

Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici
Fakulta prírodných vied

ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII

SÉRIA ENVIRONMENTÁLNE MANAŽÉRSTVO

ROČNÍK XVI.

Číslo 2

BANSKÁ BYSTRICA

2014

Názov: ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII, roč. 16, č. 2, 2014

ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII séria **Environmentálne manažérstvo** je vedecký časopis so zameraním korešpondujúcim s interdisciplinárnym charakterom Katedry životného prostredia FPV UMB v Banskej Bystrici. V periodiku možno publikovať pôvodné vedecké a odborné práce – štúdie prehľadové, metodologické, výskumné, prípadové z oblasti prírodných, spoločenských, technických vied a recenzie knižných publikácií.

Vedeckí editori:

prof. RNDr. Peter Andráš, CSc.

prof. Ing. Ján Zelený, CSc.

Vedecký redaktor:

doc. RNDr. Iveta Marková, PhD.

Medzinárodná redakčná rada:

prof. Ing. Karol Balog, PhD.,

Slovenská technická univerzita v Bratislave, Materiálovo-technologická fakulta so sídlom v Trnave, Slovenská republika

prof. Florarea Damian, PhD.,

Universitatea Din ClujNapoca, Centrul Universitar Nord Din Baia Mare, Faculty of Science, Romania

Ing. Marcela Davidova, PhD.,

Universitatea Din Cluj Napoca, Centrul Universitar Nord Din Baia Mare, Faculty of Science, Romania

prof. Ing. Vojtech Dirner, CSc.,

Ostravská univerzita v Ostrave, HgF VŠB-TU, Institut environmentálního inženýrství, Česká republika

Ing. Marek Drimal, PhD.,

Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

PhDr. Marta Halašová, PhD.,

doc. Eila Jeronen,

Universities of Oulu, Lapland and Helsinki, Finland

Assoc. prof. Sherif Kharbish, PhD.,

Geology Dep., Faculty of Science, Suez Branch, Suez-Canal University, El.Salam, Egypt

prof. Lesya Romanchuk, MS, Ph.D.,

Horbachevsky Ternopil State University, Ternopil' Perinatal Centre, Ukraine

prof. Mgr. Juraj Ladomerský, CSc.

Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

doc. Volodymyr V. Nykyforov,

Kremenchuk Mykhailo Ostrohradskyi, National University, Ukraine

Prof. Shi-Weng L PhD.,

School of Chemical and Biological Engineering, Lanzhou Jiaotong University, P.R.China

Ing. Ján Tomaškin, PhD.,

Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

RNDr. Judita Tomaškinová, PhD.,

Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

RNDr. Ingrid Turisová, PhD.,

Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Banská Bystrica

prof. Piotr P. Wieczorka, Ph.D, DSc.,

Katedra Chemii Analitycznej i Ekologicznej, Wydział Chemii, Uniwersytet Opolski, Poland

Editor a výkonný redaktor:

Ing. Katarína Trnková, PhD.

Za jazykovú úpravu príspevkov zodpovedajú autori.

Názov: ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII, roč. 14, č. 2

Vydavateľ: Univerzita Mateja Bela, Banská Bystrica
Fakulta prírodných vied

Rok: 2014

Rozsah: 104 strán

Formát: A4

ISSN 1338-4430
ISSN 1338-449X

OBSAH

Prehľadové štúdie

EXPLOITATION OF ORES, ROCKS AND MINERALS IN ANCIENT EGYPT ŤAŽBA RÚD, HORNÍN A MINERÁLOV V STAROVEKOM EGYPTÉ.....	6
<i>Sherif Kharbish, Peter András</i>	

HODNOCENÍ FUNKCE EKOMUZEÍ V SEVERNÍM NORSKU Performance evaluation of ecomuseums in northern Norway	28
<i>Miloš Zapletal</i>	

Výskumné štúdie

ÚČINNOSTĚ Fe ⁰ -BARIÉRY PRI REMEDIÁCI DRENÁŽNYCH VÔD Z HALDOVÉHO POĽA ĽUBIETOVÁ – PODLIPA Effectiveness of Fe ⁰ -barrier at Cu-deposit Ľubietová – Podlipa	35
<i>Dávid Demeter, Peter András Jr. Jozef Krnáč, Jana Dadová</i>	

HODNOTENIE RIZIKA CHEMICKÝCH LÁTKOU POUŽÍVANÝCH NA HASENIE ČUP BURNER TESTOM Evaluation of risks of chemical substances used on extinguishing by cup burner test	42
<i>Iveta Marková</i>	

KVITNUTIE A FENOLOGICKÉ OPTIMUM VEGETÁCIE NA RÚBANISKU A V LESNOM PORASTE V BÁBSKOM LESE The blooming and phenological optimum of vegetation on the clearcut and in the forest cover in the Báb forest	49
<i>Ivana Pilková</i>	

VNÍMANIE KONCEPTU SPOLOČENSKEJ ZODPOVEDNOSTI NA OKRESNÝCH ÚRADOCH V BANSKOBYSTRICKOM KRAJI Perception of the concept of corporate social responsibility at the district ofices in Banská Bystrica region.....	58
<i>Maroš Plieštitik, Jana Jačud'ová</i>	

MANAŽMENT TRVALO UDRŽATEĽNEJ A EKOLOGICKEJ POĽNOHOSPODÁRSKEJ VÝROBY V LIPTOVSKÉJ TEPLIČKE Management of permanent sustainable organic production in LIPTOVSKÁ TEPLIČKA.....	67
<i>Lucia Bahýľová, Ján Tomaškin</i>	

KONTAMINÁCIA HALDOVÝCH POĽÍ PODLIPA A REINER V ĽUBIETOVEJ ARZÉNOM A ANTIMÓNOM Arsenic and Antimony contamination of PODLIPA and reiner dump-fields ĽUBIETOVÁ.....	74
<i>Jozef Krnáč, Jana Dadová, Peter András Jr.</i>	

SPATIAL VARIATION AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF HEAVY METAL IN THE SURFICIAL SEDIMENTS ALONG THE EGYPTIAN RED SEA COAST Alaa M. Younis, I. S. Ismail, Lamiaa I. Mohamedein, Shima Farouk Ahmed.....	82
---	----

Prípadové štúdie

LIKVIDÁCIA NÁSLEDKOV ROPNEJ EKOLOGICKEJ HAVÁRIE, MINIMALIZOVANIE ŠKÔD A ZAMEDZENIE POŠKODENIA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA Liquidation consequences of oil pollution incidents, a minimized damages and prevent damage to the environment	93
<i>Juraj Fabian, Ján Slezák</i>	

Prehľadové štúdie

EXPLOITATION OF ORES, ROCKS AND MINERALS IN ANCIENT EGYPT

ŤAŽBA RÚD, HORNÍN A MINERÁLOV V STAROVEKOM EGYPTE

Sherif Kharbish¹, Peter András²

¹ Assoc. prof. Sherif Kharbish, PhD., Geology Department, Faculty of Science, Suez University, Suez, El Salam City, 43518, Egypt; e-mail: sherifkharbish@hotmail.com

² prof. RNDr. Peter András, PhD., Faculty of Science, Matej Bel University, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica; Slovakia; peter.andras@umb.sk

Abstract: Ancient Egyptian quarrying and mining sites represent some of the most threatened archaeological sites not only in Egypt but also worldwide. These ancient Egyptian quarries and mines were the main sources for the building stones that used to construct most temples, pyramids, and mastaba tombs and for metals and gemstones. The gemstones of ancient Egypt used for jewelery, amulets, seals, and other small decorative items. They also mined for metals, e.g. copper and gold.

Key words: Ancient Egypt, mine, quarry, rocks, ores, minerals

Abstrakt: V Egypte možno dosiaľ identifikovať početné lokality, na ktorých sa v staroveku získavali rôzne suroviny. Časť z týchto lokalít tvoria rudné bane (významná bola predovšetkým ťažba zlata), ďalšiu lomy stavebného materialu, ktorý sa využíval na stavbu chrámov, palácov či pyramid, ako aj náleziská dekoračných a drahých kameňov, ktoré sa používali na výrobu šperkov.

Kľúčové slová: staroveký Egypt, bane, lomy, horniny, rudy, minerály

1. Introduction

Imagine, the ancient Egypt without any quarry and mining operations, one can expect that there would be no pyramids, temples and even the incredible Tutankhamen treasures. During the pharaonic period (began around 3100 BC), quarrying and mining were obviously of intrinsic importance to the flower and stability of ancient Egypt's economy.

