrúbku 5 až 8 cm. Jeho farba je výrazne tmavšia ako farba nasledujúcich podpovrchových horizontov. Spôsobujú to produkty humifikácie, ktoré sú transportované z nadložných horizontov. A horizont je hlinito-piesočnatý, kyprý, s elementárnou až jemne odrobinkovitou štruktúrou, takmer bez skeletu, bohato prekorený, s postupným, ale zreteľným prechodom k podpovrchovým horizontom. Podpovrchové horizonty vykazujú znaky brunifikácie. So zväčšujúcou sa hĺbkou sa mení zrnitosť na piesočnato-hlinitú až piesočnatú. Výrazne pribúda podiel skeletu, v hĺbke okolo 50 cm predstavuje približne 40%. Korene sú sústredené najmä vo vrchných 40 cm.

### Syndynamika

*Poa nemoralis-Quercetum dalechampii* tvorí v nižších polohách súvislú zónu, v rámci ktorej sa ojedinele nachádzajú aj iné spoločenstvá zväzu *Carpinion* Issler 1931 alebo acidofilné dúbavy

z triedy *Quercetea robori-petraeae* Br.-Bl. et R. Tx. ex Oberd. 1957. Zo zväzu *Carpinion* sa ojedinele a maloplošne vyskytujú hrabové dúbavy s dominanciou *Carex pilosa*, alebo s dominanciou *Festuca drymeja*. Fytocenózy s *Carex pilosa* boli zo Slovenska opísané mnohými autormi, predbežne ich možno klasifikovať ako asociáciu *Quercopetraeae-Carpinetum* Soó et Pócs (1931) 1957. Hrabové dúbavy s *Festuca drymeja* uvádza priamo z Veporských vrchov MAGIC (1968) ako *Carici pilosae-Carpinetum festucetosum drymejae* Magic 1968. S meniacimi sa stanovištnými pomermi, najmä vplyvom rastúcej nadmorskej výšky, nadobúdajú v lesných porastoch prevahu spoločenstvá submontánnych bučín z podzväzu *Eu-Fagenion* Oberd. 1957 em. Tx. in Oberd. et Tx. 1958. Zonálny charakter spoločenstva sa stráca. Kontaktnými spoločenstvami sú najmä porasty asociácie *Festuco drymejae-Fagetum* Magic 1978 alebo *Dentario bulbiferae-Fagetum* Zlatník 1935.

### Synchorológia

Asociáciu Šomšák et Háberová 1979, vrátane subasociácií *typicum* a *luzuletosum*, opísali ako prvý ŠOMŠÁK & HÁBEROVÁ (1979) zo Silickej planiny. Ďalej toto spoločenstvo uvádzajú KLIMENT & WATZKA (2000) v prehľade lesných spoločenstiev Drienčanského krasu. Dúbavy s dominanciou *Poa nemoralis* v bylinnej etáži, ktoré uvádza HEGEDŮŠOVÁ-KUČEROVÁ (2000) zo severozápadnej časti Štiavnických vrchov, sú floristicky veľmi príbuzné. Autorka ich klasifikuje ako *Quercopetraeae-Carpinetum* Soó et Pócs (1931) 1957, subasociáciu *poetosum nemoralis* (Mikyška 1939) Klika 1951. Na území Slovenského stredohoria zaznamenal takéto spoločenstvá MIKYŠKA (1939), nazýva ich *Querceto-Carpinetum pubescentosum* fácia s *Poa nemoralis*. MICHALKO (1957) uvádza z pohoria Vihorlat asociáciu *Querceto-Carpinetum vihorlaticum* Michalko 1957 subasociáciu *poetosum nemoralis*.

### Syntaxonómia

Asociácia *Poa nemoralis-Quercetum dalechampi* Šomšák et Háberová 1979 je v rámci lokálne vyskytujúcich sa spoločenstiev na úrovni triedy dobre diferencovaná od acidofilných dúbav neprítomnosťou druhov triedy *Quercetea robori-petraeae* Br.-Bl. et R. Tx. 1943 *Genista pilosa* a *Avenella flexuosa* (okrem jedného zápisu) a výrazne nižšou pokrývnosťou druhu *Luzula luzuloides*. Z triednych

druhov *Quercopetraeae* Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937 sú prítomné napr. *Campanula rapunculoides*, *Fragaria vesca*, *Brachypodium sylvaticum*. Zároveň sú tu prítomné mnohé druhy zväzu *Carpinion*, ktoré dobre diferencujú spoločenstvo nielen od acidofilných dúbav, ale aj kontaktných spoločenstiev zväzu *Fagion sylvaticae* Luquet 1926. Sú to *Trifolium sarosiense*, *Melittis melissophyllum*, *Galium schultesii*, *Lathyrus niger*, *Clinopodium vulgare*. Od zväzu *Fagion sylvaticae* je spoločenstvo diferencované aj neprítomnosťou, resp. nízkou stálosťou druhov tohoto zväzu. Prítomnosť druhov radu *Quercetalia pubescenti-petraeae* Klika 1933 *Tithymalus cyparissias*, *Campanula persicifolia*, *Securigera varia*, *Hylotelephium maximum* poukazuje na termofilnú povahu spoločenstva a syntaxonomickú blízkosť ku teplomilným dúbavam. V rámci spoločenstiev zväzu *Carpinion*, ktoré sa vyskytujú v študovanom území, možno asociáciu *Poa nemoralis-Quercetum dalechampi* lokálne diferencovať prostredníctvom druhov *Astragalus glycyphyllos*, *Cardaminopsis arenosa*, *Lapsana communis*, *Torilis japonica*, *Securigera varia*, *Pyrethrum corymbosum*, *Cephalanthera* sp.. Negatívne možno spoločenstvo diferencovať najmä prostredníctvom dominant kontaktných fytocenóz *Festuca drymeja* a *Carex pilosa*. Dominantný druh *Poa nemoralis-Quercetum dalechampi*, *Poa nemoralis*, diferencuje spoločenstvo len vysokou hodnotou pokrývnosti. Vyskytuje sa totiž aj v ostatných fytocenózach zväzu *Carpinion*. Za diferenciálne druhy subasociácie *luzuletosum* možno považovať druhy *Luzula luzuloides*, *Calamagrostis arundinacea*, *Melampyrum pratense*, *Trifolium aureum*.

### DISKUSIA

Porasty asociácie *Poa nemoralis-Quercetum dalechampi* Šomšák et Háberová 1979 uvádzané z iných území (ŠOMŠÁK & HÁBEROVÁ 1979, KLIMENT & WATZKA 2000) sa vyskytujú v krasových územiach, ale na nevýpenatých substrátoch (andezitové vulkanoklastiká, ílovité, piesčité, slienité bridlice). Príbuzné spoločenstvá uvádzané v prácach HEGEDŮŠOVÁ-KUČEROVÁ (2000), MIKYŠKA (1939), MICHALKO (1957) sa väčšinou nachádzajú na vulkanických horninách (pyroxenické andezity, andezitové tufy, ryolity). Doteraz boli teda tieto spoločenstvá zaznamenané predovšetkým z minerálne bohatých hornín. Sihlianska planina je budovaná



Tab. 1 pokračovanie

	Číslo zápisu											Stálosť		
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Pn-Qdt	Pn-Qdl	Pn-Qd
<i>Qp, Pr</i>	<i>Crataegus monogyna</i> E <sub>2</sub>	2a	.	.	.	1	.	.	.	2a	.	1	II	II
<i>fs</i>	<i>Fagus sylvatica</i> E <sub>2</sub>	.	.	+	.	.	2a	.	+	.	.	1	II	II
	<i>Fagus sylvatica</i> E <sub>1</sub>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
<i>Qp, Pr</i>	<i>Prunus spinosa</i> E <sub>2</sub>	1	.	.	.	1	.	.	.	.	.	1	I	I
<i>QF</i>	<i>Corylus avellana</i> E <sub>2</sub>	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	I	I
<i>Qp, Pr</i>	<i>Rosa canina</i> agg. E <sub>2</sub>	.	.	r	.	+	.	.	.	.	.	1	I	I
	<i>Rosa canina</i> agg. E <sub>1</sub>	.	r	.	r	.	.	.	.	r	r	2	II	II
	<i>Cornus sanguinea</i> E <sub>2</sub>	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	.	I	I
	<i>Robinia pseudacacia</i> E <sub>2</sub>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	I	I
<b>Diferenciálne druhy asociácie (cf. ŠOMŠÁK &amp; HÁBEROVÁ 1979)</b>														
<i>Qr</i>	<i>Genista tinctoria</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	r	.	II	I
<i>lf, Qr</i>	<i>Veronica officinalis</i>	.	.	.	1	+	1	.	.	.	.	1	II	II
<b>Lokálne diferenciálne druhy asociácie</b>														
	<i>Astragalus glycyphyllos</i>	+	.	r	+	+	r	.	r	r	+	3	V	IV
	<i>Cardaminopsis arenosa</i>	.	r	.	+	r	.	r	.	r	+	2	IV	III
	<i>Lapsana communis</i>	+	r	.	r	r	.	.	.	r	+	3	III	III
	<i>Torilis japonica</i>	2a	.	.	.	r	.	.	.	+	.	1	II	II
<i>FB, Qp</i>	<i>Securigera varia</i>	.	r	.	.	.	.	.	.	1	+	1	II	II
<i>FB, Qp</i>	<i>Tithymalus cyparissias</i>	r	.	.	.	.	.	.	.	r	r	1	II	II
	<i>Pyrethrum corymbosum</i>	.	r	.	.	.	.	.	.	.	1	1	I	I
	<i>Cephalanthera species</i>	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	1	I	I
<b>Diferenciálne druhy subasociácie luzuletosum (cf. ŠOMŠÁK &amp; HÁBEROVÁ 1979)</b>														
<i>lf, Qr</i>	<i>Luzula luzuloides</i>	.	+	+	.	2b	2b	2b	2a	2b	2b	2	V	IV
<i>Qr</i>	<i>Steris viscaria</i>	.	.	.	2a	.	.	+	.	.	.	1	I	I
<b>Diferenciálne druhy subasociácie typicum (cf. ŠOMŠÁK &amp; HÁBEROVÁ 1979)</b>														
	<i>Vicia tenuifolia</i>	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
<b>Lokálne diferenciálne druhy subasociácie luzuletosum</b>														
	<i>Calamagrostis arundinacea</i>	.	.	.	.	.	.	1	1	+	.	.	III	II
<i>Qr</i>	<i>Melampyrum pratense</i>	.	.	+	.	.	.	2a	2b	+	.	1	III	II
	<i>Trifolium aureum</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	1	.	.	II	I
<b>Druhy s triedou stálosti IV a V</b>														
<i>QF</i>	<i>Poa nemoralis</i>	4	5	3	5	3	3	3	4	3	2a	4	V	V
	<i>Veronica chamaedris</i> agg.	1	r	+	1	r	1	+	+	+	1	4	V	V
	<i>Hieracium murorum</i>	.	+	r	r	r	2b	1	+	1	+	3	V	V
	<i>Cruciata glabra</i>	+	+	1	.	1	+	1	+	1	.	3	V	IV
<i>ca, Qp</i>	<i>Trifolium sarosense</i>	1	r	2b	.	.	+	2a	2a	1	+	3	V	IV
	<i>Dactylis glomerata</i> agg.	1	1	3	.	2a	.	+	1	1	1	3	V	IV
	<i>Hieracium racemosum</i>	+	r	.	+	.	2a	+	1	+	1	3	V	IV
<b>Ostatné druhy</b>														
<i>QF</i>	<i>Campanula rapunculoides</i>	1	2a	+	.	.	.	.	+	r	+	3	III	III
<i>ca, Qp</i>	<i>Clinopodium vulgare</i>	r	+	1	.	+	.	.	.	+	r	3	III	III
<i>QF</i>	<i>Fragaria vesca</i>	.	+	+	.	.	r	.	r	r	r	2	IV	III
	<i>Digitalis grandiflora</i>	.	+	r	.	r	.	.	r	.	1	2	III	III
	<i>Hypericum perforatum</i>	.	r	r	.	.	r	.	.	r	r	2	III	III
	<i>Mycelis muralis</i>	+	r	.	.	+	.	.	+	.	1	2	III	III
<i>ca</i>	<i>Galium schultesii</i>	.	.	2b	.	.	.	.	+	2a	2b	1	III	II
	<i>Lathyrus vernus</i>	.	.	1	.	.	.	.	+	+	+	1	III	II
<i>Qp, cf</i>	<i>Campanula persicifolia</i>	+	.	.	.	r	.	+	.	.	r	1	III	II
<i>ta</i>	<i>Alliaria petiolata</i>	1	.	.	.	r	.	.	+	.	.	1	II	II
<i>Fs</i>	<i>Geranium robertianum</i>	+	+	.	.	+	.	.	.	.	.	2	I	II
	<i>Carex muricata</i> agg.	+	.	r	.	.	.	.	+	.	.	2	I	II

Tab. 1 pokračovanie

	Číslo zápisu	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	Stálosť		
												<i>Pn-Qdt</i>	<i>Pn-Qdl</i>	<i>Pn-Qd</i>
<i>Fs</i>	<i>Polygonatum multiflorum</i>	.	+	.	.	.	.	r	.	r	.	1	II	II
	<i>Galeopsis species</i>	r	.	.	r	r	.	.	.	.	.	2	I	II
	<i>Rubus hirtus</i> s.lat.	.	r	.	.	+	.	.	.	.	.	1	I	I
<i>ca, cf, Qp</i>	<i>Melittis melissophyllum</i>	.	.	1	.	.	.	.	r	.	.	1	I	I
	<i>Viola riviniana</i>	.	.	.	.	+	.	.	r	.	.	.	II	I
	<i>Silene nutans</i> s.lat.	.	r	.	.	.	.	+	.	.	.	1	I	I
	<i>Convolvulus arvensis</i>	.	.	.	+	r	.	.	.	.	.	1	I	I
	<i>Rubus fruticosus</i> agg.	+	.	.	.	r	.	.	.	.	.	1	I	I
	<i>Epilobium montanum</i>	r	r	.	.	.	.	.	.	.	.	2	.	I
	<i>Verbascum species</i>	.	r	.	r	.	.	.	.	.	.	2	.	.
<i>Fs</i>	<i>Salvia glutinosa</i>	r	.	.	.	.	.	.	.	.	r	1	I	I
	<i>Epipactis pontica</i>	.	.	r	.	r	.	.	.	.	.	1	I	I
<i>Fs</i>	<i>Dryopteris filix-mas</i>	.	r	.	.	r	.	.	.	.	.	1	I	I
<i>Fs</i>	<i>Viola reichenbachiana</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
<i>Fs</i>	<i>Galium odoratum</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	I	I
<i>Fs</i>	<i>Scrophularia nodosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	I	I
<i>Fs</i>	<i>Milium effusum</i>	.	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	I	I
	<i>Lembotropis nigricans</i>	.	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	I	I
<i>fs</i>	<i>Dentaria bulbifera</i>	.	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	I	I
	<i>Melica uniflora</i>	.	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
<i>QF</i>	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	2a	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
	<i>Cystopteris fragilis</i>	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
	<i>Pulmonaria obscura</i>	r	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
	<i>Moehringia trinervia</i>	.	r	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
	<i>Avenella flexuosa</i>	.	.	r	.	.	.	.	.	.	.	1	.	I
	<i>Polypodium vulgare</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	1	.	I
	<i>Convallaria majalis</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	I	I
<i>ca</i>	<i>Lathyrus niger</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	I	I
	<i>Chelidonium majus</i>	.	.	.	.	r	.	.	.	.	.	.	I	I

**Vysvetlivky**

*ca* – *Carpinion betuli*, *Qp* – *Quercetalia pubescenti-petraeae*, *Pr* – *Prunetalia*, *Fs* – *Fagetalia sylvaticae*, *fs* – *Fagion*, *QF* – *Querco-Fagetea*, *Qr* – *Quercetalia robori-petraeae*, *lf* – *Luzulo-Fagion*, *FB* – *Festuco-Brometea*  
*Pn-Qd* – *Poo nemoralis-Quercetum daleschampii*  
*Pn-Qdt* – *Poo nemoralis-Quercetum daleschampii typicum*  
*Pn-Qdl* – *Poo nemoralis-Quercetum daleschampii luzuletosum*