Egypt were located near the Nile River which cuts through various rock formations, furnishing the growing civilization with supplies of sandstone, granite, basalt, gypsum, and in particular, limestone. The ancient Egyptians quarried huge quantities of sandstone, limestone (near Memphis in the Muqattam hills), red and gray granite (near Aswan), alabaster (Tal El Amarna), diorite, marble, serpentine, imperial porphyry (Jabal Al Dokhan), basalt and dolomite. Limestone above all, were used in huge quantities. The Khufu pyramid (Fig. 1) alone contains about 2.3 million blocks of limestone and granite, weighing up to 15 tons each (Tompkins, 1971). Herodotus claimed that he was informed in that it took twenty years to build the pyramid and that levies numbering a hundred thousand men were employed for periods of three months to transport stone from the quarries (Tompkins, 1971). With an abundance of limestone, the ancient Egyptians were able to experiment with various construction techniques and are credited to be the first inventors of hydraulic cement. Radford (1910) mentioned that in some of the marvelous constructions which still endure as monuments of their engineering skill, the Egyptians used a porous lava possessing hydraulic properties and containing the basic element necessary to the making of cement.



Fig. 1 Granite and limestone boulders at the Giza pyramid



Fig. 2 Pottery making



Fig. 3 House contraction

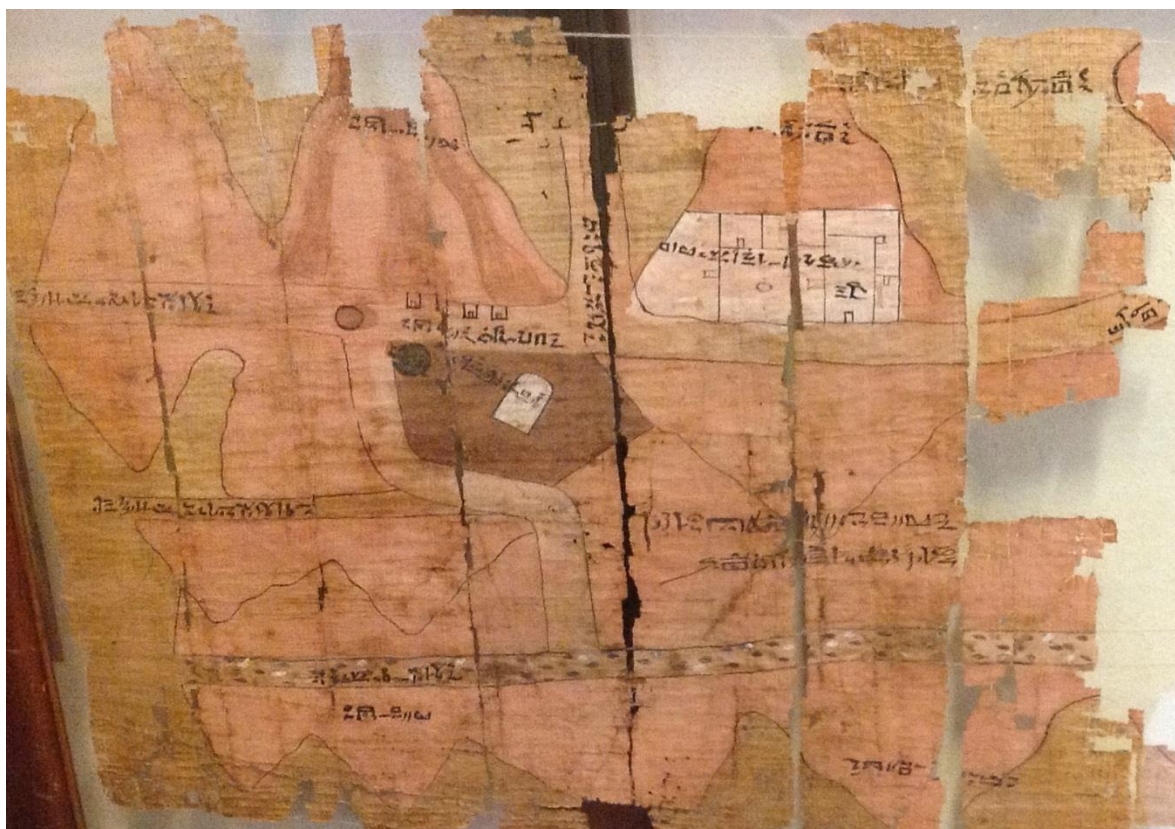


Fig. 4 Turin Mining papyrus

The early Egyptians were also the first to use mortar, initially produced from the mining of gypsum, for binding blocks together, which is considered as one of the earliest uses of manufactured cement (Snell and Snell, 2000). Over time, they improved the efficiency of their operations by using lime mortar, which is still used today in cement production.

The ancient Egyptians had an interest in various materials as far back as prehistoric times, where the world's oldest example of an underground mine is found in a site known as Nazlet Khater-4 (see below). They also exploited and mined various metals, minerals and precious and semi-precious stones, e.g. emeralds, malachite, turquoise, carnelian, amethyst, among others. Copper, gold, Galena (PbS), Rock salt (NaCl , halite), Natron ($(\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot 10\text{H}_2\text{O})$, a kind of soda ash) and Alums [$\text{AM}(\text{SO}_4)_2 \cdot 12\text{H}_2\text{O}$, where $\text{A} = \text{K}, \text{NH}_4, \text{Na}$ and $\text{M} = \text{Al}, \text{Cr}$] are also mined. Furthermore, Nile clay was used for pottery (Fig. 2) and bricks making (Fig. 3).



Fig. 5 Some important ancient Egyptian mines and quarries

2. Aswan grante quarries

Aswan granite quarries, which were first exploited at least as early as the beginning of pharaonic times, are still in use today. Aswan Granite was the third most important stone used in Egyptian civilization, after sandstone and limestone (Kelany et al., 2009). Its use for vases, obelisks (Fig. 6), statues, sarcophagi and buildings commenced from the early dynastic period (Aston et al. 2000). In terms of quantities, its largest use was during the Old Kingdom, particularly associated with the 4th dynasty pyramid complexes at Giza and again during the New Kingdom for obelisks and enormous statues (Röder, 1965).

It is estimated, based on surviving buildings and other monuments, that during the Old Kingdom about 50,000 m³ of stone were removed from these quarries. The term Aswan granites (Fig. 7) constitute a range of granitoid rocks, ranging from granitic to tonalitic in composition (Klemm and Klemm, 1993, 2008). The most widely used type is the red or pink granite, which is essentially coarse grained to very coarse grained, but porphyritic and gneissic varieties are occasionally found (Kelany et al., 2009). The so-called 'black granite' is medium- to coarse grained, commonly porphyritic granodiorite to tonalite (Kelany et al., 2009). A third type is red to grey, fine-grained granite or the Younger granite (Klemm and Klemm, 2008). The Unfinished Obelisk (Fig. 8) and the colossal statue at Shallal are the most attractive sites in the granite quarries on the east bank of Aswan (Kelany et al. 2009). Many researchers have paid attention to these two sites, in particular Engelbach (1923, 1983) who was the first person to excavate the Unfinished Obelisk quarry. The Unfinished Obelisk (1168 tons) carved from the rock was not yet completely detached when it cracked. It dates to the 18th dynasty and measures nearly 42 m in length. It derives its name from the fact that it was abandoned, no doubt reluctantly, at an advanced stage in the process of extraction, due to faults in the stone.



Fig. 6 Granite obelisk, Egyptian museum, Cairo

During the pharaonic period, even the relatively soft limestone was difficult to cut with Old Kingdom copper saws and chisels. They were worked with hammer stones of dolerite from the dykes cutting the granite. Such pounding is considered to be the only technique involved until the stone block reached the rough shape of a statue or other object (Kelany et al. 2009). In the Unfinished Obelisk open-pit mine, channels were made directly into the granitic bedrock. The massive amounts of dolerite hammer stones found in the quarry lead Röder (1965) to the conclusion that the channeling was made by pounding only. Holes were cut into the rock, wooden wedges driven into the slots and moistened. The expanding wood cracked the rock. Doubt has been cast on wood being strong enough for the purpose, but no alternative theories for pharaonic stone extraction have been proposed. However, in recent excavations (Kelany, 2003) massive amounts of charcoal, ash and burned mud bricks were found, suggesting that heat must have been an important agent in one or more steps of the quarrying process (Kelany et al., 2009).

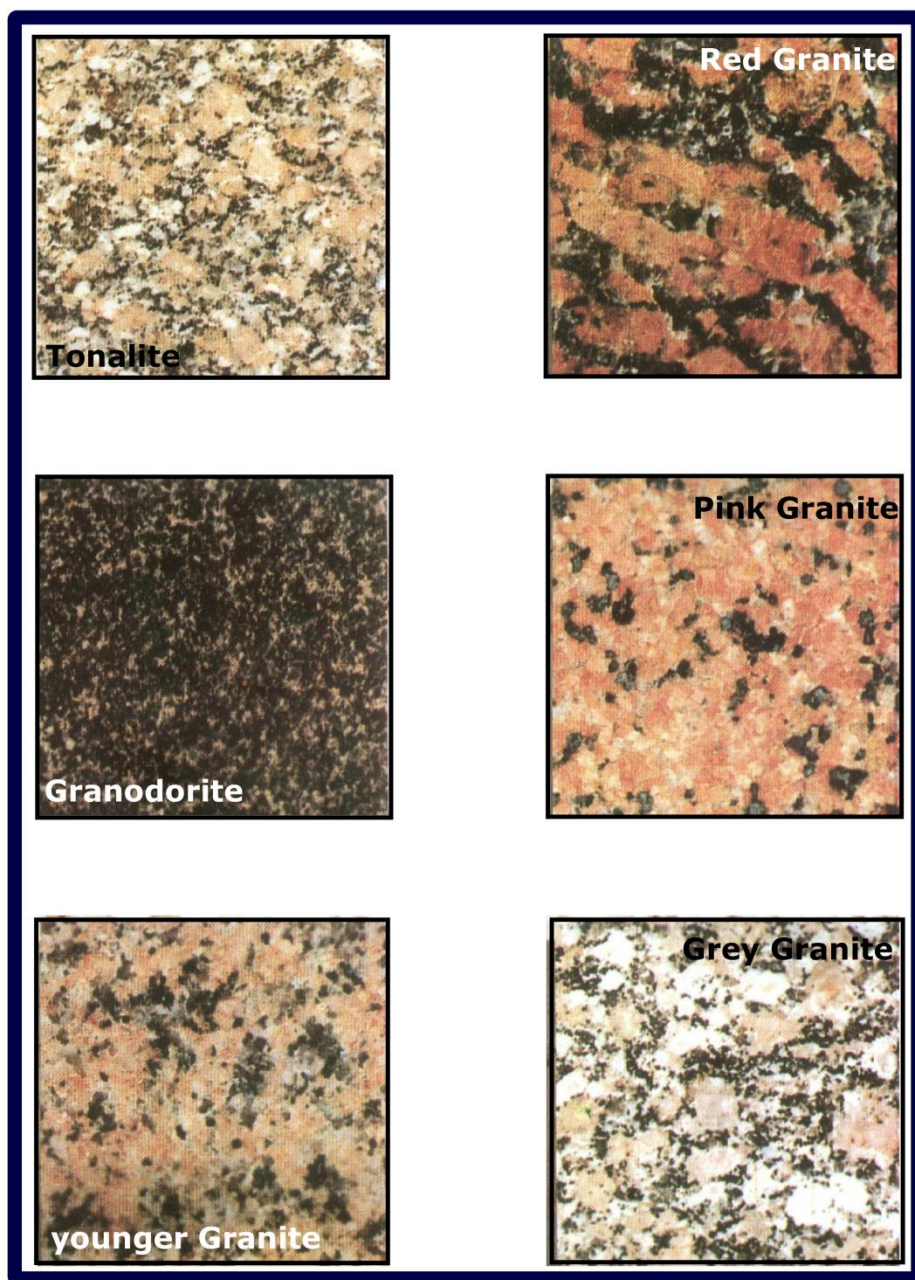


Fig. 7 Aswan granite

Transport of large objects from the granite quarries usually involved two steps: first, from the quarry pits out of the actual extraction area and second, from the quarry areas to the main branch of the Nile. Evidence from the excavations undertaken at the Unfinished Obelisk suggested that another large quarry operation was needed to remove remaining granite on the north side of the Unfinished Obelisk, before the actual piece could be moved (Kelany et al., 2009).



Fig. 8 The Unfinished Obelisk

3. Nazlet Khater chert

Nazlet Khater (located on the western Nile bank between Asyut and Sohag) is a series of Middle and Upper Paleolithic archaeological sites, where most of the sites are associated with intermittent mining activities beginning 40,000 years ago. Nazlet Khater 4 can without doubt be considered as a chert mining site (Vermeersch, et al., 1984) (30,000-33,000 RCYBP, stands for Radio Carbon Years Before the Present) that was exploited by Upper Palaeolithic people for the raw material for the production of a blade stone tool industry. This age means that the Nazlet Khater 4 site is the most ancient Upper Palaeolithic sites of this region (Leplongeon and Pleurdeau, 2011). Three mining efforts were identified and associated with the Upper Paleolithic occupation: trenches, vertical shafts and subterranean galleries, which in fact foreshadow quarrying methods during the pharaonic period.

The site known as Nazlet Khater-4 documents that chert was extracted not only by trenches and mining pits (with a maximum depth of 2 m.), but also by underground galleries covering an area of more than 25 km² (Vermeersch, et al., 1984). The ditches and galleries have been filled with either prehistoric dump or aeolian sand, whereas the vertical shafts have been filled at the base with prehistoric dump and on top with aeolian sands (Vermeersch, et al., 1984).

4. Gebel (Jabal) El-Silsila sandstone

Predynasties mining exploration was relatively very small in comparison with the massive royal expeditions that were sent out to the Sinai and to Nubia during the first two dynasties. One of the most notable stone quarries during the pharaonic period is Gebel (Jebel) el-Silsila (Fig. 9). It was the border of the Egyptian region and Nubia and in ancient times Egyptians believed that the Nile originated here. The ancient Egyptian name of the Gebel el- Silsila was

Kheny or Khenu, perhaps “Rowing-Place” (Thiem, 2000). The name is first attested as that of a funerary domain in the 5th dynasty (Jacquet-Gordon, 1962). Another designation, *pa mu wab*, “The Pure Water,” applies to the religious dimension of Gebel el- Silsila and was perhaps restricted to a small area at the southern extremity of the site (Kucharek, 2012). The modern Arabic name Gebel el-Silsila, “Mountain of the Chain,” is generally applied to the whole area (Klemm and Klemm, 1993). According to Weigall (1910), the word “Silsila” is said to be derived from “Khol-khol,” which meaning barrier or frontier, transformed to Sil-sil or Silsili in Roman times.



Fig. 9 Gebel el-Silsila

Gebel el-Silsila is located in Upper Egypt, about 40 km south of Edfu and 18 km north of Kom Ombo, on both banks of the Nile. Gebel el-Silsila sandstones - representing one group of the formerly so-called "Nubian Sandstone" (Fig. 10) that are stratigraphically attributed to the Quseir-Formation of the Lower Campanian / Upper Cretaceous (Said 1962). While the east bank today is mainly known for the huge quarries dating mostly to Ptolemaic and Roman times, there was also a Predynastic cemetery and a Ramesside temple, probably the only remnant of the settlement Khenu/Kheny (Kucharek, 2012). In the Middle Kingdom a fortress may have been located at Gebel el-Silsila, as implied by a partially destroyed toponym in a list of Nubian fortresses preserved in Papyrus Berlin 10495 (Gardiner, 1916). The sandstone rock quarries are located on both banks of the Nile River. The amount of sandstone quarried in Gebel el-Silsila during pharaonic times is estimated at eight million tons (Klemm and Klemm, 2001). Quarrying continued at least into the late twentieth century (Caminos, 1987; Klemm and Klemm, 1993).



Fig. 10 Nubian sandstone, near Aswan

Sandstones from the Gebel el-Silsila were used for the construction of most of the pharaonic monuments in Upper Egypt as well as in the course of past and current restoration works. The quarrying of sandstone set in, on a rather small scale, during the Middle Kingdom (Bloxam, 2010; Harrell, 2012; Klemm and Klemm, 1993). When, from the reign of Hatshepsut onwards, sandstone replaced limestone as the main building material for temples, quarrying began on a serious scale (Klemm and Klemm, 1993). The probable reason for the change of material was the exhaustion of the limestone quarries (Delvaux, 1998). Nearly all of the great temples (e.g. Karnak and Luxor as well as the Theban mortuary temples, Dendera, Esna, Edfu, Kom Ombo) were built with sandstone from Gebel el-Silsila with one notable exception being the Temple of Isis at Philae (Klemm and Klemm, 1993).

5. Tura (Torah) limestone

The Egyptian name for limestone was the fine white stone. Tura is located on the east bank of the Nile, about 23 km south of Cairo, on Maadi - Helwan road, which was associated throughout antiquity with the important limestone and calcite quarries. Geologically, the quarry deposit is mainly composed of thick bedded limestone belongs to Mokattam Formation (Middle Eocene) (Said, 1962). Processing of high-grade limestone began during the 3rd dynasty or earlier and still continues today and modern activity is responsible for the destruction of much of the evidence for the dynastic period. From early dynastic times onward, limestone was the construction material of choice for temples, pyramids (Fig. 11) and mastabas wherever limestone bedrock occurred. When there was no good source of local building stone, rock was usually brought from quarries upriver because it was easier to float a heavily loaded boat down the Nile than to sail it upriver against the current, even with a good northerly wind (Harrell, 2012). The autobiography of a 6th dynasty official called Weni, carved on one wall of his tomb at Abydos, describes the quarrying expeditions he organized for the king and mentions the royal gift of a fine limestone sarcophagus from the quarries at Tura (Lichtheim 1973).