**Lokality zápisov**

Názov lokality, dátum, rozmery plochy zápisu, opis reliéfu, nadmorská výška, orientácia, sklon, pokryvnosť  $E_3$ ,  $E_2$ ,  $E_1$ , výška porastu, priemerná hrúbka stromov v prsnej výške, stručná charakteristika etáží

1. Pohanský vrch, 28. 6. 2005, 20×20 m, súvislý homogénny mierne vypuklý svah s ojedinele na povrch vystupujúcou mater. horninou, 500 m

n. m., J, 30 °,  $E_3$ : 80 %  $E_2$ : 2 %  $E_1$ : 80 %, 20–25 m, 25 cm,  $E_3$ : rôznoveké jedince stromov, 40 % výmladkového pôvodu, kmene pomerne priame  $E_2$ : slabo  $E_1$ : takmer súvisle, rovnomerne

2. Pilianska dolina, 8. 7. 2005, 20×20 m, vrchová časť širokého hrebienka, mierne vypuklý homogénny svah, 360 m n.m., ZJZ, 5 °,  $E_3$ : 65 %  $E_2$ : 35 %  $E_1$ : 70 %, 25 m, 30 cm,  $E_3$ : priame kmene, rovnoveký porast  $E_2$ : vzrastovo obmedzené zmladenie stromov  $E_1$ : takmer súvisle
3. Pilianska dolina, 8. 7. 2005, 20×20 m, svah výrazne formovaný zosuvmi, čiastočne vývratmi, zvlnený skalnými hrebienkami s vystupujúcou materskou horninou, 340 m n.m., JZ, 10–30 °,  $E_3$ : 60 %  $E_2$ : 10 %  $E_1$ : 95 %, 20 m, 25 cm,  $E_3$ : nízky vzrast, nízko nasadené koruny, 20 % výmladkového pôvodu  $E_2$ : miestami  $E_1$ : takmer súvisle

4. Piliarska dolina, 8. 7. 2005, 20×20 m, súvislý homogénny mierne vypuklý svah s ojedinele na povrch vystupujúcou mater. horninou, mierne formovaný vývratmi, 370 m n.m., JZ, 35 °, E<sub>3</sub>: 75 % E<sub>2</sub>: 5 % E<sub>1</sub>: 95 %, 25 m, 35 cm, E<sub>2</sub>: kmene pomerne priame, nízko zavetvené E<sub>2</sub>: slabo E<sub>1</sub>: takmer súvisle
5. Dúbravka, 13. 7. 2005, 20×20 m, súvislý homogénny mierne vypuklý svah širšieho hrebienka s ojedinele na povrch vystupujúcou mater. horninou, 725 m n.m., J, 25 °, E<sub>3</sub>: 85 % E<sub>2</sub>: 5 % E<sub>1</sub>: 100 %, 20–25 m, 30 cm, E<sub>3</sub>: pomerne priame, ale aj krivé kmene, 40 % výmladkového pôvodu, mierne obmedzený vzrast E<sub>2</sub>: slabo E<sub>1</sub>: súvisle
6. Píla, 19. 7. 2005, 20×20 m, nad skalným bralom, ukončenie širokého hrebeňa zvažujúceho sa do údolia, 310 m n.m., JZ, 15 °, E<sub>3</sub>: 55 % E<sub>2</sub>: 5 % E<sub>1</sub>: 90 %, 15 m, 20 cm, E<sub>3</sub>: výrazne obmedzený vzrast, kmene zavetvené krívmi krátkymi konármi E<sub>2</sub>: slabo E<sub>1</sub>: takmer súvisle
7. Píla, 19. 7. 2005, 20×20 m, rovnomerný, homogénny svah bokom od hrebeňa, 400 m n.m., JZ, 10 °, E<sub>3</sub>: 90 % E<sub>2</sub>: 10 % E<sub>1</sub>: 95 %, 25–30 m, 25–30 cm, E<sub>3</sub>: priame kmene, stromy dobrého vzrastu E<sub>2</sub>: slabo E<sub>1</sub>: súvisle
8. Lipinský vrch, 19. 7. 2005, 20×20 m, homogénny mierne vypuklý svah vo vrcholovej časti kopca, 650 m n.m., JZ, 10–15 °, E<sub>3</sub>: 70 % E<sub>2</sub>: – % E<sub>1</sub>: 100 %, 30 m, 35 cm, E<sub>3</sub>: porast dobrého vzrastu, priame kmene E<sub>2</sub>: žiadna E<sub>1</sub>: súvisle
9. Píla, 31. 8. 2005, 20×20 m, mierne vypuklý svah, čiastočne formovaný vývratmi, miestami mater.hornina a skaly do 0,5 m, 360 m n.m., JZ, 5 °, E<sub>3</sub>: 80 % E<sub>2</sub>: 5 % E<sub>1</sub>: 85 %, 25 m, 25 cm, E<sub>3</sub>: rôznoveké jedince stromov, kmene priame E<sub>2</sub>: ojedinelé zhluky E<sub>1</sub>: súvisle
10. Lipinský vrch, 31.8.2005, 20×20 m, vypuklý svah, chrbát širokého hrebeňa klesjúceho nadol, 590 m n.m., JZJ, 5–10 °, E<sub>3</sub>: 90 % E<sub>2</sub>: 5 % E<sub>1</sub>: 100 %, 25 m, 25–30 cm, E<sub>3</sub>: porast pomerne dobrého vzrastu, ojedinelekrivé kmene E<sub>2</sub>: miestami E<sub>1</sub>: súvisle

*Poznámka: Príspevok je súčasťou grantového projektu VEGA 1/3518/06.*

## LITERATÚRA

BARKMAN J.J., DOING H. & SEGAL S., 1964: Kritische Bemerkungen und Vorschläge zur quantitativen Ve-

getationsanalyse, Acta Bot. Neerl., Amsterdam, 13: 394–419.

- BEZÁK V. (ed.), 1999: Geologická mapa Slovenského rudohoria – západná časť, Geologická služba slovenskej republiky, Vydavateľstvo Dionýza Štúra, Bratislava
- BRAUN-BLANQUET J., 1964: Pflanzensoziologie, Grundzüge der Vegetationskunde, Ed. 3, Springer, Wien, New York, 865 pp.
- FAŠKO P. & ŠTASTNÝ P., 2002: Priemerné ročné úhrny zrážok – In: Atlas krajiny Slovenskej Republiky (2002), Ministerstvo životného prostredia SR, Bratislava, Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 99.
- HEGEDÚŠOVÁ-KUČEROVÁ K., 2000: Fytcenologická mapa reálnej lesnej vegetácie vybraného katastrálneho územia obcí Repište, Hliník nad Hronom a Sklené Teplice, SZ výbežky Štiavnických vrchov, Dizertačná práca, Prír. Fak. UK, Bratislava, 128 pp.
- HENNEKENS S.M., 1996: TURBOVEG. Software package for input, processing, and presentation of phytosociological data. IBN-DLO Wageningen, NL and University of Lancaster, UK.
- HENNEKENS S. M. & SCHMINÉE, J.H.J., 2001: TURBOVEG, a comprehensive database management system for vegetation data. J. Veg. Sci. 12: 598–591.
- KLIKA J., 1952: Fytcenologická studie lesních spoločenstev Českého středohoří, Rozpr. Čes. Akad., Praha, cl. 22, 61 (1951)/15: 1–50.
- KLIMENT, J. & WATZKA R., 2000: Lesné spoločenstvá Drienčanského krasu, Príroda Drienčanského krasu, ŠOP SR, Banská Bystrica, 191–214.
- LAPIN M., FAŠKO P., MELO M., ŠTASTNÝ P. & TOMLAIN J., 2002: Klimatické oblasti – In: Atlas krajiny Slovenskej Republiky (2002), Ministerstvo životného prostredia SR, Bratislava, Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 95.
- MAGIC D., 1968: Waldgesellschaften der Eichen-Hainbuchen- und Buchenwälder mit *Festuca drymeja* Mert. et Koch im Slowakischen Erzgebirge, Biol. práce, 14/4: 71–107.
- MARHOLD K. & HINDÁK F. (eds.), 1998: Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska, Veda, Bratislava, 687 pp.
- MICHALCO J., 1957: Geobotanické pomery pohoria Vihorlatu, Bratislava, 196 pp.
- MUCINA L. & MAGLOCKÝ Š., (eds.) 1985: A list of vegetation units of Slovakia, Documents phytosociologiques, Camerino, IX: 175–220.
- NEUHÁUSLOVÁ-NOVOTNÁ Z., 1964: Zur Charakteristik der Carpinion-Gesellschaften in der Tschechoslowakei, Preslia, Praha, 36: 38–54.
- ŠÁLY R. & CESAŘIK M., 1991: Pedológia, Návody na cvičenia, TU vo Zvolene, 123 pp.
- ŠTASTNÝ P., NIEPLOVÁ E., & MELO M., 2002: Priemerná ročná teplota vzduchu – In: Atlas krajiny Slovenskej republiky (2002), Ministerstvo životného prostredia SR, Bratislava, Slovenská agentúra životného prostredia, Banská Bystrica, 98.
- ŠOMŠÁK L. & HÁBEROVÁ I., 1979: Die Waldgesellschaften des Silica-Plateaus, Biol. práce, 25: 5–89.





## PRÍSPEVOK K POSUDZOVANIU VPLYVOV GUDRÓNOVÝCH ODPADOV NA ŽIVOTNÉ PROSTREDIE

Dagmar Samešová, Juraj Ladomerský & Emília Hroncová

Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Technická univerzita vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen; e-mail: samesova@vsld.tuzvo.sk, ladomer@vsld.tuzvo.sk, hroncova@vsld.tuzvo.sk

### ABSTRACT

Samešová D., Ladomerský J. & Hroncová E. **Contribution to Assessment of Goudron Wastes Impact on The Environment**

Petroleum processing in refineries generates a number of waste materials, which have to be disposed in a harmless way. Refining of petroleum by sulphonation process produces sludges – so called goudrons, which contain a large amount of sulphuric acid, and heterocyclic sulphoacids as well as bitumens. In the past the sludges were deposited in sludge landfills. Nowadays remediation of the landfills is a key problem, which Petrochema Dubova, a. s. has to solve. The aim of our paper is to analyse various condition of goudron waste leachating. We found out meaning influences of leachate time, concentration and liquid kind.

**Key words:** goudron waste, assesment of environmental impact, refinery

### ÚVOD

Sprievodným produktom sulfonačných technológií spracovania ropy je produkcia kyslých rafinačných zvyškov, tzv. gudrónov. Sú v nich obsiahnuté nežiadúce zložky odstránené z rafinovaného oleja a obsahujú vysoký podiel kyseliny sírovej. Sulfonačné technológie patria k najstarším technologickým procesom spracovania ropy, ktorý sa využíva dodnes kvôli vysokej účinnosti odstraňovania nežiadúcich látok a zlepšenia oxidačnej stálosti rafinátu [1]. V minulosti sa rafinačné kaly tzv. gudróny v súlade s vtedy platnou legislatívou skládali. Dnes gudrónové skládky predstavujú hrozbu pre životné prostredie a je nutné sa s touto záťažou vysporiadať. Pokusy s rekultiváciou starých skládok prekryvom neboli úspešné. Za najvhodnejší spôsob zneškodnenia gudrónových kalov sa vo všeobecnosti považuje spaľovanie, avšak za predpokladu zabezpečenia vysokej úrovne čistenia odpadových plynov. Okrem spaľovania prichádza do úvahy prepracovanie odpadu a izolácia jednotlivých zložiek. V poslednej dobe sú návrhy aj na spracovanie biodegradačnými postupmi, tieto

zatiaľ nie sú dostatočne overené.

Petrochema Dubová, a. s. ako rafinérsko-petrochemický podnik spracováva ropu procesmi sulfonačných a adsorpčných technológií. Zo získaných frakcií sa vyrábajú finálne výrobky, ako mazacie a špeciálne oleje, syntetické pracie prostriedky, špeciálne biele oleje pre kozmetické a medicínske účely [2].

Vznikajúce gudrónové kaly boli v rokoch 1962–1982 ukladané na dvoch skládkach Predajná I a Predajná II. Okrem týchto konečných skládok, slúžili ako pohotovostné skládky ďalšie priestory priamo v areáli závodu, tieto už boli čiastočne zneškodnené. Skládky Predajná I a Predajná II sa nachádzajú v chránenej vodohospodárskej oblasti Nízke Tatry a patria do ochranného pásma Národného Parku Nízke Tatry s druhým stupňom ochrany prírody. Vzhľadom na vlastnosti uloženého odpadu (vysoký obsah  $H_2SO_4$ , aromatických a heterocyklických sulfokyselín ako aj asfaltických živíc), jeho množstvo a miesto uloženia predstavujú tieto skládky reálne environmentálne riziko. V súčasnosti je rozpracovaných niekoľko návrhov, prebieha posudzovanie a hľadá sa environmentálne

priateľné riešenie, ktoré je však výrazne závislé od finančných možností.

Cieľom príspevku bolo analyzovať výluhy gudrónových odpadov pre doplnenie informácií o možnostiach cestách šírenia kontaminácie.

### Charakteristika skládok

Skládky sú situované v odlesnenej krajine, v čleňtejšom území porastenej trávnatým porastom.

#### Predajná I.

Skládka sa nachádza 800 m východne od Predajnej. V roku 1964 sa vybuďovala zemná hrádza vo výške cca 10–15 m, čím vznikol priestor pre ukladanie 100 000 m<sup>3</sup> tekutého až kašovitého odpadu z kyslej rafinácie ropy s plochou 10 577 m<sup>2</sup>. Odpad uložený v skládke je v zmysle katalógu odpadov zaradený ako nebezpečný. Počas plnenia skládky bolo zaznamenané, že hladina odpadových produktov v skládke kolísala v rozmedzí cca ±1 m. Toto kolísanie bolo pravdepodobne spôsobené únikom gudrónov do podlažia skládky. Skládkovanie bolo ukončené v septembri 1974. V dôsledku intenzívnej zrážkovej činnosti a nedostatočného zabezpečenia odvádzania zrážkovej vody, hrozilo v roku 1975 pretečenie časti obsahu skládky ponad korunu hráďze na okolitý terén. Následne bol navrhnutý a realizovaný spôsob prekrytia skládky proti vnikaniu zrážkovej vody do odpadov. Bol použitý netradičný a neoverený spôsob prekrytia, ktorý je v súčasnosti nefunkčný. Krycia vrstva je zničená a ponorená pod hladinu. Petrochema a. s., Dubová, aby zabránila znečisteniu okolia kontaminovanou povrchovou vodou, túto zo skládky odčerpáva a odvádza do čistiare odpadových vôd.

#### Predajná II.

V blízkosti skládky Predajná I asi 200 m západne sa nachádza skládka gudrónov Predajná II. Táto bola vybudovaná v roku 1973 prehradením údolia hrádzou, čím sa vytvoril priestor pre deponovanie 125 000 m<sup>3</sup> odpadu a začala sa naplňovať v roku 1974. Na skládku sa vyvážali gudróny z Petrochemy Dubová a prečerpávaná tekutá zložka zo skládky Predajná I. V auguste 1978 až v januári 1979 bol pozorovaný únik uloženého materiálu zo skládky Predajná II. Za toto obdobie klesla hladina v skládke o 2,04 m, čo predstavuje objem 27 000 m<sup>3</sup>. V októbri 1982 došlo k podobnému, no menšiemu úniku. Vzhľadom na rozvrstvenie jed-

notlivých frakcií v depónii je možné predpokladať, že sa v týchto prípadoch jednálo o únik vodnej fázy z vrchného horizontu cez pukliny v dne skládky. Na skládku sa odpad nevyváža od roku 1984. V súčasnosti je kal odťažovaný a spaľovaný v spaľovni odpadov v Petrocheme a. s., Dubová.