Fig. 11 Small limestone "pyramidion" at Giza



Fig. 12 Fossiliferous limestone at Giza plateau



Fig. 13 Fossiliferous and white limestone at Giza pyramid



Fig. 14 Limestone used in Azhar Majed, Cairo

Most of the stone (fossiliferous limestone, Figs. 12, 13) in the Giza pyramids was quarried on the Giza plateau itself. The white, fine-grained limestone casing was brought across the Nile from Tura (Tura Limestone, Fig. 13). However, the quarries certainly serviced the pyramid building activities of the Egyptian kings from the 4th dynasty, where nearly all of the casing on these pyramids as been removed in later times and used in other structures, including some relatively recent buildings in Cairo (Fig. 14).

The ancient quarries themselves extend for some 2.5 km along the eastern cliffs above Tura and consisted of galleried mines in the rock face (similar in technique to most rock-cut tombs), which contrast with the open-pit method of quarrying used nowadays. The administration of the industry was probably based at Saqqara or Memphis, since a group of papyri mentioning the pyramids of Kings Merenre and Pepi II, including a letter from the commander of workmen to the vizier, was found within the Zoser pyramid enclosure.

6. Gebel al-Dokhan imperial porphyry

Ghobrial and Lotfi (1967) mentioned that the imperial porphyry (a distinctive purple- colored andesite) was favored as a building stone by a number of Roman emperors (Fig. 15). The imperial porphyry belongs to the Dokhan volcanics (Fig. 16), where thier type locality is around Gebel Dokhan (approximately 140 km from the Nile and 1600 m above sea-level) in the Eastern Desert, though their supposed equivalents are reported at several other localities in the Eastern Desert (e.g. Basta, 1997). There are also possible extensions reported in Sinai (Blasy et al., 2001; Basta, 1997).

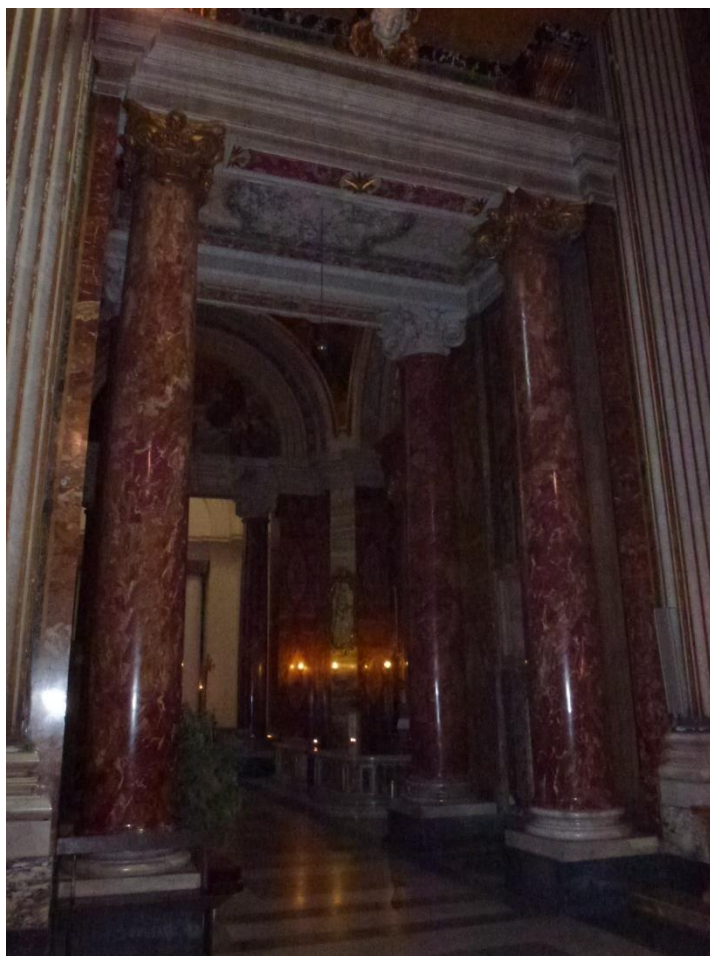


Fig. 15 Imperial porphyry columns at St. Ignazio cathedral, Rome, Italy

The Dokhan Volcanics are mainly dark gray to greenish in color; the exception being the distinctive deep purple-red shade of the imperial porphyry (Wilde and Youssef, 2000). Imperial porphyry is a quartz andesite containing phenocrysts of feldspar (oligoclase) and hornblende, in a cryptocrystalline groundmass. Porphyry is exceptionally dense and can be polished to a highly reflective-finish and the embedded feldspar seems to ‘sparkle’. Paul the Silentiary, a 6th century member of the Byzantine imperial household (Vasiliev, 1948), wrote that it was “powdered with bright stars”.



Fig. 16 Dokhan volcanics, Eastern Desert, Egypt



Fig. 17 Porphyry basin, The Metropolitan Museum of Art collection

This stone was so highly valued during the imperial Roman and early Byzantine period (Vasiliev 1948) that they reserved it exclusively for imperial use (Klemm and Klemm, 2001). Rome knew the location as Mons Porphyrites (Vasiliev, 1948). Klemm and Klemm (2001) estimate that 10,000 tons of stone were excavated between the 1st and 5th centuries. Very little Imperial Porphyry was used during pharaonic Egyptian period, such as small bowls and animal-figures that originated from wadi boulders rather than quarrying (Klemm and Klemm, 2001) and there is evidence that the quarrying happened during the Ptolemaic period. Purple porphyry was reserved exclusively for imperial Roman/Byzantine use and, probably because of its scarcity, was restricted to uses such as columns, statues (Klemm and Klemm, 2001) and baths (Fig. 17) (Metropolitan Museum of Art, 2011). It was used to panel the chamber where Byzantine royalty were born - which explains the phrase "born to the purple" (Sampsell, 2003).

7. Bir Umm Fawakhir gold mining

One of the most prominent and charming characteristics of ancient Egyptian culture is the extensive amounts of gold used by ancient Egyptians. Gold jewelry from 2500 BC was found buried in the tomb of the king Djer from the 1st Egyptian dynasty (National Mining Association, 2006). Within one thousand years, gold had become the life-blood of Egyptian civilization. By 1200 BC, the Egyptians had mastered the art of beating gold into leaf, which extends its use, as well as alloying it with other metals for hardness and color variation. They also started casting gold using techniques which are still at the heart of jewelry making today (National Mining Association, 2006).

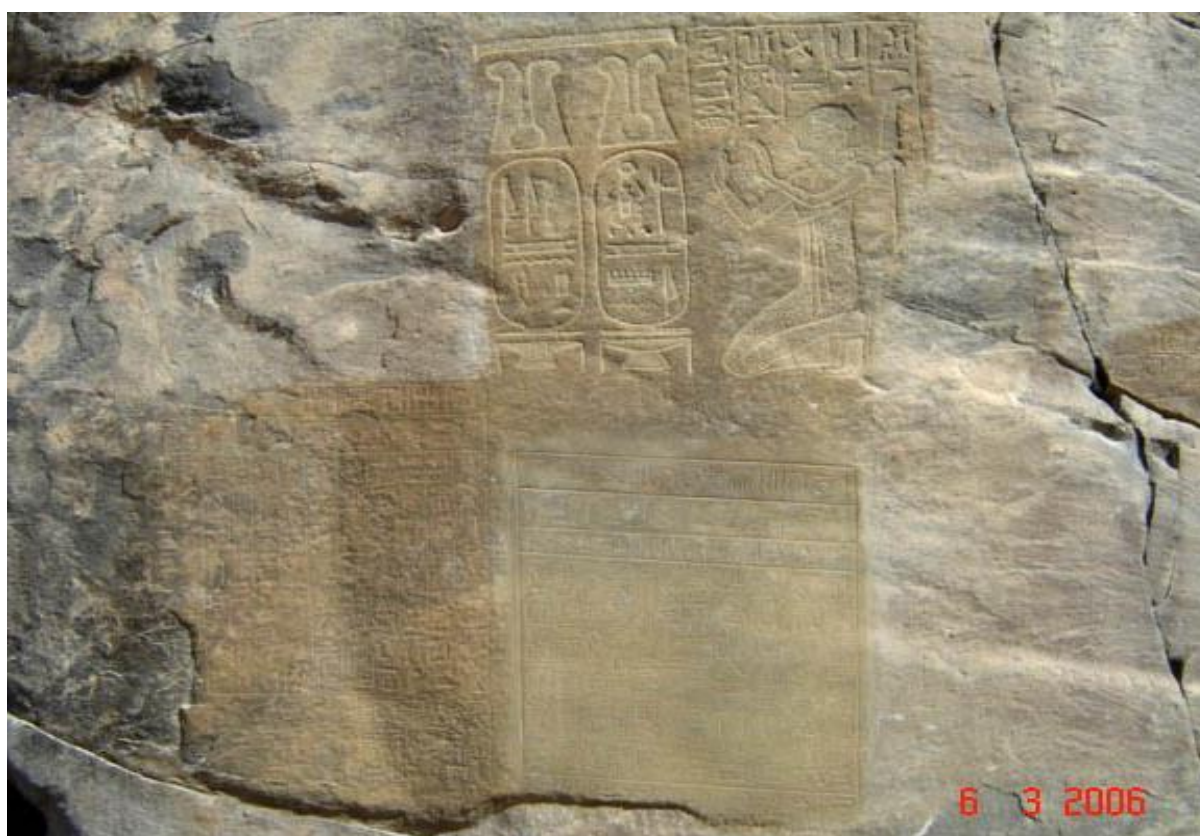


Fig. 18 Ancient Egyptian hieroglyphic writing at Wadi Hammamt, Central eastern Desert, Egypt

The Egyptians obtained gold from the Eastern Desert from an early period and from Nubia in the Middle Kingdom. Gold was valued by Egyptian pharaohs and was called *nub* in ancient Egypt and may be the source of the name Nubia (Meyer, 1992).