### Riziko šírenia kontaminácie

Všeobecne riziko šírenia kontaminácie zo skládok má niekoľko migračných ciest, v tomto prípade možno považovať za najvýznamnejšie:

- *šírenie povrchovým splachom* – kontaminované zrážkové vody tvoria povrchový splach zo skládok a infiltrujú sa mimo ochranné prvky do horninového prostredia, resp. priamo do povrchového toku,
- *šírenie podzemnou vodou* – skládkové vody s nízkou kvalitou sa infiltrujú do podlažia skládky a kontaminujú podzemné vody.

Druh a koncentrácia výluhov je ovplyvňovaná intenzitou infiltrovaných zrážok, dobou styku, zložením odpadu i kontaktnej kvapaliny a pomerom riedenia. Na analýzu týchto vybraných parametrov sme sa zamerali v našej práci s cieľom doplniť súbor informácií, ktoré sú podkladom pre hodnotenie vplyvov skládky na hydrosféru. Základom takéhoto hodnotenia je posúdenie vplyv výluhov na podzemné vody a posúdenie účinkov priamych výtokov do povrchových vôd. Predikcia vplyvov polutantov na podzemné vody pozostáva z výpočtu tvorby výluhov a určenie ich kvality, určenie množstva a rýchlosti účinkov, určenia koncentrácie špecifických polutantov v podzemnej vode. Výsledkom hodnotenia je predpovedanie očakávaných vplyvov a prognózy vývoja životného prostredia v dotknutom území [3].

### METODIKA

Vzorky sme analyzovali na vylúhovateľnosť organických látok a nepolárnych extrahovateľných látok (NEL), čo je pre posúdenie rizika kontaminácie životného prostredia považované minimálne za rovnako dôležité ako mať informáciu o koncentrácii polutantov v sušine vzorky [4]. Okrem výluhu sa stanovil obsah NEL priamou extrakciou do rozpúšťadla [5].

#### Analýza vodných výluhov gudrónov:

- a) *vylúhovateľnosť v rôznych vylúhovadlách:*
1. destilovaná voda,

2. obyčajná voda (pitná),
  3. minerálna voda.
- b) vplyv koncentrácie gudrónových odpadov na vylúhovateľnosť, pripravené boli výluhy vzhľadom k hmotnosti v pomere:
- 1 : 10
  - 1 : 50
  - 1 : 100
  - 1 : 150
  - 1 : 250
- c) vplyv času na vylúhovateľnosť: sledovali sa 1, 2, 4, 8, 12, 20 a 24 hodinové výluhy

### Vlastná laboratórna analýza

Stanovenie chemickej spotreby kyslíka [6]

Metóda je založená na oxidácii organických látok dichrómanom draselným v prostredí kyseliny sírovej za prítomnosti strieborných a ortuťnatých iónov. Množstvo spotrebovaného dichrómanu dra-

selného sa zistí titráciou roztoku síranu diamónno-železnatého na indikátor ferroin.

Stanovenie nepolárnych extrahovateľných látok spektrofotometrickou metódou v IČ oblasti [7]

Metóda je založená na extrakcii nepolárnych extrahovateľných látok z okyslenej vzorky do Ledon-u (freón:1,1,2-trichlór, trifluóretán) a vyhodnotení spektra v infračervenej oblasti.

Príprava výluhu

Výluhy boli pripravené priamym navážením vzorky gudrónového odpadu predtým dokonale homogenizovaného v trecej miske a doplnením príslušným vylúhovadlom. Výluhy boli uzavreté v 250 ml fľašiach a stáli pri 24 °C štandardne 24 h, okrem pokusu sledovania časovej postupnosti vylúhovania.

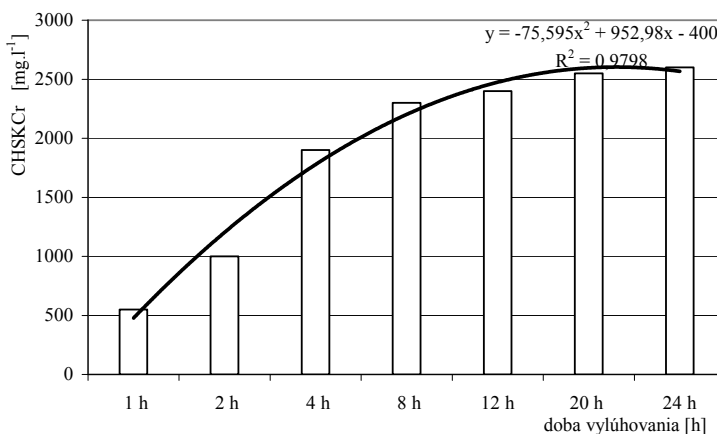
### VÝSLEDKY A DISKUSIA

a) vplyv rôznych roztokov použitých na prípravu výluhu

Tab. 1

Tab. 1 Vylúhovateľnosť odpadov v rôznych kvapalinách  
Tab. 1 Leaching potential of waste in different liquids

24 hodinový výluh (1:250)	CHSK <sub>Cr</sub> [mg.l <sup>-1</sup> ]	Vylúhovateľnosť <sup>1</sup>	
		[g.kg <sup>-1</sup> ]	[%]
minerálna voda	1500	375	37,5
destilovaná voda	2600	650	65,0
pitná voda	1980	495	49,5



Obr. 1 Vplyv času na vylúhovateľnosť (výluh 1 : 250)  
Obr. 1 Time dependence of the leaching potential (leachate 1 : 250)

<sup>1</sup> V prepočte na váhu mokrej vzorky (obsah vody vo vzorke 25%)

Podľa výsledkov tabuľky 1 bola najvyššia koncentrácia organických látok vo výluhu s destilovanou vodou. Tu možno predpokladať súvislosť s vlastnou metodikou stanovenia (filtrácia výluhu). Vplyvom rozpustených látok v minerálnej vode, najmä vápnika ( $c_{Ca^{2+}} = 359,53 \text{ mg.l}^{-1}$ ) sa časť rozpustených organických látok pravdepodobne vyzrážala a zachytila na filtri. V reálnych podmienkach pokiaľ dôjde k styku s vodou určitého stupňa mineralizácie, napr. podzemná voda a povrchové vody, funkciu filtra preberú jednotlivé vrstvy pôdy, resp. podložia. Možno predpokladať, že v slabo mineralizovanej vode, napr. dažďovej sa vylúhuje až 65 % všetkých organických látok, tak ako v destilovanej vode. Destilovaná voda je chemicky čistá, teda neobsahuje žiadne ióny, ktoré by rozpustené organické látky zachytili či vyzrážali.

*b) vplyv doby vylúhovateľnosti*

Z obrázku č. 1 je zrejماً závislosť doby styku odpadu s kvapalinou na obsahu organických látok vo výluhu. Časovú závislosť koncentrácie organických látok vo výluhu možno vyjadriť na základe analýzy regresie rovnicou polynómu:  $y = -75,595x^2 + 952,98x - 400$ , na hladine spoľahlivosti  $R^2 = 0,9798$ , čo možno uplatniť len v rozsahu

(1 až 24 hodín), v ktorom boli vykonané analýzy. Pre hlbšiu štatistickú interpretáciu, resp. modelovanie vylúhovateľnosti by bolo potrebné analýzy rozšíriť. V uvedenom časovom rozsahu je možné predpokladať výrazný vplyv doby vylúhovania. V reálnych podmienkach, pokiaľ nastane intenzívna a dlhodobá dažďová činnosť, dôjde k podmáčaniu, alebo priamo k vyplavovaniu a po 24 hodinách sa vylúhuje až 65 % organických látok z celkového množstva odpadu.

*c) Vplyv koncentrácie gudrónových odpadov na vylúhovateľnosť*

Z tabuľky 3 vyplýva, že rozpustnosť gudrónových odpadov sa zvyšuje s riedením, kým pri výluhu 1:10 sme stanovili 40 % organických látok z celkovej hmotnosti navážky, pri výluhu 1:100 to bolo 67 % a obdobná hodnota sa dosiahla aj pri výluhu 1:250, čo predpokladáme, že je maximálne možné množstvo, ktoré sa môže uvoľniť do vody.

*d) Vylúhovateľnosť ropných látok*

Analýzy ropných látok stanovených ako NEL ukázali, že všetky výluhy obsahovali vysoký podiel NEL, vylúhovateľnosť bola od 12 do 17 % vzhľadom na obsah NEL v pôvodnej vzorke.

Tab. 2 Vplyv koncentrácie gudrónových odpadov na vylúhovateľnosť

Tab. 2 The influence of concentration of Gudron waste on its leaching potential

24 hodinový výluh (1:250)	Koncentrácia CHSK <sub>Cr</sub> [mg.l <sup>-1</sup> ]	Koncentrácia CHSK <sub>Cr</sub> vo výluhu [mg.l <sup>-1</sup> ]	Vylúhovateľnosť [%]
1:10	40 000	100 000	40
1:50	11 600	20 000	58
1:100	6 700	10 000	67
1:150	4 300	6 670	64
1:250	2 600	4 000	65

Tab. 3 Vylúhovateľnosť ropných látok stanovených ako nepolárne extrahovateľné látky

Tab. 3 Leaching potential of petroleum-based chemicals determined as non-polar extractible substances

24 hodinový výluh (1:250)	NEL [mg.l <sup>-1</sup> ]	Vylúhovateľnosť NEL (vzhľadom na obsah NEL v pôvodnej vzorke) [%]
minerálna voda	175,1	17,0
destilovaná voda	122,4	11,9
pitná voda	156,5	15,2

## ZÁVER

Na základe laboratórných výsledkov možno považovať gudrónové odpady vyskytujúce sa na oboch skládkach za veľmi rizikové a agresívne. Stykom zrážkovej alebo podzemnej vody s uloženým odpadom sa uvoľní značný podiel organických látok (cca 65%). Z tohto množstva sa rozhodujúca časť vylúhuje do 24 hodín. Rozpustnosť gudrónových odpadov sa zvyšuje s riedením. Z doterajšieho prieskumu okolia skládok vyplýva, že v súčasnosti k výraznému ovplyvneniu kvality podzemných vôd nedochádza, čo možno pripísať prirodzenej polymerizácii a kolmatácii dna nádrže ropnými polymérmi typu asfaltov. Sledovali sme však závažnú skutočnosť v priebehu analýz, že odoberaná vzorka, takmer tuhej koexistencie, pokiaľ bola uskladnená pri teplote okolo 20 °C, po určitom čase nadobudla kašovitý a tekutejší charakter, teda výrazne sa rizikovosť môže meniť s teplotou. Okrem podzemných vôd, môžu skládky v prípade privalových dažďov kontaminovať celé okolie, dokonca aj rieku Hron. Výsledky monitoringu poukazujú na to, že v minulosti už došlo k jednorázovému úniku. Skládky preto stále predstavujú potenciálnu hrozbu nielen pre podzemné a povrchové vody, ale aj pre horninové prostredie, flóru a faunu [8]. Riziko kontaminácie ropnými látkami je umocnené hydrogeologickými vlastnosťami podložného dolomitického komplexu s rýchlym obehom podzemných vôd a redukovanými filtračnými vlastnosťami. Jediným spoľahlivým riešením ochrany životného prostredia je kompletná sanácia skládok spojená s odťažením gudrónových kalov.

## Pod'akovanie

Práca bola vypracovaná pri riešení grantových projektov č. 1/1282/04 a č. 1/2418/05 udelených agentúrou VEGA MŠ SR.

## LITERATÚRA

- [1] KURAŠ M., et al., 1994: *Odpady, jejich využití a zneškodňování*. Praha, VŠCHT, s. 101–102.
- [2] PETROCHEMA DUBOVÁ a. s., 1999: *Tvorba a ochrana životného prostredia v akciovej spoločnosti Petrochema Dubová*, s. 25.
- [3] KOZOVÁ M., DRDOŠ J., PAVLIČKOVÁ K., et al., 1995: *Posudzovanie vplyvov na životné prostredie – II. diel*. Bratislava, Štatistické a evidenčné vydavateľstvo tlačív, a. s., s. 181. ISBN 80-8870-32-3.
- [4] LANDA I., 2001: *Význam obsahu NEL vo vode, vodném výluhu a v sušine při hodnocení rizika ekologických zátěží*. In: EKO – ekologie a společnost. 2001, no. 3, s. 12–15.
- [5] MARTIN J. H., SIEBERT A. J. & LOEHR R. C., 1991: *Estimating oil and grease content of petroleum-contaminated soil*. In: Journal of Environmental engineering, vol. 117, no. 3, s. 293.
- [6] STN 83 0540, časť 8, 1984: *Stanovenie oxidovateľnosti dichrómanom CHSK<sub>C</sub>*. Praha, Vydavatelství Úřadu pro normalizaci a měření.
- [7] LADOMERSKÝ J. & SAMEŠOVÁ D., 2001: *Environmentálne impakty analýzy ropných látok*. Vedecká štúdia. Zvolen, Vyd. TU, s. 82.
- [8] SAMEŠOVÁ D., TÖLGYESSY J. & PIATRÍK M., 2001: *Hazardous waste management in a petrochemical plant*. In: Miroslav Medved et al.: Applied environmental chemistry. Leonardo da Vinci Programme SK/99/1/084125/PI/I.1.1.A/FPI. Banská Bystrica, UMB, s. 118.



## ENVIRONMENTÁLNA ŠTÚDIA KVALITY OVZDUŠIA V MONITOROVACEJ OBLASTI KREMNICA II. ČASŤ: CELKOVÉ VYHODNOTENIE ÚDAJOV

Marián Schwarz<sup>1</sup>, Marek Drímal<sup>2</sup> & Kvetoslava Koppová<sup>3</sup>

<sup>1</sup> Katedra environmentálneho inžinierstva, Fakulta ekológie a environmentalistiky Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, e-mail: schwarz@vsld.tuzvo.sk

<sup>2</sup> Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, e-mail: marek.drimal@vzbb.sk

<sup>3</sup> Regionálny úrad verejného zdravotníctva, Cesta k nemocnici 1, 975 56 Banská Bystrica, e-mail: kvetoslava.koppova@vzbb.sk

### ABSTRACT

Schwarz M., Drímal M. & Koppová K. **Environmental Study of the Ambient Air Quality in Kremnica Monitoring Area. Part II. Whole Evaluation of Data**

The ambient air samples were collected in Kremnica monitoring area on six localities. During two seasons of year – heating season in march 2006 and non-heating season in july 2006 – were four indicators measured in 24-hours ambient air samples: particulate matter  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ,  $NO_2$  and  $NO_x$ . As a whole were 288 air samples collected and measured by workers of Regional Authority of Public Health (RAPH) in Banská Bystrica. These values were compared after statistical analysis with the limits of concentrations for the air quality assessment in this locality.

**Key words:** particulate matter ( $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ ),  $NO_2$ ,  $NO_x$ , collection of air samples

### ÚVOD

V súvislosti so zámerom obnovenia ťažby zlata v Kremnici a na základe objednávky firmy Envigeo Banská Bystrica boli v monitorovacej oblasti Kremnica odobrané a následne analyzované vzorky vonkajšieho ovzdušia pracovníkmi Regionálneho úradu verejného zdravotníctva (RÚVZ) v Banskej Bystrici z dôvodu posúdenia možných vplyvov na životné prostredie a ľudské zdravie.

Kvalitatívne veľmi rôznorodú skupinu (veľkostne aj chemicky) látok vznášajúcich sa v ovzduší s veľkosťou zrn pod 100  $\mu m$  predstavuje celkový prachový aerosól (TSP – Total Suspended Particles). Dostáva sa do ovzdušia emisiou z rôznych zdrojov, z ktorých najdôležitejšie sú jednak primárne emisie zo spaľovania palív (uhlie, ropa, biopalivá), dopravy a zo spaľovacích priemyselných procesov alebo sekundárna prašnosť vznikajúca

vírením častíc usadených na zemskom povrchu. Pre charakteristiku pôsobenia polietavého prachu na zdravie populácie je rozhodujúcim faktorom veľkosť častíc a chemické zloženie. Pretože častice väčšie ako 10  $\mu m$  sú z priestoru nosa a hrtana obrannými mechanizmami, napr. kašľom, vylučované mimo prostredia organizmu, je zo zdravotného hľadiska relevantné stanovenie menších častíc prechádzajúcich cez tracheu. Okrem frakcie  $PM_{10}$ , ktorá predstavuje tzv. torakálnu časť aerosólu prenikajúceho za hrtan, sú zo zdravotného hľadiska ešte závažnejšie jemné častice prestupujúce až do pľúcnych alveol, tzv. respirabilná frakcia  $PM_{2,5}$ . Táto sa môže v pľúcach usadzovať, poprípade prenikať až do krvného obehu. V tejto súvislosti je v literatúre popisovaný celý rad nežiaducich vplyvov na ľudský organizmus, ako napr. zvýšená úmrtnosť, hospitalizácie z dôvodu kardiovaskulárnych ochorení, dráždivý účinok na sliznice respiračného systému



vyvolávajúci chronický kašeľ, vznik hlienu, dýchavičnosť a pod., pričom uvedené príznaky sa ešte zhoršujú u vnímavých osôb (astmatici, kardiaci, infanti a geronti) [1–5].

Ďalšou škodlivinou v súvislosti s obnovením banskej činnosti sú oxidy dusíka  $\text{NO}_x$  a  $\text{NO}_2$ , ktoré sú uvoľňované hlavne pri termickej oxidácii dusíka napr. spaľovaním palív, v priemyselných procesoch a pod. Ich toxické účinky závisia od dĺžky a úrovne expozície a prejavujú sa hlavne chronickým zápalom respiračného systému, spojiviek, bolesťami hlavy, únavou, kašľom, zvýšením kazivosti zubov a počtu červených krviniek, hypotenziou, hypermetemoglobinémiou atď.

V predchádzajúcom období (november 1995 až október 1996) sa v rámci projektu CESAR, ktorého sa zúčastnilo Bulharsko, Česká republika, Maďarsko, Poľsko, Rumunsko a Slovenská republika, uskutočnila štúdia [6], ktorá poskytla prehľad prvých systematických výsledkov priemerných ročných koncentrácií  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  v strednej a východnej Európe. Sumarizáciu priemerných ročných koncentrácií v jednotlivých štátoch ako aj na štyroch odberových miestach na Slovensku uvádzame v tabuľke 1.

V rámci projektu CESAR boli hodnotené aj sezónne variácie medzi hodnotami  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$ , pričom štatisticky významne vyššie hodnoty boli namerané vo vykurovacej sezóne oproti nevykurovacej sezóne. Zvlášť výrazný rozdiel sa prejavil v lokalitách kotlinového typu vďaka zimným inverziám. Pri porovnaní so štúdiami uskutočnenými v západnej Európe resp. v Severnej Amerike sú

úrovne koncentrácií prachových frakcií v strednej a východnej Európe relatívne vysoké [7,8].

## MATERIÁL A METÓDY

Vzhľadom k predpokladanej lokalizácii banskej činnosti boli zvolené nasledujúce odberové miesta: tri priamo v Kremnici (sídlo firmy Tournigan Gold, mestský úrad a štadión), a tri v blízkych osadách (Lúčky, Kremnické Bane a Kopernica), ako je to znázornené na obrázku 1.

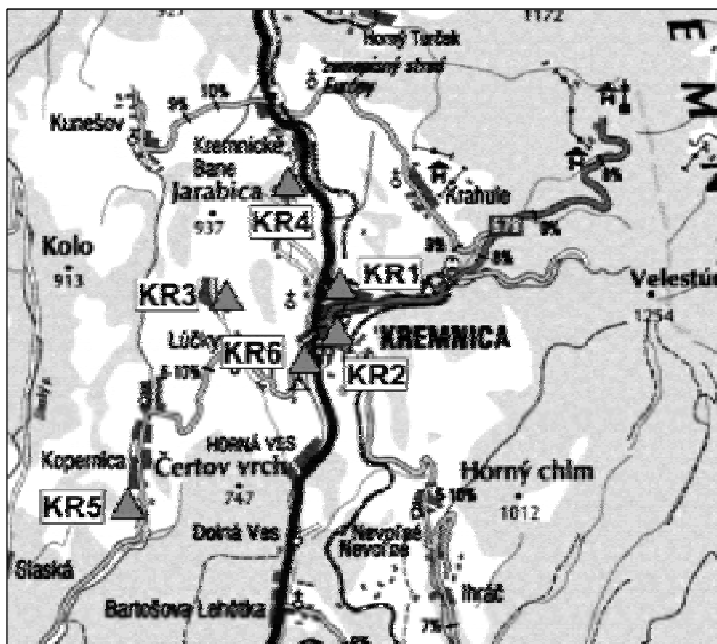
Na základe predpokladaného znečistenia boli vybrané štyri ukazovatele: dve frakcie prachu z celkového tuhého aerosólu ( $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$ ),  $\text{NO}_x$  a  $\text{NO}_2$ . Z dôvodu objektivizácie posúdenia boli odbery uskutočnené v dvoch obdobiach roka: vo vykurovacom období (marec 2006) a v nevykurovacom období (júl 2006).

Každá vzorka vzduchu bola odoberaná počas 24 hodín. Vzorka aerosólu – frakcia  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  bola odoberaná pomocou veľkoobjemového čerpadla v spojení s dvoma Harvard impaktormi na separáciu torakálnej  $\text{PM}_{10}$  a vysoko rizikovej respirabilnej  $\text{PM}_{2,5}$  frakcie. Požadované frakcie aerosólu sa odoberali na sklovláknitý filter konštantnou prietokovou rýchlosťou 10 l/min, ktorá zaručuje na danom type impaktora odber spĺňajúci torakálnu a vysokorizikovú respirabilnú konvenciu podľa STN ISO 7708 [9–11]. Pri kontrole prietoku kalibrovaným aerometrom bol objem vzduchu za stanovený čas odberu prepočítaný na štandardné stavové

Tabuľka 1 Priemerné ročné koncentrácie prachových frakcií  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  v strednej a východnej Európe namerané v rámci projektu CESAR [6]

Table 1 Average year concentrations of particulate matter  $\text{PM}_{10}$  a  $\text{PM}_{2,5}$  in Central and East Europe measured within the framework of CESAR Project [6]

Štát/lokalita State/Locality	$\text{PM}_{10}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$	$\text{PM}_{2,5}$ $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Bulharsko	72	44
Česká republika	75	52
Maďarsko	60	40
Poľsko	74	55
Rumunsko	70	43
Slovenská republika	49	34
Banská Bystrica – centrum	47	34
Banská Bystrica – Sásová	41	29
Žilina	57	38
Bratislava	49	36



- KR1 – Kremnica sídlo firmy Tournigan Gold (Residency of Corporation Tournigan Gold)  
 KR2 – Kremnica – mestský úrad (municipality)  
 KR3 – Lúčky – súkromný dom (private house)  
 KR4 – Kremeňské Bane – súkromný dom (private house)  
 KR5 – Kopernica – súkromný dom (private house)  
 KR6 – Kremnica – štadión (City Stadium)

Obrázok 1 Lokalizácia meracích miest v oblasti Kremnice (merania RÚVZ)  
 Figure 1 Measuring localities in Kremnica monitoring area (measurements of RAPH)

podmienky, pri ktorých sú udávané limitné hodnoty (293 K). Frakcie  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  boli v odobratých vzorkách stanovené gravimetricky, pričom limit detekcie tejto metódy je  $4,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  a limit kvantifikácie je  $3,7 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ .

Vzorky pre stanovenie  $\text{NO}_2$ ,  $\text{NO}_x$  boli odobierané pasívne pri využití princípu molekulárnej difúzie vychádzajúcej z Fickovho zákona. Bol použitý pasívny vzorkovač Ogawa (zariadenie chránené americko-japonským patentom), ktorý umožňuje simultánny odber  $\text{NO}_2$  na originál filter OGAWA  $\text{NO}_2$  (collection pads PS134) a  $\text{NO}_x$  na originál filter OGAWA  $\text{NO}_x$  (collection pads PS124) [12]. Vzorkovač bol na 24 hodín exponovaný na mieste odberu a spolu so slepou vzorkou bol analyzovaný na obsah  $\text{NO}_2$  a  $\text{NO}_x$  spektrofotometricky metódou

na stanovenie dusitanov s použitím N-(1-naftyl)-etyléndiamínu a kyseliny sulfanilovej, pričom limit detekcie tejto metódy je  $4,5 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  a limit kvantifikácie je  $15,1 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ . Metódy na odber vzoriek a stanovenie spomenutých ukazovateľov sú akreditované podľa STN ISO/IEC EN 17 025 [16].

Klimatické podmienky dôležité pre výpočet koncentrácií stanovovaných škodlivín v ovzduší podľa literatúry [12] ako aj priemerné hodnoty za vykurovacie a nevykurovacie obdobie odberu sú uvedené v tabuľke 2. Z tabuľky je zrejmé, že rozdiel priemerných teplôt v sledovaných obdobiach bol väčší ako  $20^\circ\text{C}$  a priemerná vlhkosť vzduchu vo vykurovacom období bola o 10 % vyššia ako v nevykurovacom období.

Tabuľka 2 Porovnanie 24-hodinových priemerov teplôt vzduchu, vlhkosti vzduchu a tlaku vzduchu v Kremnických Baňach pri odberoch vzoriek vo vykurovacom a nevykurovacom období (údaje poskytol SHMÚ Bratislava)

Table 2 Comparison of 24 hours averages of air temperatures, humidity and air pressure in Kremnické Bane during the air samples collections in heating and non-heating season (data offered by SHMÚ Bratislava)

Deň odberu <sup>1</sup>	Teplota vzduchu <sup>2</sup> (°C)	Vlhkosť vzduchu <sup>3</sup> (%)	Tlak vzduchu <sup>4</sup> (hPa)	Deň odberu <sup>1</sup>	Teplota vzduchu <sup>2</sup> (°C)	Vlhkosť vzduchu <sup>3</sup> (%)	Tlak vzduchu <sup>4</sup> (hPa)
Zimné obdobie <sup>5</sup>				Letné obdobie <sup>6</sup>			
1. 3. 2006	-7,0	90	920	28. 6. 2006	20,5	74	937
2. 3. 2006	-7,2	69	922	29. 6. 2006	17,6	83	939
3. 3. 2006	-3,5	72	920	30. 6. 2006	16,8	92	938
6. 3. 2006	-6,0	64	927	10. 7. 2006	19,5	71	942
7. 3. 2006	-5,7	62	930	11. 7. 2006	20,8	66	940
8. 3. 2006	-6,5	74	931	12. 7. 2006	18,9	73	939
9. 3. 2006	-4,8	88	922	13. 7. 2006	19,6	68	940
10. 3. 2006	0,7	95	920	14. 7. 2006	19,5	69	941
13. 3. 2006	-4,3	70	940	17. 7. 2006	16,0	52	943
14. 3. 2006	-5,5	83	938	18. 7. 2006	17,2	50	942
15. 3. 2006	-3,2	72	936	19. 7. 2006	20,9	48	941
16. 3. 2006	-3,0	81	937	20. 7. 2006	21,9	51	942
17. 3. 2006	-2,1	85	935	21. 7. 2006	23,2	53	941
20. 3. 2006	0,6	73	926	24. 7. 2006	18,7	77	939
21. 3. 2006	1,8	61	925	25. 7. 2006	20,6	70	938
22. 3. 2006	4,2	75	924	26. 7. 2006	20,8	65	937
priemer	-3,2	76	928	priemer	19,5	66	940

<sup>1</sup>date of collection, <sup>2</sup>air temperature, <sup>3</sup>humidity, <sup>4</sup>air pressure, <sup>5</sup>heating season, <sup>6</sup>non-heating season

## VÝSLEDKY A DISKUSIA

V našej predchádzajúcej práci [13] sme prezentovali výsledky za vykurovacie obdobie. V tabuľke 3 sú uvedené hodnoty sledovaných ukazovateľov

PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> namerané v nevykurovacom období.

Namerané hodnoty boli štatisticky spracované a ďalej boli vyhodnotené porovnaním s limitnými hodnotami v domácej, resp. v zahraničnej legislatíve.

Tabuľka 3 Namerané koncentrácie PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> a NO<sub>x</sub> na odberových miestach KR1 – KR6 v nevykurovacej sezóne

Table 3 Values for PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub>, NO<sub>2</sub> and NO<sub>x</sub> on measured localities KR1 – KR6 in non-heating season

Odberové miesto <sup>1</sup>	Dátum odberu <sup>2</sup>	PM <sub>10</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	PM <sub>2,5</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	NO <sub>2</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	NO <sub>x</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]
KR1 Kremnica Sídlo Tournigan Gold	28. 6. 2006	27,7	18,3	2,97	8,79
	29. 6. 2006	28,4	15,1	5,25	10,73
	10. 7. 2006	39,7	32,2	5,78	10,38
	11. 7. 2006	26,3	19,4	1,57	4,37
	12. 7. 2006	— <sup>3</sup>	— <sup>3</sup>	7,86	11,14
	13. 7. 2006	— <sup>3</sup>	— <sup>3</sup>	9,11	12,38

Tabuľka 3 Pokračovanie  
Table 3 Continued

Odberové miesto <sup>1</sup>	Dátum odberu <sup>2</sup>	PM <sub>10</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	PM <sub>2,5</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	NO <sub>2</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]	NO <sub>x</sub> [µg/m <sup>3</sup> ]
KR2 Kremnica Mestský úrad	17.7.2006	14,2	11,4	5,94	16,09
	18.7.2006	31,2	23,7	7,19	18,65
	19.7.2006	33,3	24,8	14,32	21,98
	20.7.2006	40,0	30,3	13,97	20,11
	24.7.2006	41,3	28,7	12,65	22,06
	25.7.2006	36,1	34,1	16,59	23,28
KR3 Lúčky súkromný dom	17.7.2006	18,3	14,0	0,27	16,31
	18.7.2006	30,9	24,3	8,74	19,62
	19.7.2006	25,2	21,8	3,37	16,67
	20.7.2006	36,8	27,6	0,35	18,12
	24.7.2006	38,2	7,3	3,24	21,41
	25.7.2006	42,3	32,7	3,52	22,33
KR4 Kremnické Bane ozdravovňa Slniečko	28.6.2006	20,5	17,6	5,14	6,46
	29.6.2006	33,8	6,8	5,24	8,55
	10.7.2006	48,4	33,2	4,41	4,72
	11.7.2006	22,7	15,2	1,68	7,95
	12.7.2006	38,0	23,3	7,58	10,67
	13.7.2006	26,4	19,5	9,04	11,31
KR5 Kopernica súkromný dom	28.6.2006	31,4	15,0	6,40	9,02
	29.6.2006	23,1	19,0	4,61	9,26
	10.7.2006	40,9	23,6	4,86	14,15
	11.7.2006	23,5	16,2	4,36	11,31
	12.7.2006	36,4	21,7	9,45	15,12
	13.7.2006	34,5	11,4	12,73	12,84
KR6 Kremnica štadión	17.7.2006	22,3	12,9	14,86	33,52
	18.7.2006	43,9	26,2	21,39	43,27
	19.7.2006	37,6	18,3	23,78	40,00
	20.7.2006	45,9	26,0	18,32	34,94
	24.7.2006	39,8	28,8	17,16	32,17
	25.7.2006	45,9	29,6	30,24	47,65

<sup>1</sup> measured locality, KR1 Kremnica – residence of corp. Tournigan Gold, KR2 Kremnica – municipality, KR3 Lúčky – private house, KR4 Kremnické Bane – sanatorium Slniečko, KR5 Kopernica – private house, KR6 Kremnica – City Stadium, <sup>2</sup>date of collection, <sup>3</sup>chýbajúce hodnoty – missing values