Bir Umm Fawakhir lies in the rugged Precambrian mountains of the central Eastern Desert and is almost exactly halfway between the Nile and the Red Sea. It is approximately 65 km from Quft (ancient Coptos). This route, which is the shortest from the Nile to the Red Sea, has been in use for at least 5,000 years and follows a series of wadis cutting through the mountains (Meyer, 1997). The most famous ancient site enroute is the Wadi Hammamat (Fig. 18), which was the source of a fine-grained dark graywacke that was highly prized in pharaonic times for statues, sarcophagi, and the like.

Bir Umm Fawakhir lies in a different geological zone. The Fawakhir granite is a stock intruded into the older Precambrian rocks. Most importantly, however, the quartz veins injected into the granite are auriferous, particularly towards the edge of the stock (Meyer, 1997). Many other minerals occur, including pyrite, chalcopyrite, and hematite, which stains the quartz. The granite was quarried to no great extent in the Roman period, but it also acts as an aquifer, carrying water in tiny cracks until it is stopped by the dense ultramafic rocks to the west. Wells have always been dug there.

The main settlement at Bir Umm Fawakhir lie in a long, narrow wadi, where the steep sides of which enclose the town like a wall, while the sandy bottom serves as the main street (Meyer, 1997). The basic pattern is a two- or three-room house, but several houses are often joined into larger agglomerated units. Scattered around the houses are a number of one-room outbuildings, which cannot be determined whether they were used for kitchens, workshops, animals, storage, latrines, or something else (Meyer, 1995). Several cemetery areas have also been identified on the ridges around the town.



Fig. 19 Crushing stone

The ancient miners used two techniques: open-cast trenches following the quartz veins from the surface and shafts sunk horizontally or diagonally into the mountains (Meyer, 1995, 1997). A number of the shafts had stone walls reinforcing the entrances or platforms at the edge, presumably to aid in raising and lowering men, baskets, tools, and ore. The largest mine at Bir Umm Fawakhir runs about 100 m horizontally into the mountain and is roughly two meters high. It has two short side galleries, an air shaft, and oblong holes pounded in the rock at the working faces (Meyer, 1997). The accounts of 19th century travelers do mention gold-washing tables at Bir Umm Fawakhir, but they have probably been destroyed by modern mining activity. It is unlikely that final refining was carried out on site. It seems more reasonable that the washed gold dust was then transported to the valley, where fuel was more abundant. Iron tools, or metal of any sort, have not yet been found at Bir Umm Fawakhir. However, metal and wood are so precious in the desert that they would have been the first things removed. Mortars, in the sense of deep basins for pounding, are also not common at Bir Umm Fawakhir. Those that have been recovered are limestone, which is unsuitable for crushing quartz. On the other hand, hundreds of crushing stones have been found on the site. They are made of rough blocks of basalt, granite, or porphyritic granite with smooth upper surfaces that measure about 20 cm x 20 cm square, with a depression pecked in the middle (Fig. 19).

8. Serabil el-Khadim Turquoise and copper mining



Fig. 20 Copper staining, Eastern Desert, Egypt

Copper extraction is in all probability the first metal to be mined in ancient Egypt during the Neolithic Period (6000-2900 BC, also called New Stone Age). Ancient Egyptian copper mines contain those at Wadi El-Maghara, Wadi Samra and Serabit el-Khadim in Sinai (Fig. 20), and at Wadi Araba, Wadi Sitra, Hamash, Wadi Dara and Buhen in the Eastern Desert. The amount of copper the Egyptians produced annually was about four tons during the

Bronze Age. This quantity is quite small compared to the 17 tons extracted yearly in the eastern Alps during the same period. Therefore, considerable quantities of copper had to be imported from Syria, Cyprus and other countries of the region. The most direct evidence for copper trade in ancient Egypt comes from Tel el Amarna or Akhenaton, the capital city of the pharaoh Akhenaton (Amenophis IV), who ruled in Egypt during the late 14th century BC (Moran, 1992). Egyptians discovered its mineral wealth very early on, perhaps at the beginning of the dynastic period. Archaeologists have found that the very earliest known settlers in the Sinai, about 8,000 years ago, were miners.

The ancient mining complex of Serabit el-Khadim lies on a small plateau north of Al-Tor city. To mine the turquoise and copper, the Egyptians would hollow out large galleries in the mountains, carving at the entrance to each a representation of the reigning pharaoh who was the symbol of the authority of the Egyptian state over the mines. A huge quantity of turquoise over that period was mined, carried down the Wadi Matalla to a garrisoned port located at el-Markha (south of Abu Zenima), and loaded aboard ships bound for Egypt. The turquoise was then used both for jewelry and to make color pigments for painting. Stone tool assemblages made up of flint scrapers, hand axes, and pounders comprise the largest corpus of mining tools found at the Serabit el-Khadim turquoise and copper mines (Elizabeth, 2010).

9. Zabargad island peridot

Peridot is one of the oldest known gemstones, with ancient written records documenting the mining of peridot as early as 1500 B.C. It is a gem especially connected with ancient Egypt, and some historians believe that the famous emeralds of Cleopatra were actually peridots. In natural terms, peridot's history is different from that of almost all other gems. Most gems are formed in the earth's crust. The two exceptions are peridot and [diamond](#), which are formed much deeper in the earth, in the earth's mantle. Peridot forms in magma in the upper mantle, it is brought to the surface by tectonic or volcanic activity (Keller, 1990).

The main source of peridot in the ancient world was St. John's Island (also known as Zabargad, Zebirget, Topazios, Fig. 21), in the Egyptian Red Sea. It covers an area of 4.50 km². The island was discussed in the natural history of Plinius the Elder (23-79 A.D.) as having been explored in the fourth century B.C. Peridot was probably known originally as topaz; only much later did the name come to be applied to the gemstone we know today as topaz. Peridot has been mined on Zabargad almost continuously for over 3,500 years. But it is an interesting fact that the exact location of the island was lost for several centuries and was only rediscovered in 1905. The tiny island, often shrouded in fog, is located about 50 km off the Egyptian costal port of Berenica.

St. John's Island is believed to be an upthrust part of upper mantle material. The island is considered geologically unique as it is uplifted mantle, a fragment of the sub-Red Sea lithosphere. Rocks on the island are mainly lower crustal metamorphic rocks. The island comprises three massives of peridotite, which are rich in the gemstone peridote (the gem variety of forsterite olivine) (Keller, 1990).

Recently, Harrell (2011) discover an old peridote mine on the island's southeast shore and consists of roughly 150 surface pits, which individually are up to 20 m across with adjacent spoil piles as high as 5 m. Associated with the mine are the ruins of stone dwellings and a well. Pottery fragments, which are especially common around the well, date mainly from the 3rd to 1st centuries BC of the Hellenistic period with the rest extending into the Roman period. The miners and their supplies would have come from the Graeco-Roman port city of Berenike, on the Egyptian mainland 80 km northwest of Zabargad Island. Mining activity on Zabargad probably closely mirrored the rise and fall of Berenike's fortunes, which peaked in the 1st century AD, and when this city was abandoned by the mid-6th century AD, so also was the peridot mine on Zabargad Island.



Fig. 21 Zabargad island, Egypt

10. Other mines and quarries

Other mining operations included, alum from the Dakhla and Kharga Oasis in the Western desert, while galena from Gebel el-Zeit and Gebel Rasas. Salts such as Natron were obviously mined from a deposit 20 m below sea level in the Wadi al-Natron (Fig. 22). The ancient Egyptians also mined different gemstones, such as amethyst at Wadi el-Hudi and Gebel el-Asr.



Fig. 22 Natron, Western Desert, Egypt

Emerald, a green transparent variety of beryl, was one of the most highly prized gemstones in antiquity. Egypt was the only known source of emerald and other green beryls for Europe and the Mediterranean region. Wadi Sikait's place in the history of emerald mining is particularly noteworthy.