Tabuľka 4 Štatistické spracovanie výsledkov meraní na jednotlivých meracích miestach v Kremnici a okolí  
Table 4 Statistical processing of measured data on particular localities in Kremnica and surrounding

odberové miesto/ukazovateľ <sup>1</sup>	počet meraní <sup>2</sup>	maximálna hodnota <sup>3</sup>	minimálna hodnota <sup>4</sup>	priemer <sup>5</sup>	limit
PM <sub>10</sub>	n	µg.m <sup>-3</sup>	µg.m <sup>-3</sup>	µg.m <sup>-3</sup>	µg.m <sup>-3</sup>
Kremnica – Tournigan Gold (KR1)	4	39,7	26,3	30,5	50/24 h <sup>6</sup>
Kremnica – mestský úrad (KR2)	6	41,3	14,2	32,7	
Lúčky (KR3)	6	42,3	18,3	32,0	
Kremnické Bane (KR4)	6	48,4	20,5	31,6	
Kopernica (KR5)	6	40,9	23,1	31,6	
Kremnica – štadión (KR6)	6	45,9	22,3	39,2	

Tabuľka 4 Pokračovanie  
Table 4 Continued

odberové miesto/ukazovateľ <sup>1</sup>	počet meraní <sup>2</sup>	maximálna hodnota <sup>3</sup>	minimálna hodnota <sup>4</sup>	priemer <sup>5</sup>	limit
PM <sub>2,5</sub>	n	µg.m <sup>-3</sup>	µg.m <sup>-3</sup>	µg.m <sup>-3</sup>	µg.m <sup>-3</sup>
Kremnica – Tournigan Gold (KR1)	4	32,2	15,1	21,3	65/24 h <sup>7</sup>
Kremnica – mestský úrad (KR2)	6	34,1	11,4	25,5	
Lúčky (KR3)	6	32,7	7,3	21,3	
Kremnické Bane (KR4)	6	33,2	6,8	19,3	
Kopernica (KR5)	6	23,6	11,4	17,8	
Kremnica – štadión (KR6)	6	29,6	12,9	23,6	
NO <sub>2</sub>					
Kremnica – Tournigan Gold (KR1)	6	9,1	1,6	5,4	40/rok <sup>6</sup>
Kremnica – mestský úrad (KR2)	6	16,6	5,9	11,8	
Lúčky (KR3)	6	8,7	0,3	3,3	
Kremnické Bane (KR4)	6	9,0	1,7	5,5	
Kopernica (KR5)	6	12,7	4,4	7,0	
Kremnica – štadión (KR6)	6	30,2	14,9	21,0	
NO <sub>x</sub>					
Kremnica – Tournigan Gold (KR1)	6	12,4	4,4	9,6	40/rok <sup>6</sup>
Kremnica – mestský úrad (KR2)	6	23,3	16,1	20,4	
Lúčky (KR3)	6	22,3	16,3	19,1	
Kremnické Bane (KR4)	6	11,3	4,7	8,3	
Kopernica (KR5)	6	15,1	9,0	12,0	
Kremnica – štadión (KR6)	6	56,8	21,9	38,5	

<sup>1</sup>collecting locality/indicator, <sup>2</sup>number of measurements, <sup>3</sup>maximum value, <sup>4</sup>minimum value, <sup>5</sup>average value, <sup>6</sup>podľa lit. [14] – according lit [14], <sup>7</sup> podľa lit. [15] – according lit [15]

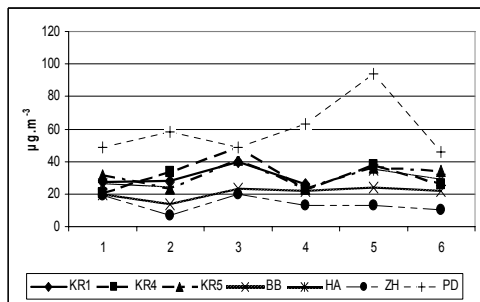
Z uvedených maximálnych hodnôt v tabuľke 4 vyplýva, že v nevykurovacom období nebola prekročená ani jedna limitná hodnota na rozdiel od meraní uskutočnených vo vykurovacom období, pričom najvyššia priemerná koncentrácia PM<sub>10</sub> bola nameraná na štadióne v Kremnici. Rozdiely medzi jednotlivými lokalitami sú podstatne menšie ako vo vykurovacom období [13]. V grafoch 1 až 4 je porovnanie 24-hodinových koncentrácií v Kremnickej monitorovacej oblasti s hodnotami nameranými na najbližších automatických monitorovacích staniciach (AMS) Slovenského hydrometeorologického ústavu Bratislava (SHMÚ), a to v Banskej Bystrici (BB), Handlovej (HA), Žiari nad Hronom (ZH) a Prievidzi (PD).

Z uvedených grafov vyplýva, že najvyšší stupeň znečistenia PM<sub>10</sub> aj PM<sub>2,5</sub> je v Prievidzi zrejme v dôsledku výstavby polyfunkčného zariadenia

v blízkosti monitorovacej stanice a na štadióne v Kremnici. Na rozdiel od vykurovacieho obdobia sa hodnoty PM<sub>10</sub> ani PM<sub>2,5</sub> medzi jednotlivými lokalitami príliš nelíšia.

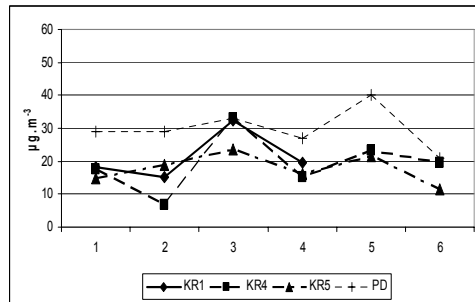
Porovnanie nami nameraných priemerných hodnôt PM<sub>10</sub> vo vykurovacom období s hodnotami nameranými v nevykurovacom období, ako aj s priemernými hodnotami sledovaných ukazovateľov nameranými na AMS SHMÚ na iných odberových miestach na Slovensku (znázornené bodkovaním) je v grafe 5 a hodnoty porovnania pre PM<sub>2,5</sub> sú v grafe 6.

Z grafu 5 je zrejmy vplyv vykurovacej sezóny, počas ktorej boli priemerné koncentrácie PM<sub>10</sub> vyššie na všetkých odberových miestach v porovnaní s nevykurovacím obdobím. Z odberových miest SHMÚ bola najvyššia priemerná koncentrácia v Prievidzi z dôvodu už spomenutých stavebných



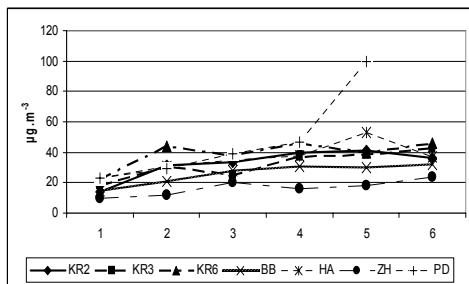
Graf 1 Frakcia  $PM_{10}$  nameraná počas prvých dvoch týždňov nevykurovacej sezóny

Graph 1 Size fraction of  $PM_{10}$  on first two weeks of non-heating season



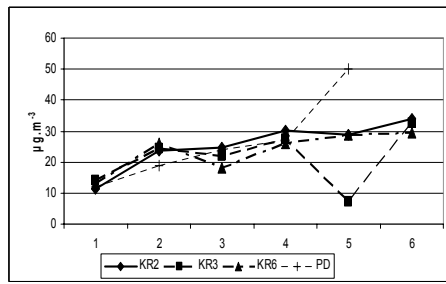
Graf 2 Frakcia  $PM_{2.5}$  nameraná počas prvých dvoch týždňov nevykurovacej sezóny

Graph 2 Size fraction of  $PM_{2.5}$  on first two weeks of non-heating season



Graf 3 Frakcia  $PM_{10}$  nameraná počas druhých dvoch týždňov nevykurovacej sezóny

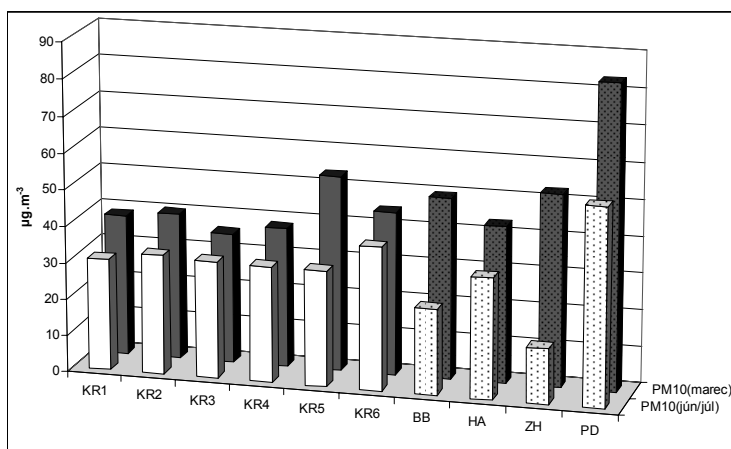
Graph 3 Size fraction of  $PM_{10}$  on second two weeks of non-heating season



Graf 4 Frakcia  $PM_{2.5}$  nameraná počas druhých dvoch týždňov nevykurovacej sezóny

Graph 4 Size fraction of  $PM_{2.5}$  on second two weeks of non-heating season

BB – Banská Bystrica, HA – Handlová, ZH – Žiar nad Hronom, PD – Prievidza



Graf 5 Porovnanie priemerných koncentrácií  $PM_{10}$  na odberových miestach KR1 – KR6 (RÚVZ) a na AMS (SHMÚ – bodkovane) vo vykurovacom a nevykurovacom období

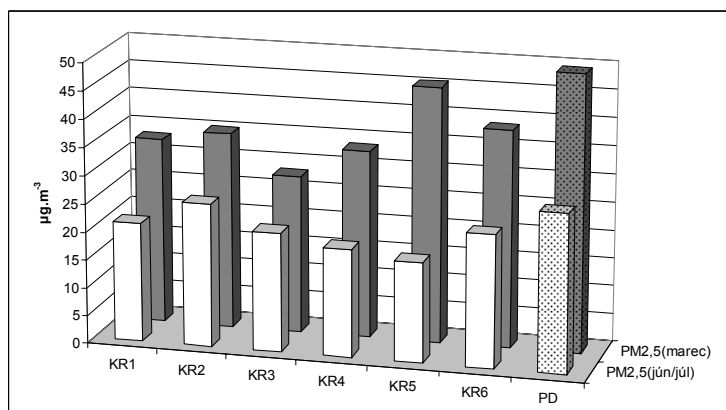
Graph 5 Comparison of average concentrations of  $PM_{10}$  on collecting localities KR1 – KR6 (RAPH) and on AMS (SHMÚ – dotted) in heating and non-heating season

prác a na odberových miestach RÚVZ bola vo vykurovacom období najvyššia zistená koncentrácia v Kopernici (KR5), ktorá paradoxne v nevykurovacom období patrila medzi najnižšie ako pre koncentrácie  $PM_{10}$ , tak aj pre  $PM_{2,5}$ , čo je zjavné aj z grafu 6.

V sieti AMS našej záujmovej oblasti monitoruje SHMÚ frakciu  $PM_{2,5}$  iba v Prievdzi, preto je v grafe 6 znázornená bodkovane iba jedna porovnávacía oblasť, v ktorej sú podobné ako pre frakciu  $PM_{10}$  zaznamenané najvyššie priemerné koncentrácie.

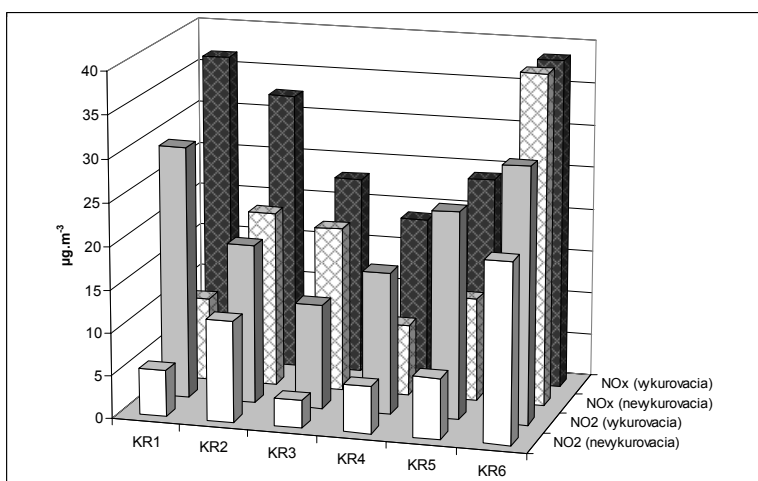
Ako vyplýva z porovnania grafov 5 a 6, frakcia  $PM_{2,5}$  kopíruje v podstate hodnoty  $PM_{10}$  a podľa veľkostnej distribúcie častíc možno konštatovať, že frakcia  $PM_{2,5}$  tvorí majoritnú časť z frakcie  $PM_{10}$ .

Omnoho väčšiu variabilitu ako pri porovnaní hodnôt  $PM_{10}$  a  $PM_{2,5}$  možno sledovať pri hodnotách  $NO_2$  a  $NO_x$  ako vo vykurovacej, tak aj v nevykurovacej sezóne a výrazné rozdiely sú zrejme aj pri porovnaní jednotlivých odberových miest navzájom, ako je to znázornené v grafe 7. Najvyššie hodnoty  $NO_2$  a  $NO_x$  boli namerané podobne ako



Graf 6 Porovnanie priemerných koncentrácií  $PM_{2,5}$  na odberových miestach KR1 – KR6 (RÚVZ) a na AMS (SHMÚ) vo vykurovacom a nevykurovacom období

Graph 6 Comparison of average concentrations of  $PM_{2,5}$  on collecting localities KR1 – KR6 (RAPH) and on AMS (SHMÚ) in heating and non-heating season



Graf 7 Porovnanie priemerných koncentrácií  $NO_2$  a  $NO_x$  vo vykurovacej a nevykurovacej sezóne

Graph 7 Comparison of average concentrations of  $NO_2$  and  $NO_x$  in heating and non-heating season

vo vykurovacej sezóne v Kremnici na štadióne, kde priemer z denných meraní dosiahol  $21 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pre  $\text{NO}_2$ , resp.  $38,6 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$  pre  $\text{NO}_x$ . Najnižší priemer  $\text{NO}_2$  ( $3,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ) bol na meracom mieste v Lúčkach (KR3) a u sumy oxidov dusíka bola najmenšia priemerná hodnota v objekte zotavovne Slniečko (KR4) v Kremnických Baniach ( $8,3 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ ).

Porovnaním výsledných priemerných hodnôt  $\text{NO}_2$  a  $\text{NO}_x$  s hodnotou ročného limitu vyplýva, že pri malom počte meraní v uvedenej oblasti a s ohľadom na vysokú sezónnu aj lokálnu variabilitu nameraných výsledkov k prekročeniu limitných koncentrácií nedošlo.

## ZÁVER

Záverom treba konštatovať, že aj napriek malému počtu uskutočnených meraní a insuficentnej reprezentatívnosti výsledkov, boli v danej lokalite po prvýkrát uskutočnené merania vybraných škodlivín s naznačením úrovne a trendu znečistenia vo vykurovacej a nevykurovacej sezóne. V súhlase s literárnymi zdrojmi bol zachytený pri všetkých štyroch sledovaných ukazovateľoch aj vplyv vykurovacej sezóny, kedy sme zaznamenali v ojedinelých prípadoch pri frakcii  $\text{PM}_{10}$  aj prekročenie 24-hodinovej limitnej koncentrácie. Pri hodnotení všetkých ukazovateľov sa najmenej znečistenými lokalitami javia Lúčky a Kremnické Bane. Predložená štúdia poskytne do budúcnosti základ pre porovnanie úrovne expozície obyvateľstva po prípadnom obnovení banskej činnosti v Kremnici, čím cieľ svojho objednávateľa splnila.

## PodĎakovanie

Autori ďakujú pracovníkom RÚVZ v Banskej Bystrici, oddelenie merania expozícií na pracoviskách a v obytných budovách, za spoluprácu pri odbere, spracovaní a analýze vzoriek ovzdušia a spoločnosti Envigeo Banská Bystrica za súhlas s uverejnením výsledkov.