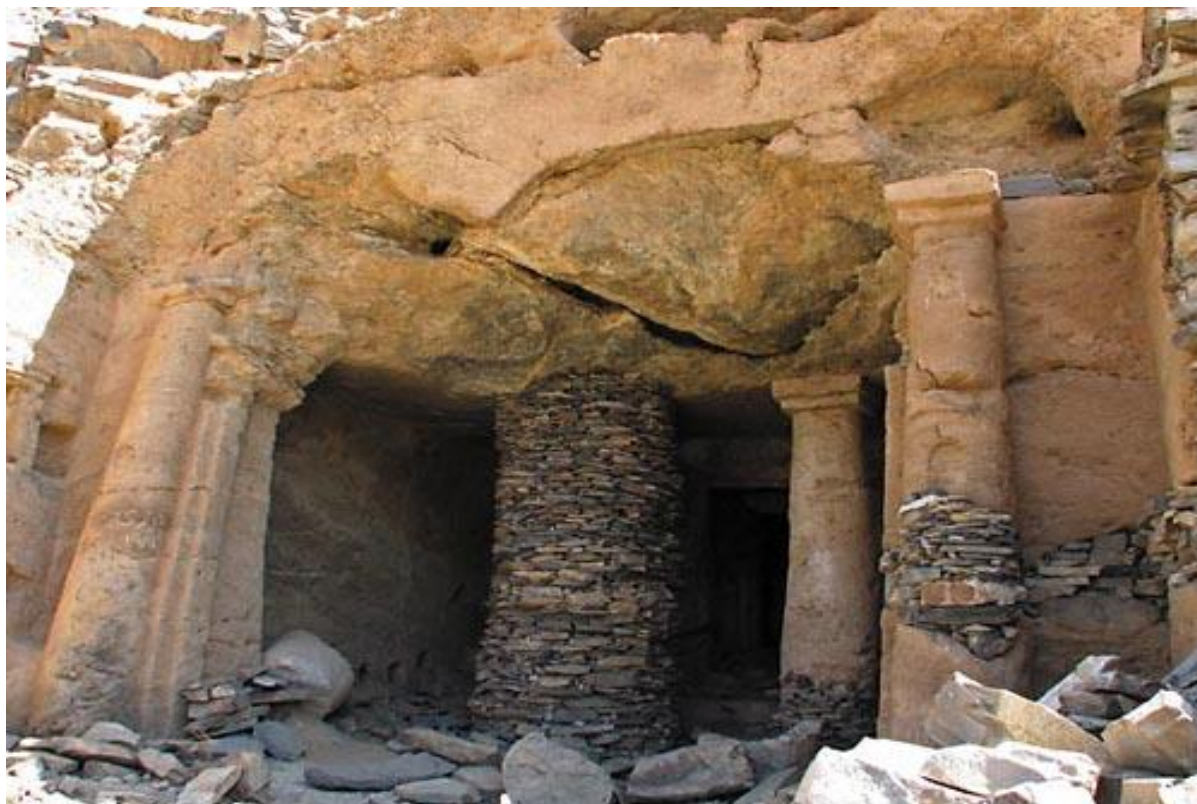


Fig. 23 Cleopatra's emerald Mine, Eastern desert, Egypt

There was ancient beryl mining not only in Wadi Sikait but also at several other sites within 15 km of this valley, including Gebel Zabara to the northwest, Wadis Nugrus and Abu Rushaid to the west, Wadi Gemal, to the southwest near Marsa Alam, which latter earned the name Cleopatra's Emerald Mine (Fig. 23) and Wadis Umm Kabu and Deba'a to the southeast. The earliest known emerald mine is located in the valley of Wadi Sikait in Egypt's southern Eastern Desert, where mining probably began toward the end of the Ptolemaic period in the 1st century BC. Most of the mining activity, however, dates to the early and late Roman periods (1st to 2nd centuries and 4th to 6th centuries AD, respectively) with much reduced activity during the middle Roman period (2nd to 3rd centuries AD). The Romans referred to emerald as *smaragdus* and named the Sikait region *Mons Smaragdus* or Emerald Mountain.

Acknowledgements: *This work was supported by grant contracts APVV-0663-10 and with support from SAIA national scholarship.*

References

- RIVERO-LEPINICKAS, L., CRIST, D., SCHOLL, R., 1998. *Growth of Plants and Preservation of Seeds. Arabidopsis protocols*. Methods in Molecular Biology, 82, 1, 1-12, ISSN 0368-1351
- ASTON, B., HARRELL, J.A., SHAW, I., 2000: *Stone*. In: Nicholson, P.T. and Shaw, I. (eds.) *Ancient Egyptian Materials and Technology*, Cambridge University Press, 5-77, 080611584X
- BASTA, F. F., 1997: *Petrology, geochemistry and Rb/Sr geochronology of Wad1 Meknas Volcants, South Eastern Sinai, Egypt*. Proceedings Third Conference on Geochemistry, Alexandria University 1, 171-183
- BLASY, M., EL-BARUDY, A. F., KHARBISH, S., 2001: *Geochemical characteristics of Wadi Tarr albitite, SE Sinai, Egypt*. *Egyptian Journal of Geology*, 4512, 767-780, ISSN 0022-1376
- BROWN, V.M., HARRELL, J.A., 1998. *Aswan granite and granodiorite*. *Göttinger Miszellen*, 164, 33-39
- BLOXAM, E., 2010. *Quarrying and Mining (Stone)*. In Willeke Wendrich (ed.), *UCLA Encyclopedia of Egyptology*, Los Angeles. <http://digital2.library.ucla.edu/viewItem.do?ark=21198/zz0026jkd5>

- CAMINOS, R., 1987. *Epigraphy in the field*. In: Problems and priorities in Egyptian archaeology, studies in Egyptology, ed. Jan Assmann, Günter Burkard, and Vivian Davies, 57 - 67. London: KPI, ISBN 0-7103-0190-1
- DELVAUX, L., 1998. *Hatshepsout et le Gebel es-Silsileh*. Les carrières d'une reine dangereuse. In Proceedings of the 7th International Congress of Egyptologists: Cambridge, Orientalia Lovaniensia Analecta 82, ed. Christopher Eyre, pp. 317 - 324. Leuven: Peeters
- ENGELBACH, R., 1923. *The Problem of the Obelisks, from a study of the unfinished obelisk at Aswan*, T. F. Unwin Ltd., London, 134 p., ISBN 978-82-7385-138-3
- ENGELBACH, R., 1938. *The Quarries of the Western Nubian Desert and the Ancient Road to Tushka*. Anals du Service des Antiquities de l'Égypte, 38, 369–390
- GOBRAL, M. G., LOTFI, M., 1967. *The geology of Gebel Gattar and Gebel Dokhan areas*. Geological Survey Egypt, Paper 40, 26 p.
- HARRELL, J. A., 2011. *Discovery of an Ancient Peridot Mine on Egypt's Zabargad Island (Red Sea)*. Paper presented at the annual meeting of the The 62nd Annual Meeting of the American Research Center in Egypt, Marriott Downtown, Chicago,
- HARRELL, J. A., 2012. *Building Stones*. In: Willeke Wendrich (ed.), UCLA Encyclopedia of Egyptology, Los Angeles. <http://digital2.library.ucla.edu/viewItem.do?ark=21198/zz002c10gb>
- HARRELL, J. A., BROWN, V. M., 1992. *The oldest surviving topographical map from ancient Egypt (Turin Papyri 1879, 1899 and 1969)*. Journal of the American Research Center in Egypt, 29, 81-105, ISSN 0065-9991
- JAQUET-GORDON, H., 1962. *Les noms des domaines funéraires sous l'Ancien Empire égyptien*. Bilihèque 34. Cairo: Institut français d'archéologie orientale. de Keersmaecker, Roger
- KELANY, A., 2003. *Excavation of the Unfinished Obelisk Quarry, unpublished report for the Supreme Council of Antiquities*, 70 p.
- KELANY, A., NEGEM, M., TOHAMI, A., HELDAL, T., 2009. *Granite quarry survey in the Aswan region, Egypt: shedding new light on ancient quarrying*. In Abu-Jaber, N., Bloxam, E.G., Degryse, P. and Haldal, T. (eds.) *Quarry Scapes: ancient stone quarry landscapes in the Eastern Mediterranean*. Geological Survey of Norway Special publication, 12, 87–98, ISSN 0801– 5961.
- KLEMM, D. D., KLEMM, R., 2001. *The building stones of ancient Egypt – a gift of its geology*. African Earth Science, 33, 631:642
- KLEMM, R., KLEMM, D. D., 1993. *Steine und Steinbrüche im Alten Ägypten*, Springer-Verlag, Berlin, 465 p.
- KLEMM, R., KLEMM, D. D., 2008: *Stones and Quarries in Ancient Egypt*. British Museum Press, London, 354 p., ISBN 10: 0714123269
- KELLER, P. C., 1990. *Mantle Thrust Sheet Gem Deposits: The Zabargad Island, Egypt, Peridot Deposits*. Gemstones and Their Origins, 119-127
- KOCHIN, A., 1962. *Report to the Egyptian Geological Survey and Mining Authority on Eastern Desert gold occurrences*.
- KUCHAREK, A., 2012. *Gebel el-Silsila*. In: Willeke Wendrich (ed.), UCLA Encyclopedia of Egyptology, Los Angeles. <http://digital2.library.ucla.edu/viewItem.do?ark=21198/zz002c2fj3>
- LEPLONGEON, A., PLEURDEAU, D., 2011: *The Upper Palaeolithic Lithic Industry of Nazlet Khater 4 (Egypt): Implications for the Stone Age/Palaeolithic of Northeastern Africa*. African Archaeological Review 28(3), 213-236
- LICHTHEIM, M., 1973. *Ancient Egyptian literature I: The Old and Middle Kingdoms*. Berkeley (CA: University of California Press, ISBN 9780520248434
- METROPOLITAN MUSEUM OF ART 2011. *Porphyry Basin* <http://www.metmuseum.org/Collections/search-the-collections/130016927>
- MEYER, C., 1992. *A Byzantine Gold-Mining Town in the Eastern Desert of Egypt: Bir Umm Fawakhir, 1992-1993*, Journal of Roman Archaeology, 8 (1995), 192-224, ISSN 10477594
- MEYER, C., 1995. *Gold, Granite, and Water: The Bir Umm Fawakhir Survey Project 1992*, Annual of the American Schools of Oriental Research, 52, 37-92, ISSN 0305-4403
- MEYER, C., 1997. *Bir Umm Fawakhir: Insights into Ancient Egyptian Mining*, JOM, 49 (3), 64-68
- MORAN, W. L. (ed. and trans.). 1992. *The Amarna Letters*. Baltimore: Johns Hopkins University Press, ISBN 13: 978-0801867156
- ZAPLETAL, M., MURIN, I., 2013. *Ekumzeum jako přirozený habitat člověka*. Acta historica Universitatis Silesianae Opaviensis. 2013, Zv. 2013, 6, s. 149-170.
- NATIONAL MINING ASSOCIATION, 2006. *The History of Gold*, www.nma.org/pdf/gold/gold_history.pdf
- RÖDER, J., 1965. *Zur Steinbruchgeschichte des Rosengranits von Assuan*. Archäologischer Anzeiger, 3, 467–552, ISSN 0003-8105
- RADFORD, W. A., 1991. *Cement and How to Use It (Virginia: Radford Architectural Co.)*, p. 6
- SAID, R., 1962. *The geology of Egypt*. Amsterdam and New York: Elsevier
- SAMPELL, B., 2003. *A Traveler's Guide to the Geology of Egypt*. Cairo: The American University in Cairo Press
- SNELL, M. L., SNELL, G. B., 2000. *The Early Roots of Cement*. Concrete International 22: abstract
- THIEM, A., 2000. *Speos von Gebel es-Silsileh*. Ägypten und Altes Testament 47. Wiesbaden: Harrassowitz

- TOMPKINS, P., 1971. *Secrets of the Great Pyramid* (New York: Harper, Row), 220-221, ISBN -10: 0060143274
- VASILIEV, A., 1948. *Imperial Porphyry Sarcophagi in Constantinople*. Dumbarton Oaks Papers, Vol. 4, 3:26
- VERMEERSCH, P. M., PAULISSEN, E., GIJSELINGS, G., OTTE, M., THOMA, A., VAN PEER, P., LAUWERS, R., 1984. *33,000-yr old chert mining site and related Homo in the Egyptian Nile Valley*. Nature 309(5967), 342-344
- WILDE, S., YOUSSEF, U., 2000. *Significance of SHRIMP U-Pb dating of the Imperial Porphyry and associated Dokhan Volcanics, Gebel Dokhan, north Eastern Desert, Egypt*. Journal of African Earth Sciences, Vol. 31, No 2, 403:413
- WEIGALL, A., 1910. *A guide to the antiquities of Upper Egypt: From Abydos to the Sudan frontier*. London: Methuen.

HODNOCENÍ FUNKCE EKOMUZEÍ V SEVERNÍM NORSKU

Performance evaluation of ecomuseums in northern Norway

Miloš Zapletal¹

¹Doc. Ing. Miloš Zapletal, Dr., Ústav historických věd, Ústav archeologie, Masarykova třída 343/37, 746 01 Opava, milos.zapletal@ekotoxa.cz

Abstrakt: Základem pro dlouhodobou udržitelnost komunit je kontinuita funkcí, které region vymezují. V případě této studie jde o prezentování jednoho z nejvýznamnějších modelů jak uchovat krajinu, environmentální a ekologická specifika v souvislosti s lidskou činností. Výzkumem vztahu mezi velkými muzei (Tromsø University Museum, North Troms museum) a etnickou menšinou Sami s místními ekomuzei realizovaným v srpnu 2014 byly ověřeny funkce lokální kultury etnika Sami jako indikátoru a adaptace, integrace a regrese komunity. Modely ochrany a zachování tradičních činností a znalostí etnika Sami v kulturní krajině spočívají v řízení a hodnocení lokálních iniciativ obyvatel kulturní krajiny. Obecnost těchto modelů umožňuje jejich využití v konzervačních a dokumentačních programech zohledňujících kulturní identitu obyvatel.

Klíčové slová: Ekomuzea, ekomuzeologické indikátory, kulturní dědictví, přírodní dědictví, místní komunity, Tromsø University Museum, North Troms museum

Abstract: The basis for sustainability of communities is continuity of function that is region determined. In this article is presentation one of main important model lead to sustainability of environment of country, environmental and ecological specifics related to human activity. Research on the relationship between great museums (Tromsø University Museum, North Troms museum) and ethnic minority Sami with local ecomuseums implemented in August 2014, verified the function of the local culture Sami ethnicity as an indicator of adaptation, integration and regression community. Models protection and preservation of traditional activities and knowledge ethnicity Sami in cultural landscape lie in the management and evaluation of local initiatives inhabitants of the cultural landscape. The generality of these models allows their use in the preservation and documentation programs reflecting the cultural identity of the inhabitants.

Key words: ecomuseum, ecomuseum indicators, cultural heritage, natural heritage, local communities, TromsøUniversityMuseum, NorthTroms museum

Úvod

V ekologickém a etnografickém terénu je dosud možné in vivo sledovat environmentální, ekologické, kulturní a sociální adaptace nových forem organizace lokálního společenství. Přijetí nových forem organizace života společenství může znamenat nový začátek pro lokalitu - lidi a prostředí, a zajistit tak kontinuitu vývoje kultury, krajiny a prostředí. Na několika místech můžeme sledovat evoluční oblouk etablování ekomuzeí (ICCR Working Group "Heritage and Society", 2005) v lokální kultuře, tedy kulturní adaptaci - akomodaci - ekomuzeum - vývoj.

Uvedená studie z oblasti severního Norska může ilustrovat příklad vývoje revitalizovaných oblastí (London Declaration, 2004). Adaptace nebo přizpůsobení je jedna z nejzákladnějších evolučních strategií, při níž se kultura přizpůsobuje změnám podmínek prostředí. To se může dít pozvolna nebo dynamicky na úrovni jednotlivce, lokality, etnika. Jde o proces vytváření nových způsobů a strategií přežití ve změněném prostředí, které se promítnou do kulturních konfigurací, inovací a kulturních normativů, dnes především ekologických, environmentálních, sociálních a kulturních (Kluckhohn et al., 1952).

Původní chápání adaptace jako změny organismu vůči prostředí se dnes přirozeně chápe nejen geograficky nebo ekologicky, ale ve stejné míře kulturně, sociálně nebo politicky (Lejano et al., 2013). Právě sociální a hlavně kulturní adaptace vedou k výzkumu kulturně identifikujících relací (Výklad pojmů teorie komunikace - heslo znak, 2004), které harmonizují zvládání nebo nezvládání změn prostředí a vytvářejí unikátní konfigurace kultur a subkultur, v nichž jedinec žije (JPI Cultural Heritage and Global Change, 2013). Environmentalisté, ekologové a etnografové dlouhodobě shromažďují terénní evidenci takových změn v jednotlivých kulturách. Environmentální poznatky vedou k evidenci změn (Eichengreen, 2011), ekologické poznatky umožňují hodnotit služby ekosystémů (Zapletal, 2012) a etnologické výklady - explanace vedou k pojmenování indikujících kulturních adaptačních procesů. Kultury, subkultury, lokality jsou pak vystaveny více či méně pasivní či aktivní adaptaci. Na úrovni lokální kultury jsou zřejmé především dopady vnějších vlivů a jiných vnějších struktur (Lenovský, 2005). Environmentální, kulturní, sociální a profesní prostředí hraje pro člověka jeden z nejdůležitějších faktorů, kde můžeme změny v kultuře sledovat (Drdácky, 2006). Biologické a kulturní adaptace tvoří trvalou výbavu mentálního světa člověka i při častých změnách prostředí, kde člověk žije. Společně sdílené prostředí - habitus stejně ovlivňuje jednotlivce, sociální skupiny či kultury. Lidé s podobnou pozicí v kulturním, sociálním, ekologickém prostředí mohou mít shodné či podobné preference vůči kulturním modelům jiného společenství.