## POUŽITÁ LITERATÚRA

- SAŽP, *Projekt č. 772, Informačná podpora o rizikách a vlastnostiach znečisťujúcich chemických látok*, Slovenská agentúra životného prostredia, Centrum odpadového hospodárstva a environmentálneho manažérstva, Bratislava, Slovenská republika, 150 s., 2004
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA): *Health Effects of Pollution*, 2006, [www.epa.gov](http://www.epa.gov)
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA): *Integrated Risk Information System (IRIS)*, 0080 Nitrogen dioxide; CASRN 10102-44-0, 2003. [www.epa.gov](http://www.epa.gov)
- United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA): *Technical Assistance Directory*. Washington DC. US Environmental Protection Agency (EPA/600/K-97/001). 1997a
- United States National Research Council (U.S. NRC): *Committee on Advances in Assessing Human Exposure to Airborne Pollutants*, Committee on Geosciences, Environment, and Resources: Human exposure assessment for airborne pollutants. Advances and applications. Washington. DC. National Academy Press. USA. 1990, s. 35
- HOUTHULIS D., BREUGELMANS O., HOEK G., et al.: *PM10 and PM2,5 concentrations in Central and Eastern Europe: results from the CESAR study*, *Atmospheric Environment* 35 (2001)
- HOEK G., FORSBERG B. & BOROWSKA M., et al.: *Wintertime PM10 and black smoke concentrations across Europe: result from the PEACE study*, *Atmospheric Environment*, 31, s. 3609–3622 (1997)
- PRYOR S.C. & BARTHELMIE R.J.: *PM10 in Canada*, *The Science of the Total Environment*, 1996, 177, s. 57–71
- STN EN 481: *Určenie veľkosti frakcií na meranie častíc rozptýlených vo vzduchu*. Bratislava: Vyd. SÚTN 1998
- STN ISO 7708: *Definície frakcie veľkosti častíc pre odber vzoriek na zdravotné účely*. Bratislava: Vyd. SÚTN 2001
- STN EN 12341: *Určenie frakcie PM10 poletujúcich častíc. Referenčná metóda a skúšobné postupy v teréne na dôkaz referenčnej rovnocennosti meracích metód*. Bratislava: Vyd. SÚTN 2001
- Manual Ogawa & Company USA, Inc. <http://www.ogawausa.com/passive.html> (2006)
- SCHWARZ M., DRÍMAL M. & KOPPOVÁ K.: *Environmental Study of the Ambient Air Quality in Kremnica Monitoring Area. Part I. Data Evaluation of Heating Season*, *Acta Facultatis Ecologiae* 14, Suppl. 1, 43–48 (2006)
- Vyhľadka MŽP SR č. 705/2002 Z.z. o kvalite ovzdušia
- US EPA – United States Environmental Protection Agency: <http://www.epa.gov> (2006)
- STN ISO/IEC EN 17 025: 2005 *Všeobecné požiadavky na spôsobilosť skúšobných laboratórií*





## NEGATÍVNY DOPAD IMPREGNÁCIE DREVA NA ŽIVOTNÉ PROSTREDIE

Veronika Veľková, Eva Výbohová & Tatiana Bubeníková

Katedra chémie a chemických technológií, Drevárska fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika  
velkova@vsld.tuzvo.sk, vybohova@vsld.tuzvo.sk, poloni@vsld.tuzvo.sk

### ABSTRACT

Veľková V., Výbohová E. & Bubeníková T. **Negative Effect of Wood Impregnation on Environment**

In this paper, there are the problems of contamination of environment by polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) at impregnation of wood discussed. We determined contamination of environment in the Zvolen city region near the woodworking plant. The most important source of PAHs in the surrounding area is the impregnation division with associated impregnated materials store.

We determined PAHs in the samples of water, sediments, soils and plants. The highest amount of polyaromates was determined in the samples behind the woodworking plant in the flow direction of river Zolná

**Key words:** polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs), water, sediments, soil, plant, high performance liquid chromatography (HPLC)

### ÚVOD

Technologický pokrok, industrializácia, rozvoj vedy znamenali a znamenajú pre ľudstvo prínos, zvyšovanie životnej úrovne, zlepšenie podmienok života, zabezpečenie stravy, medicínskej a sociálnej starostlivosti a pod. Spôsobili však jednostranné a nekomplexné využívanie prírody a jej zdrojov. Rastie produkcia plyných, kvapalných a tuhých odpadov, ktoré vedú k znečisťovaniu zložiek životného prostredia, objavuje sa množstvo škodlivých faktorov pôsobiacich na ľudský organizmus, stráca sa prirodzený kontakt človeka s prírodou.

Drevo patrí k posledným spojovacím článkom človeka s prírodným prostredím, sprevádza ho počas celého vývoja civilizácie. Ako stavebný materiál, energetický potenciál a surovinový základ mnohých produktov. Snaha o zachovanie kvality jeho vlastností a využitie jeho potenciálu v najvyššej možnej miere s maximálnou efektívnosťou viedla a vedie k neustálemu zdokonaľovaniu procesov úpravy a spracovania drevnej hmoty.

### Impregnácia dreva

Impregnácia je proces úpravy dreva, pri ktorom sú jeho prirodzené vlastnosti vylepšované a nežiaduce vlastnosti odstraňované napúšťaním vhodnými impregnačnými látkami. Impregnované drevo je trvanlivejšie a odolnejšie voči vlhkosti, pôsobeniu húb, baktérií a hmyzu. Impregnácia sa používa na priemyselnú ochranu dreva na stavbu lodí, vodné stavby, mostnice, železničné priečne a výhybkové podvaly, bagrové podvaly, telegrafné stĺpy, drevo v baniach a iné drevené výrobky do exteriérov. Impregnácia dreva prebieha buď na základe čisto fyzikálnych dejov, fyzikálno-chemických alebo na základe čisto chemických reakcií medzi jednotlivými zložkami dreva a impregnačnými látkami.

Ako impregnačné materiály sa využívajú minerálne alebo organické látky – najmä impregnačný olej získaný destiláciou kamennohľadného dechtu, ktorý tvorí zmes uhlíkovodíkov s výrazným podielom kondenzovaných polycyklických uhlíkovodíkov [1]. Takto vyrobené impregnačné oleje

obsahujú približne 800 aromatických látok. 96 % podiel tvoria nepolárne aromatické zlúčeniny, najmä kondenzované (naftalén,  $\alpha$ - a  $\beta$ -metylnaftalén, fluorén, antracén a ďalšie, tab. 1). Zvyšné 4 % predstavujú viac polárne zložky na báze nižších fenolov (krezoly, xylenoly,  $\alpha$ - a  $\beta$ -naftoly) a na báze zásaditých pyridínových homológov ako sú napr. chinolín, akridín [2].

Tab. 1 Chemické zloženie impregnačného oleja [2]

Aromatická zložka	Teplota destilácie v °C	Obsah zložiek v oleji v %
Naftalén	218	5,0
Metylnaftalény	241–245	9,2
Acenaftén	280	7,8
Dimetylnaftalén	262–271	3,9
Fluorén	294	7,0
Fenantrén	340	7,3
Antracén	354	2,3
Fluorantén	375	10,6
Pyrén	393	7,1
Benzofluorantény a benzoantracény	430–480	2,6
Chryzén	448	2,1
Benzopyrény	494–495	<1

Polycyklické aromatické uhl'ovodíky (PAU) sa uvoľňujú do prostredia pri samotnom procese impregnácie, pri skladovaní, nakladaní a používaní impregnovaných materiálov. Pri používaní týchto drevárskych výrobkov v styku s okolitým prostredím (exteriér) vplyvom rôznych faktorov (napr. tlak kolies na podvaly, podmienky prostredia – zrážky, slnečné žiarenie a pod.) z impregnovaných materiálov postupne odparujú, vylúhovávajú alebo sú mechanicky vytláčané pôsobením dažďovej vody. Chemickým rozborom starých impregnovaných podvalov bolo dokázané, že po 25–30 rokoch používania bolo v podvaloch už len okolo 30 % pôvodného množstva impregnačných olejov [2].

V príspevku sú prezentované výsledky stanovovania PAU vo vzorkách životného prostredia na území mesta Zvolen v okolí drevospracujúceho podniku, ktorého súčasťou je prevádzka impregnácie drevených podvalov a stĺpov a sklad impregnovaných materiálov.

## MATERIÁL A METÓDY

Primárnym procesom vzniku PAU je nedokonalé spaľovanie organického materiálu a vy-

užívanie produktov na báze ropy a fosílnych palív (pohonné hmoty, impregnačné oleje, oder asfaltu a pneumatík).

Zdrojmi znečistenia polycyklickými aromatickými uhl'ovodíkmi na území mesta Zvolen sú podnik na výrobu tepelnej energie, doprava (automobily, dieslové lokomotívy), individuálne vykurovanie. Za najväčší zdroj je možné považovať

prevádzku impregnácie drevených podvalov a stĺpov s pridruženým skladoom. Priamo areálom drevospracujúceho podniku preteká riečka Zolná. Impregnačné materiály unikajú priamo do vôd a sedimentov spomínanej riečky alebo do okolitej pôdy. V obdobiach so zvýšenou zrážkovou činnosťou dochádza k vyplavovaniu PAU zo skladovaných impregnovaných materiálov.

PAU sme sledovali vo vzorkách životného prostredia v okolí drevospracujúceho podniku. Pre odber vzoriek sa zvolili 4 odberové miesta tak, aby bolo možné sledovať vplyv prevádzky impregnácie:

1. Zolná – v smere toku nad drevospracujúcim podnikom
2. Zolná – v smere toku za drevospracujúcim podnikom vo vzdialenosti cca 1,5 km od 1. odberového miesta
3. Zolná – v mieste sútoku riek Zolná a Slatina (cca 500 m za 2. odberovým miestom)
4. Slatina – po zmiešaní vôd obidvoch riek (cca 500 m za sútokom).

Výskyt polyaromatických uhl'ovodíkov sme zisťovali vo vode, riečnych sedimentoch zo všetkých 4 odberových miest a v pôde a rastlinnom materiáli z odberových miest č. 1 a 2.

Vzorky vody sa odoberali v súlade s normou STN ISO 5667 – 6 (75 7051). Sedimenty boli odobierané v miestach s minimálnym prúdením vody, kde sa predpokladá sedimentácia častíc vo väčšej miere. Vzorky pôdy boli odobierané pôdnou sondou z príľahlého brehu do hĺbky 20 cm.

Ako vzorka rastlinného materiálu sa zvolil druh *Baldingera arundinacea*, ktorý sa vyskytoval na oboch odberových lokalitách. Odoberala sa nadzemná časť rastliny.

Všetky odobraté vzorky boli následne po odbere spracované v laboratóriu maximálne do 24 hodín.

### Stanovenie polycyklických aromatických uhl'ovodíkov

Stanovenie PAU vo vzorkách životného prostredia popisujú metódy US EPA 8100, 8130 Polynuclear Aromatic Hydrocarbons, STN 75 7554: Stanovenie fluoranténu a mnohé ďalšie. Ako extrakčné činidlá na izoláciu PAU sa používajú benzén, toluén alebo zmesi týchto rozpúšťadiel s metanolom, etanolom alebo izopropanolom. [3]

V našej práci sme na extrakciu z jednotlivých vzoriek používali n-hexán (Merck) [4]. Vzorky vody sa spracovali metódou extrakcie kvapalina – kvapalina (LLE), sedimenty a pôda sa extrahovali vytrepávaním. U rastlinného materiálu prebehla extrakcia súčasne s dezintegráciou vzorky. Z extraktov sa odstránila nadbytočná voda, zahustili sa na vákuovom odparovači a odparili dosucha v prúde dusíka.

Odparky sa rozpustili v acetonitrile (Merck) a analyzovali metódou vysokoúčinnnej kvapalinovej chromatografie (HPLC) s DAD (diode array detector) detekciou.

Použitá bola kolóna LiChroCART 250 – 4, LiChroSpher PAH (5  $\mu\text{m}$ ) (Merck). Mobilnú fázu tvorili A – acetonitril (gradient grade, Merck), B – voda (pre chromatografiu, Merck), gradient: 0–5 min A: 50 %, B: 50 %, 5–30 min A: 100 %, 30–33 min A: 50 %, B: 50 % pri prietokovej rýchlosti 1  $\text{cm}^3 \cdot \text{min}^{-1}$ . Detekcia: Diode Array Detector L – 7455 (Merck-Hitachi) UV pri 254 nm.

Kvalitatívne a kvantitatívne stanovenie jednotlivých PAH sa vykonalo metódou externej kalibrácie. Vonkajší štandard predstavovala zmes 16 polycyklických aromatických uhl'ovodíkov (SU-PELCO), ktoré sa stanovujú v životnom prostredí podľa Zoznamu prioritných polutantov EPA (US

– Environmental Protection Agency – Agentúra na ochranu životného prostredia, USA): *naftalén (Nafit)*, *acenaftylén (Acnft)*, *acenaftién (Ace)*, *fluorén (Flu)*, *fenantrén (Fen)*, *antracén (Ant)*, *fluorantén (Flt)*, *pyrén (P)*, *benzo(a)antracén (BaA)*, *chryzén (Chry)*, *benzo(b)fluorantén (BbF)*, *benzo(k)fluorantén (BkF)*, *benzo(a)pyrén (BaP)*, *dibenzo(a,h)antracén (DBA)*, *benzo(g,h,i)perylén (BghiP)*, *indeno(1,2,3-cd)pyrén (IP)*.

Jednotlivé PAU boli vo vzorkách identifikované porovnaním ich ultrafialových spektier so spektrami štandardných látok. Koncentrácia stanovených zlúčenín sa určila podľa výšky pikov.

### VÝSLEDKY A DISKUSIA

Vo všetkých prípadoch bol vyšší obsah polyaromátov zistený vo vzorkách z odberových miest za drevospracujúcim podnikom, čo dokazuje úlohu podniku ako producenta znečistenia okolitého prostredia PAU. Výsledky stanovenia PAU vo vzorkách vody a sedimentov sú v tab. 2.

Polycyklické aromatické uhl'ovodíky podliehajú v prostredí vplyvom mnohých faktorov. Najcitlivejším prostredím z hľadiska pôsobenia vonkajších podmienok je voda. PAU patria k málo rozpustným zlúčeninám vo vode, vo väčšej miere sa vo vodnom prostredí nachádzajú sorbované na rozptýlené častice. V závislosti od charakteru častíc sú transportované ďalej od zdroja alebo odstraňované sedimentáciou. Zvyčajný priebeh priestorového rozloženia obsahu PAU vo vode je na obr. 1. V obdobiach so zvýšenou zrážkovou činnosťou, keď sa v toku nachádza viac vody, prúdenie je silnejšie a voda svojou väčšou kinetickou energiou unáša častice spolu s naviazanými polyaromatickými uhl'ovodíkmi do väčšej vzdialenosti od zdroja (obr. 2).

Sedimenty predstavujú stabilnejšiu maticu z pohľadu vplyvu vonkajších podmienok. Polyaromatické uhl'ovodíky sa pomerne rýchlo usadzujú, no pôsobením niektorých faktorov (obsah humínových kyselín vo vode, silnejšie prúdenie vody) sa môžu zo sedimentov spätne vyplavovať. Počas rokov usadené PAU v riečnych sedimentoch riečky Zolná preto znamenajú pravdepodobné budúce nebezpečenstvo pre okolité životné prostredie. Výskum PAU v danom území prebieha už niekoľko rokov. Blaho, Kačík [6] skúmali a stanovovali ropné látky a polyaromatické uhl'ovodíky v sedimentoch riečky Zolná. V miestach za prevádzkou impregnácie boli

Tab. 2 Namerané hodnoty PAU vo vzorkách vody a sedimentov

PAU	Voda ( $\mu\text{g}\cdot\text{dm}^{-3}$ )				Sedimenty ( $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ a. s.)			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Ace	10,09	18,48	16,87	20,09	–	1342,14	3412,60	574,87
Fen	–	0,24	0,21	–	–	431,15	1864,73	185,97
Ant	–	–	–	–	–	–	394,11	–
Flt	0,19	0,21	0,27	0,04	–	2419,85	5098,43	520,20
P	0,25	0,14	0,23	–	–	1893,75	6687,58	439,57
BaA	–	–	–	–	–	638,31	1665,53	200,25
Chry	–	–	–	–	–	489,37	1410,98	148,94
BbF	–	–	–	–	–	462,78	1311,88	507,01
BkF	–	–	–	–	–	86,87	779,65	20,94
BaP	–	–	–	–	–	38,37	170,20	4,03
IP	–	–	–	–	–	20,23	405,74	5,24

a. s. – absolútne suchý materiál

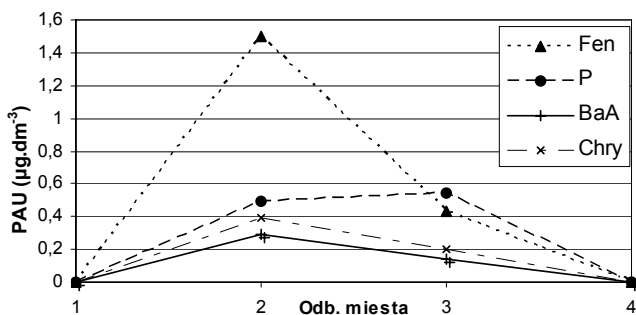
1 – vzorky z 1. odberového miesta

2 – vzorky z 2. odberového miesta

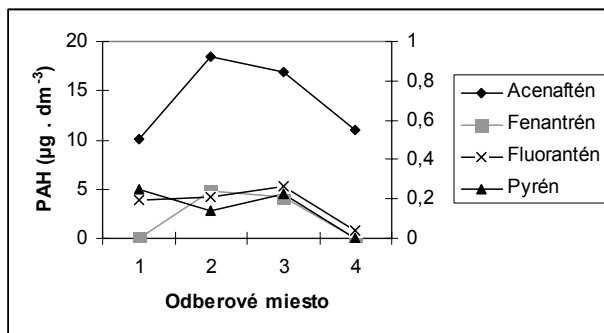
3 – vzorky z 3. odberového miesta

4 – vzorky z 4. odberového miesta

„–“ – vo vzorke nebola daná zlučienina stanovená



Obr. 1 Grafické znázornenie zvyčajného priebehu množstva vybraných PAU podľa odberového miesta vo vzorkách vody [3]



Obr. 2 Grafické znázornenie priebehu množstva vybraných PAU podľa odberového miesta vo vzorkách vody v období zvýšených zrážok [5], os y s rozsahom 0–20 platí pre acenaftén, os y s rozsahom 0–1 pre ostatné PAU

nájdené ropné látky v množstve vyššom ako 400 mg.kg<sup>-1</sup>, pričom podiel PAU z celkového množstva bol cca ¾. Pri výskume v 2001–2002 [3, 7] boli odoberané vzorky vody a sedimentov. Obsah PAU v sedimentoch sa pohyboval do cca 2000 mg.kg<sup>-1</sup>.

V tab. 3 sú uvedené výsledky stanovenia PAU vo vzorkách pôdy a rastlinného materiálu z odberových miest 1 a 2. Pôda ako matrica s relatívne najviac stabilným chemickým zložením je maticou, ktorá najlepšie charakterizuje znečistenie lokality určitým chemickým faktorom. Aj v prípade vzoriek pôdy je nárast množstva PAU vo vzorke z druhého odberového miesta markantný.

## ZÁVER

Pokrok, ktorý ľudská spoločnosť dosiahla vo vzťahu k životnému prostrediu v oblasti technologickej, legislatívnej aj vzdelanostnej prispieva k optimistickým vyhladkam do budúcnosti z hľadiska redukcie nového znečisťovania prostredia. Väčší problém predstavujú staré, často aj zabudnuté, záťaž. Odhalenie a preskúmanie problému znamená prvý krok na ceste k jeho eliminácii.

V príspevku sa zaoberáme znečistením prostredia polycyklickými aromatickými uhl'ovodíkmi vplyvom drevospracujúceho podniku. PAU boli stanovované vo vzorkách vody, sedimentov, pôdy a rastlinného materiálu.

Tab. 3 Namerané hodnoty PAU vo vzorkách pôdy a rastlinného materiálu

PAU	1. odberové miesto		2. odberové miesto	
	pôda	rastliny	pôda	rastliny
	[mg.kg <sup>-1</sup> a.s.]		[mg.kg <sup>-1</sup> a.s.]	
<b>Ace</b>	1,512	–	10,467	–
<b>Fen</b>	–	–	0,3724	–
<b>Flt</b>	0,0804	–	4,115	1,949
<b>P</b>	0,0548	–	2,650	1,044
<b>BaA</b>	0,0342	–	1,294	–
<b>Chry</b>	0,0359	–	1,830	–
<b>BbF</b>	0,0238	–	0,600	–
<b>BaP</b>	0,0328	–	0,199	–
<b>BghiP</b>	–	–	0,0847	–
<b>Σ</b>	1,7739	–	21,6121	2,993

a. s. – absolútne suchý materiál

„–“ – vo vzorke nebola daná zlúčenina stanovená

Analýza rastlinných vzoriek z hľadiska výskytu PAU je zatiaľ zriedkavá z dôvodu zložitosti analytických postupov a nejednoznačnosti stanovených výsledkov. Je ťažké určiť pôvod stanovených zlúčenín v rastlinách. PAU sa vyskytujú buď v pletivách, keď boli rastlinou prijaté spolu so živným roztokom alebo sa náchádzajú v póroch listov rastliny, kam sa dostali spádom z ovzdušia. V našom experimente sme PAU objavili v rastlinách z druhého odberového miesta. Stanovené hodnoty dávajú predpoklad, že boli prijaté rastlinkami kontaminovanou vodou, nakoľko spádom z ovzdušia by boli postihnuté aj rastliny z prvého odberového miesta.

## Pod'akovanie

Autori ďakujú Slovenskej grantovej agentúre VEGA za finančnú podporu projektu, v rámci ktorého vznikol príspevok. VEGA 1/2373/05

## LITERATÚRA

1. LADOMERSKÝ J. & SAMEŠOVÁ, D. 2000: Environmentálne impakty a analýzy ropných látok: Vedecká štúdia. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2000. 82 s. ISBN 80-228-1081-9
2. REINPRECHT L. 1998: Ochrana dreva a kompozitov. II. vydanie. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 1998. 240 s. ISBN 80-228-0690-0

3. VEĽKOVÁ V. 2005: Kontaminácia vôd a sedimentov polycyklickými aromatickými uhľovodíkmi : Veddecká štúdia 11/2004/A. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, 2005. 57 s. ISBN 80-228-1450-4
4. VEĽKOVÁ V. & KAČÍK F. 2003: Možnosti extrakcie polycyklických aromatických uhľovodíkov zo vzoriek vody. In : Chemické listy, roč. 97, 2003, č. 8, s. 807–808. ISSN 0009-2770
5. VÝBOHOVÁ E. & BUBENÍKOVÁ T. 2006: Zaťaženie životného prostredia impregnáciou dreva. In: Odpady 2006: Medzinárodná konferencia. Košice : Slovzeolit, Geológia PaB, 2006. s. 180–185. ISBN 80-968214-6-6
6. BLAHO J. & KAČÍK F. 1996: Polyaromatické uhľovodíky (PAU) a ropné látky (RL) v sedimentoch na dolnom toku rieky Zolná. In: Hodnotenie a riešenie kvality životného prostredia, TU Zvolen, 1996, s. 137
7. VEĽKOVÁ V. 2003: Kontaminácia vodných tokov impregnačnými olejmi na ochranu dreva. In: Acta Facultatis Xylogologiae, ILV (2003), s. 41–50 ISSN 1336-3824

## WOOD PRESERVATIVES PREPARED FROM ELECTRICAL AND COOLING WASTES

Ladislav Reinprecht<sup>1)</sup> & Juraj Kizlink<sup>2)</sup>

1) Faculty of Wood Sciences and Technology, TU in Zvolen, SK-960 53 Zvolen, Slovakia,

e-mail: reinprecht@vsld.tuzvo.sk

2) Chemical Faculty, VUT in Brno, CZ-612 00 Brno, Czech Republic

### ABSTRACT

Reinprecht L. & Kizlink J. **Wood Preservatives Prepared from Electrical and Cooling Wastes**

Application of some waste substances (copper and glycols) obtained from electrical and cooling waste mixtures for the purposes of wood preservatives is described. Waste glycols “Alycol and Fridex” were modified with boric compounds (B-glycol-complexes), or also with copper compounds (Cu-B-glycol-complexes), together with the QAC fungicide and some other additives. Efficacy of these complexes against wood destroying fungi *Coniophora puteana* and *Trametes versicolor* was tested by the method of “poisoned impregnated papers”. Anti-fungal effect of the Cu-B-glycol-complexes was quite comparable with the used standard Wolmanit CX-H 200. Copper had an apparent effect against growth of fungi, comparing the Cu-B-glycols (No. 11–13) with the B-glycols (No. 4–10). The QAC in these complexes increased their efficacy mainly against the white-rot fungus *T. versicolor* (No. 11–13). On the other hand, complexes based on the waste copper “CuCO<sub>3</sub>, Cu(OH)<sub>2</sub>-or-CuCO<sub>3</sub>-H<sub>3</sub>BO<sub>3</sub>-ethanolamine-glycol-Cu(water-waste)” without the QAC were a little less effective (No. 14–16).

**Key words:** electrical and electronical wastes, copper complexes, glycol, wood destroying fungi, screening test, growth inhibition

### INTRODUCTION

Exploitation of metals (Cu, Cd, Co, Fe, Mn, Ni, Pb, Ti, V, W, Zn, Zr) and their salts which can be obtained by treatment of electrical and electronical (E&E) wastes is now one of the main interests of researchers and technical workers (Christianová 1997, Kizlink 1998, Skála 2002, Vrba 2003). It is in a connection with accomplishment of the European Union Direction No 2002/96/ES (about wastes from electrical and electronical devices) which gives not only demands on recycling of metals obtained from wastes but also informs about possibilities of how to use salts of these metals and their mixtures for chemical products. Some metal salts from electrical and electronical wastes can be used as wood preservatives, plant preservatives, anti-corrosive protective agents of steels or stabilizing agents of plastics (Edenbaum 1992).

For wood protection can be utilized mainly inorganic salts of copper and zinc – CuSO<sub>4</sub>, ZnSO<sub>4</sub>, CuCl<sub>2</sub>, ZnCl<sub>2</sub> – (prepared from suitable E&E wastes in a reaction with sulphuric acid at a high temperature or with hydrochloric acid in the presence of hydrogen peroxide). From them various substances commonly applied as wood preservatives can be prepared:

- Cu/OH<sub>2</sub>, CuCO<sub>3</sub> (in practice used mainly in a mixture with ethanolamine or diethanolamine, and also with other additives – boric acid (Buschhaus and Stroeck 1995, Exner et al. 1999), acetic acid and nitrileacetic acid (Goettsche and Borck 1995), higher carboxylic acids (Heuer 1995), quaternary ammonium compounds (Nagano et al. 1998), polyethyleneglycols (Buschhaus and Stroeck 1995) or pyretroids (Heuer 1995)),



- $\text{Cu}/\text{OH}/_2, \text{CuB}_4\text{O}_7$  (e.g. in alkaline ammonia with silicates (Shiosawa 2000),
- $\text{CuCl}_2, \text{NH}_4\text{Cl}$  (e.g. with copper and zinc carboxylates (Petric et al. 2000), or with tannins (Yamaguchi and Okuda 1998),
- $\text{Cu}/\text{SO}/_4$  in a mixture with borates (Richardson 1993),
- $/\text{CH}_3\text{COO}/_2\text{Cu}$ .

We have prepared and tested also some organic-metal compounds, e.g.: copper-, zinc- chrome- or thin-dithiocarbamates and chelates (Reinprecht et al. 2003, Kizlink et al. 2005).

## MATERIAL AND METHODS

### Potential fungicides from waste products:

The following potential fungicide complexes have been prepared (Table 1) from the treated glycol waste products:

- Fridex (approximately 50% of glycols and 50 % of water),
- Alycol (approximately 30% of glycols and 70 % of water),

and the copper waste product:

- $\text{Cu}(\text{water-waste})$ ,

in a combination with some boric compounds:

- boron-glycol,
- boron-phosphor-glycol,
- $\text{H}_3\text{BO}_3$  (boric acid),
- $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$  (borax),

with some cupric compounds:

- $\text{CuCO}_3$  (cupric carbonate),
- $\text{Cu}(\text{OH})_2$  (cupric hydroxide),
- Cu-salicylate,

with the quarternary ammonium compound – QAC fungicide:

- Althosan MBO (laurylbenzyltrimethylammonium chloride),

and with some other additives:

- KSD (potassiumhydrogensulphate),
- UR (urea),
- TUR (thiourea),
- MEA (monoethanolamine),
- SA (sulphuric acid) → only drops for pH value regulation between 7 and 10.

Table 1 Composition of the B-glycol and Cu-B-glycol complexes

1)	20 % Boron-glycol, 80 % Ethanol-Water
2)	20 % Boron-phosphor-glycol 80 % Ethanol-Water
3)	10 % Boron-glycol, 10 % Boron-phosphor-glycol, 80 % Ethanol-Water
4)	3 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 2 % $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ , 5 % Fridex, 1 % Althosan MBO, 0.25 % KSD, 88.75 % Water
5)	3 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 2 % $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ , 5 % Fridex, 2 % Althosan MBO, 0.25 % KSD, 87.75 % Water
6)	3 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 2 % $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ , 5 % Fridex, 2 % Althosan MBO, 1 % KSD, 1 % UR, 86 % Water
7)	3.5 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 2 % $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ , 5 % Fridex, 2 % Althosan MBO, 1 % UR, 86.5 % Water
8)	3 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 1.5 % $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ , 5 % Fridex, 2 % Althosan MBO, 0.5 % UR, 88 % Water
9)	3 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 1.5 % $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ , 5 % Fridex, 2 % Althosan MBO, 1 % TUR, 87.5 % Water
10)	3.5 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 2 % $\text{Na}_2\text{B}_4\text{O}_7 \cdot 10\text{H}_2\text{O}$ , 5 % Fridex, 2 % Althosan MBO, 1 % TUR, 86.5 % Water
11)	3 % $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$ , 2 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 5 % Fridex, 5 % Althosan MBO, 5 % MEA, 80 % Water
12)	3 % $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$ , 2 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 8 % Fridex, 2 % Althosan MBO, 5 % MEA, 80 % Water
13)	3 % $\text{Cu}(\text{OH})_2$ , 2 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ , 8 % Fridex, 2 % Althosan MBO, 5 % MEA, 80 % Water
14)	Complex I. = 1 % $\text{CuCO}_3$ -1 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ -3 % MEA-5 % glycol-90 % $\text{Cu}(\text{water-waste})$
15)	Complex II. = 1 % $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$ -1 % $\text{H}_3\text{BO}_3$ -3 % MEA-5 % glycol-90 % $\text{Cu}(\text{water-waste})$
16)	Complex III. = 95 % Complex II., 5 % cupric-salicylate

Notes:

- Boron-glycol is a product prepared by the reaction from boric acid, borax and ethyleneglycol (Bukovský et al. 1998).
- Boron-phosphor-glycol is a product prepared by the reaction from boric acid, borax, phosphoric acid and propylene-glycol (Bukovský et al. 1998).
- Glycol waste products from cooling mixtures (Fridex and Alycol) were firstly treated with  $\text{Na}_2\text{HPO}_4$  + granulated surfactant carbon, and than filtrated.
- $\text{Cu}(\text{water-waste})$  – in complexes No. 14–16, which contains approximately 0.7 % of copper.  
(Note: Copper was estimated by the complexometric titration with Chelaton 3 on the murexide as indicator by the method Veselý and Šírová 1959)

Fungicide standard:

Wolmanit CX-H 200, which consists of 2.5 % Cu-HDO (bis-/N-cyclohexyl-diazoniumdioxycuper), 4.2 %  $\text{CuCO}_3 \cdot \text{Cu}(\text{OH})_2$ , and 25 %  $\text{H}_3\text{BO}_3$  (Wolman 1996).

Mycological screening tests:

Fungicide efficacy of the prepared B-glycol and Cu-B-glycol complexes (tab. 1), and also of the fungicide standard Wolmanit CX-H 200, was tested against two wood-destroying fungi *Coniophora puteana* (Schumacher ex Fries) Karsten (brown-rot fungus) and *Trametes versicolor* (Linnaeus) Quélet (white-rot fungus). Sterilized filter papers Whatman 3 CHR Ø 14 mm were impregnated with 1 %, 3.3 %, 10 %, 33 % and 100 % concentrations of all tested compounds and then they were situated approximately 20–25 mm from the fungus pitching yeast on the stiffened 3 % malt-agar soil in Ø 120 mm petri dishes. The mycological screening tests were carried out at an incubating temperature of 25 °C during 14 days. The antifungal activity of all compounds was assessed on the basis their growth

inhibition against fungi on the agar-malt soil and also on the impregnated filter papers situated in petri dishes on the 7<sup>th</sup> and 14<sup>th</sup> day of the test.

**RESULTS AND DISCUSSION**

Results of the antifungal efficiency of B-glycol and Cu-B-glycol complexes against growth activity of fungi *C. puteana* and *T. versicolor* are expressed in the Tables 2, 3 and 4, and some also on photos in the Figure 1. There are shown only results from the higher concentrations of tested compounds (from 10 to 100 %) as their lower concentrations (from 1 to 3.3 %) were not sufficiently effective.

From among the tested compounds, the most effective were the Cu-B-glycol complexes based on the combination of the copper compound ( $\text{CuCO}_3$ ,  $\text{Cu}(\text{OH})_2$  or  $\text{CuCO}_3$ ), boric compound ( $\text{H}_3\text{BO}_3$ ), waste glycol (Fridex), QAC (Althosan MBO) and MEA – see compounds No. 11–13 (tab. 1–4). Their efficacy was quite comparable with the used fungicide standard Wolmanit CX-H 200.

Table 2 Anti-fungal efficacy of the 10 % concentration of tested compounds against the brown-rot fungus *Coniophora puteana* and the white-rot fungus *Trametes versicolor*

Notes: – screening test by the method of “poisoned impregnated papers”

– each result is an average from 9 papers Ø 14 mm situated in 3 petri dishes

Tested compound (see Table 1)	C 10 %	<i>Coniophora puteana</i>				<i>Trametes versicolor</i>			
		Inhibition zone mm		Growth on papers mm		Inhibition zone mm		Growth on papers mm	
		7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day
<i>B-glycol complexes</i>									
1		1–5	0	0	8–12	0–2	0	0–2	8–14
2		1–3	0	0	10–12	0	0	1–4	14
3		1–3	0	0	9–11	0	0	1–4	12–14
4		4–6	0	0	5–7	0–4	0	0	2–7
5		4–8	0	0	4–7	1–4	0	0	1–4
6		3–4	0	0	5–9	1–2	0	0	2–6
7		2–4	0	0	6–11	0–1	0	0	3–7
8		3–7	0	0	5–8	0–2	0	0	3–7
9		2–7	0	0	4–9	1–3	0	0	2–6
10		3–6	0	0	5–8	2–3	0	0	2–4
<i>Cu-B-glycol complexes</i>									
11		6–12	0	0	3–5	5–8	2–3	0	0
12		5–10	0	0	2–5	6–9	1–2	0	0–3
13		6–10	0	0	2–5	4–7	0–1	0	0–2
14		7–12	0	0	0–6	0–2	0	0–1	6–10
15		4–6	0	0	4–7	0–2	0	0–2	8–12
16		5–10	0	0	2–5	0–3	0	0–2	10–12
<i>Standard</i>									
Wolmanit CX-H 200		8–15	3–9	0	0	3–6	0–1	0	0–3
Controls		0	0	0–4	14	0	0	10–14	14

Table 3 Anti-fungal efficacy of the 33 % concentration of tested compounds against the brown-rot fungus *Coniophora puteana* and the white-rot fungus *Trametes versicolor*  
 Note: – screening test by the method of “poisoned impregnated papers”  
 – each result is an average from 9 papers Ø 14 mm situated in 3 petri dishes

Tested compound (see Table 1)	C 33 %	<i>Coniophora puteana</i>				<i>Trametes versicolor</i>			
		Inhibition zone mm		Growth on papers mm		Inhibition zone mm		Growth on papers mm	
		7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day
<i>B-glycol complexes</i>									
1		2–6	0	0	5–11	1–2	0	0	5–12
2		2–5	0	0	6–8	0–2	0	0–3	7–14
3		2–3	0	0	6–10	0–2	0	0–2	7–10
4		6–8	0	0	2–6	3–6	0	0	2–4
5		6–10	0	0	2–5	2–5	0–1	0	0–2
6		4–8	0	0	3–7	2–3	0	0	1–5
7		4–8	0	0	3–9	2–4	0	0	2–4
8		5–8	0	0	3–6	1–4	0	0	1–3
9		4–8	0	0	3–7	2–5	0	0	1–5
10		4–10	0	0	2–6	2–6	0	0	1–3
<i>Cu-B-glycol complexes</i>									
11		10–20	0–4	0	0	15–18	10–16	0	0
12		8–12	0–2	0	0–2	8–10	3–6	0	0
13		10–20	2–6	0	0	10–12	2–5	0	0
14		6–14	0–3	0	1–4	1–4	0	0	3–10
15		7–10	0	0	1–5	0–5	0	0	5–10
16		5–12	0	0	0–4	1–5	0	0	4–7
<i>Standard</i>									
Wolmanit CX-H200		12–20	9–14	0	0	12–15	7–14	0	0
Controls		0	0	0–4	14	0	0	10–14	14

Table 4 Anti-fungal efficacy of the 100 % concentration of tested compounds against the brown-rot fungus *Coniophora puteana* and the white-rot fungus *Trametes versicolor*  
 Note: – screening test by the method of “poisoned impregnated papers”  
 – each result is an average from 9 papers Ø 14 mm situated in 3 petri dishes

Tested compound (see Table 1)	C 100 %	<i>Coniophora puteana</i>				<i>Trametes versicolor</i>			
		Inhibition zone mm		Growth on papers mm		Inhibition zone mm		Growth on papers mm	
		7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day	7 <sup>th</sup> day	14 <sup>th</sup> day
<i>B-glycol complexes</i>									
1		4–9	0	0	3–5	2–4	0	0	2–6
2		3–7	0	0	4–7	1–5	0	0	2–8
3		4–6	0	0	3–7	1–3	0	0	3–8
4		7–12	0	0	1–3	4–7	1–3	0	0
5		9–15	0	0	0–2	6–9	2–5	0	0
6		8–10	0	0	2–4	5–11	1–5	0	0
7		8–10	0	0	1–4	5–6	1–3	0	0
8		8–15	0	0	1–3	5–7	2–3	0	0
9		6–15	0	0	1–4	4–6	0–2	0	0
10		8–15	0	0	1–3	8–10	3–6	0	0
<i>Cu-B-glycol complexes</i>									
11		> 20	> 20	0	0	> 20	> 20	0	0
12		> 20	> 20	0	0	> 20	> 20	0	0
13		> 20	> 20	0	0	> 20	> 20	0	0
14		11–15	2–6	0	0	3–7	0	0	2–4
15		12–14	1–6	0	0	2–4	0	0	1–4
16		12–15	2–4	0	0	2–8	0–1	0	0–4
<i>Standard</i>									
Wolmanit CX-H 200		> 20	> 20	0	0	> 20	> 20	0	0
Controls		0	0	0–4	14	0	0	10–14	14

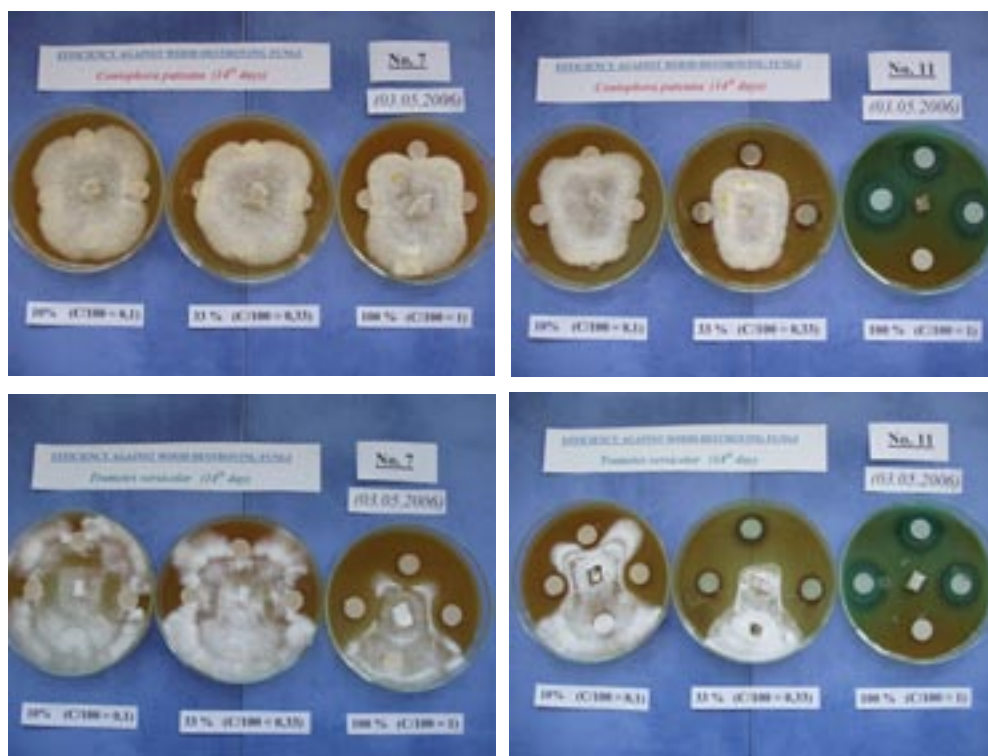


Figure 1 Selected photos for the B-glycol-complex (No. 7) and the Cu-B-glycol complex (No. 11) which have been evaluated by the mycological screening test against the fungi *C. puteana* and *T. versicolor*

Notes: – photos were made on the 14<sup>th</sup> day

– in each petri dish there were 3-tested impregnated papers and 1-control non-impregnated paper

Cu-B-complexes containing waste copper(Cu-waste) in the compositions “ $\text{CuCO}_3\text{-Cu(OH)}_2$ -or- $\text{CuCO}_3\text{-H}_3\text{BO}_3$ -ethanolamine-glycol-Cu(water waste)” had a lower anti-fungal effect – see compounds No. 14–16. This result can be explained with absence of the QAC (Althosan MBO) and also with lower amount of the boric acid in these waste-copper complexes.

Anti-fungal effect of the B-glycol-complexes was apparently lower than that of the Cu-B-complexes, comparing those ones with the QAC (No. 4–10 to No. 11–13) and also those ones without the QAC (No. 1–3 to No. 14–16).

The QAC – Althosan MBO (laurylbenzyl-dimethylammonium chloride) increased the efficiency of the tested complexes more obviously against the white-rot fungus *Trametes versicolor* than to the brown-rot fungus *Coniophora puteana* – see compounds No. 4–10 and No. 11–13.

Comparing the B-glycol-complexes (No. 4–10)

with the Cu-B-glycol ones (No. 11–13), in which the QAC is also present (tab. 1), it is evident that the presence of copper had an apparent positive influence on growth inhibition of both tested fungi *C. puteana* and *T. versicolor* (tab. 2–4).

## CONCLUSIONS

Waste glycol and waste copper compounds can be used for preparation of wood preservatives – glycols as solvents and copper as fungicides. The chemical composition of waste compounds in such preservatives has to be exactly known, as it is a very important from the ecological aspects and also from the point of view of their stable anti-fungal or other protection effects.

From the mycological screening tests carried out it is evident that fungicide efficacy of the Cu(copper)-B(boron)-glycol complexes were better

than that of the B(boron)-glycol complexes. Copper had a positive effect against growth activity of both tested fungi – *Coniophora puteana* and *Trametes versicolor*.

### Acknowledgements

The authors wish to express their thanks to the Grant agencies of the Slovak Republic (Grant No. 1/4377/07) and the Czech Republic (Grant No. 3277/2005/F1/a) for the financial support of this work.

### REFERENCES

- BUKOVSKÝ L., WASSERBAUER R., PECHOVÁ D., CVENGRŮŠ J. & RABAS V. (1998): Přípravek na ochranu dřeva a způsoby jeho výroby. CZ 284.376, SK 280.380, (1999): CA 131, 166 533.
- BUSCHHAUS H.U. & STROECH K. (1995): Wood preservative composition containing copper and its use. Bayer A.G., DE 4,339.701, CA 123,231.747.
- EDENBAUM J. (1992): Plastics additives and modifier handbook. Van Nostrand-Reinhold, New York.
- EXNER O., KUGLER M. & KUNISCH (1999): Wood protective agent. Bayer A.G., DE 19,802.699, CA 131,117.641.
- HEUER L. (1995): Wood preservative containing copper compounds. Bayer A.G., DE 4,340.853, CA 123,231.746.
- CHRISTIÁNOVÁ A. (1997): Ekonomické aspekty elektrického odpadu. Odpady, 7, (3): 13.
- GOETTSCHKE R. & BORCK H.V. (1995): Wood preservatives and their use. Wolman GmbH, US 5,444.093, CA 123,290.182.
- KIZLINK J. (1998): Využitie odpadu z elektrických a elektronických zariadení. Bezpečná práca, 29, (4): 8–11.
- KIZLINK J., & FANČOVIČ K. (2005): Možnosti využitia použitých chladiacich nízkotuhňúcich zmesí ako odpadov. CHEMMagazin, 15, (6): 8–9.
- KIZLINK J., REINPRECHT L. & PAVLITA V. (2005): Chemické ochranné prostriedky na drevo na báze ditiokarbaminovej kyseliny. (Chemical wood preservatives on the basis of the dithiocarbamic acid). In: Drevoznehodnocujúce huby 2005, 4th International Symposium, TU Zvolen – Kováčová, pp. 107–110.
- NAGANO Y., SHIRAIISHI T. & NIINO N. (1998): Aqueous wood preservative compositions containing copper complexes and quaternary ammonium salts. Zaiensu, JP 10 45,518, CA 128,189.490.
- PETRIČ M., MURPHY R.J. & MORRIS T. (2000): Microdistribution of some copper- and zinc- containing waterborne and organic solvent wood preservatives in spruce wood cell walls. Holzforsch, 54, (1): 23–26.
- REINPRECHT L., KIZLINK J. & ŠVAJLENOVÁ O. (2003): Fungicídna účinnosť karbaminátov a meďnatých chelátov. (Fungicidal efficacy of carbamates and copper chelates). Acta Fac. Rer. Nat. Univ. Ostr. Biol. Ekol., Czech Republic, 210, (9): 29–34.
- RICHARDSON B. A. (1993): Wood preservation. E & FN SPON, London.
- SHIOSAWA K. (2000): Antiseptic and insecticidal compositions fixed in wood, treatment of wood with them. JP 12 108,108, CA 132,266.668.
- SKÁLA J. (2002): Elektronický odpad. Odpadové fórum, 2, (10): 10–11.
- VESELÝ M. & ŠIROVÁ O. (1959): Analytická chémia odmerná. SVTL, Bratislava.
- VRBA J. (2003): Zpracování elektroodpadu obecně, Odpadové fórum, 3, (12): 14–17.
- WOLMAN (1996): Produktinformation zu Wolmanit CX-H 50 und Wolmanit CX-H 200. Dr. Wolman GmbH, BASF Gruppe, D-76547 Sinzheim.
- YAMAGUCHI H. & OKUDA K. (1998): Chemically modified tannin and tannin-copper complexes as wood preservatives. Holzforsch, 52, (6): 596–602.

**Acta Facultatis Ecologiae, Volume 15, 2007**

Prvé vydanie – Vydala Technická univerzita vo Zvolene v roku 2007 – Počet strán 77 – 6,30 AH, 7,17 VH  
– Náklad 200 výtlačkov – Vytlačilo Vydavateľstvo TU vo Zvolene – Vydanie publikácie schválené v Edičnej rade TU dňa 22. 1. 2007, číslo EP 177/2007 – registračné číslo MK SR 3010/2003 – Rukopis neprešiel jazykovou úpravou.

ISSN 1336-300X