Teoretické vymezení

Indikátory biologické a kulturní adaptace jsou základem pro interpretace - zobecnění, které mají empirické ukotvení v konkrétním zkoumaném prostředí - explanační model. Ten představuje pro terénního výzkumníka reprezentace vztahů člověka, kultury a prostředí. Z pohledu vědy je pro výzkum prostředí a lokální kultury stále významný termín Sierra Bourdieu (Bourdieu, 1992), který byl několikrát znovu definován. V jeho definici lze habitus charakterizovat jako sumu individuálních a individualizovaných dispozic, které umožňují člověku vnímat, myslet a jednat určitým způsobem v konkrétním prostředí. Při výzkumu adaptací v environmentálním a etnografickém terénu se pak setkáváme s adaptacemi na přírodní habitus (natural habitat), tak i na vytvořený habitus (man-made habitat) (Altman, 1973).

Habitus kulturu přirozeně vytváří, omezuje a inspiruje. Odráží to vědomé, ale také nevědomé, imanentní způsoby jednání člověka (Hamar, 2013) v lokálním společenství. Takové environmentální a kulturní konfigurace, nabyté dispozice se reprodukuje v střídajících

cyklech stabilizace a změn. Za projevy adaptace pak považujeme jednotlivé reprezentující znaky, vytvářené konfigurace či modely společenství. Například lokality ve specifickém prostředí norských fjordů (Wickler, 2010) vytvořily model, který byl adaptován ve více lokalitách se sklářskou výrobou, a to v konkrétních historických obdobích. Lidé s podobnou pozicí v sociálně ekologickém modelu mají shodný či podobný habitus. Mezi mentálními strukturami (Christian, 2012), prostředím a ekomuzei, které jsou vlastně symbolickým habitem jejich sociálních struktur, panuje podle Bourdieuho genetický neanalogický vztah.

Podle Altmana model specifického prostředí kultury reprezentuje především základní stavy chování člověka v koherentním sociálně-ekologickém systému. Tomuto vymezení v středoevropské tradici vědy více odpovídá funkčně-strukturální model prostředí, kultury a společenství. Takovým sociálně-ekologickým modelem lokalit bylo věnováno hodně pozornosti v problematice jejich udržitelnosti (UNESCO, 1989), méně však při výzkumu kultury, která tyto změny indikuje. Ekomuzeologie tyto indikátory dlouhodobě zkoumá na úrovni jednotlivce - nositele kulturních prvků (Peterková, 2003). V tomto případě jsou předmětem výzkumu identifikující poznatky, postoje, chování, motivace, dovednosti, schopnosti, socio-profesní ukotvení v lokální kultuře (Krišková, 2008). Druhou úrovní je celostní výzkum lokální kultury. Ta je reprezentována především výzkumem generační transmise, kterou pracovníci Tromsø University Museum v lokalitách Troms a Finnmark zaznamenali u původních rodin s tradiční strukturou více generační rodiny. Stejně indikující jsou kvantitativní ukazatele růstu natality, aktivit samosprávy (Darulová et al., 2012), komunitní organizace a jejich struktura, sociální vztahy jednotlivých skupin a prostředí, inkluze nebo izolace, ekokulturní vymezení, socioekonomický status, atd.

Výsledky a diskuse

Ekologicko-sociální systém sumarizuje poznatky a modeluje základní stavy chování (Hendl, 2005) člověka. Kulturní jevy a jejich reprezentující funkce se vůči prostředí jeví jako vzájemně soudržné systémy, tedy všechny vztahy prostředí, společnosti, kultury a chování jednotlivců v měnícím se čase (Murin, 2013). V dokumentačních postupech Tromsø University Museum a North Troms museum byly identifikovány některé metodické posloupnosti evidované Helmerem (1967). Byly to např. vztahy funkcí jako selektivní paměti společenství (Murin, 2004) v jednotlivých komunitách zahrnutých v norských modelech ekomuzei nebo způsoby přijímání nových podnětů (Murin, 2014). Autor identifikoval v dokumentační činnosti změny kulturní krajiny, kulturního a přírodního dědictví realizovaným Tromsø University Museum a North Troms museum podobné komponenty sociálně ekologického modelu, který navrhli a aplikovali v středoevropské krajině Zapletal a Murin, (2013):

1. komponenty individuality (poznatky, postoje, chování, motivace, dovednosti, projevy kultury, schopnosti, socioprofesní zaměření a jeho uchovávání)
2. komponenty sociálního prostředí (např. výzkum rodin s tradiční strukturou sklářské rozšířené vícegenerační rodiny, výběr nových partnerství a zakládání nových rodin v zkoumané kolonii, historické a současné komunitní organizace, jejich struktura, sociální vztahy, sociální a kulturní specifikace, izolace, normativy komunity, kulturní vymezení, socioekonomický status)
3. komponenty přírodního prostředí a lokalizace např. sklářské hutě (lokalizace skláren, surovinová dostupnost, energie, trasování)
4. vývoj veřejných politik sklářského společenství (především změny kulturních, sociálních a vzdělávacích politik).

Příprava a realizace společných projektů řízených na jedné straně akademickou obcí, centrálními muzei a na druhé straně původními obyvateli jsou základem managementu ekomuzeí v oblastech Nord Troms Museum Territory a Museum Nord Territory (Lofoten).

Tromsø University Museum je největší muzejní institucí uvnitř polárního kruhu, která nabízí komplexní zobrazení kultury Sámů v minulosti i současnosti a člověkem způsobené změny v přírodě. Autora zajímal především výzkum, který realizují pracovníci Tromsø University Museum v oblasti zachování přírodního prostředí a hmotné kultury v arktické části Norska. Tromsø University Museum zkoumá komplexní vztahy, které existují v populaci Sámů (pobřežní rybáři - farmáři versus vnitro zemští pastevci sobů, regionální jazykové skupiny, atd.) a komplexní vztahy mezi Sámí a menšinovými skupinami, jako jsou finsky mluvící přistěhovalci a jejich potomci Kven, kteří přišli do severního Norska (Nordland, Troms a Finnmark) během osmnáctého a devatenáctého století. Drtivá většina těchto přistěhovalců se usadila a bydlí na severu Norska.

North Troms museum (obr.1) má odpovědnost za šest obcí: Storfjord, Lyngen, Kåfjord, Skjervøy, Nordreisa a Kvænangen v Severním Norsku. Oblast je obydlena domorodými Sámí, etnickou menšinou Kven a většinovým obyvatelstvem (Norové). Hlavním cílem North Troms museum je zachovávání a výzkum hmotné a nehmotné kultury, která se vztahuje k těmto skupinám. Nord-Troms museum prosazuje ekomuzejní přístup k dokumentaci přírody a kultury. Od roku 1979 je muzeum obnoveno s více než 90 budovami, z nichž 30 je nyní otevřeno pro veřejnost. Mezi tyto budovy patří statky a farmy v každé z obcí a tyto budovy ukazují různé aspekty kultury severního Troms, život rybářů a zemědělců, způsob života bohatých a chudých Sámů a příslušníků menšiny Kven. V Norsku existují dvě muzea, která významně dokumentují menšinu Kven, a to Vadsømuzeum/ Ruija kven museum ve Finnmark a Nord-Troms muzeum v Troms. Obě muzea byla založena v průběhu 70. let 20. století. Stejně jako v případě národních muzeí, která byla založena v průběhu devatenáctého století, rozvoj muzeí zaměřených na menšiny nemůže být vnímán jako izolovaný jev, ale spíše jako jejich vztah k jiným historickým a soudobým procesům vývoje norské společnosti, mezinárodním trendům, regionálnímu růstu a rostoucímu zájmu o místní historii.



Obr. 1/ Fig. 1 North Troms museum.

Sjøsamisk Tun museum se nachází v obci Smørfjord (region Finnmark). Muzeum se skládá z několika tradičních obydlí a prvků, které společně ukazují každodenní život pobřežních Samů kolem roku 1900 a jejich úzký vztah k přírodě. Budovy byly tradičně konstruovány s použitím kmenů a rašeliny.

Alta Museum se nachází v zálivu u města Alta. Zachycuje kulturní dějiny oblasti Finnmark od doby kamenné až po druhou světovou válku. Součástí muzea je území, kde byly v roce 1973 objeveny první skalní kresby. V současnosti je evidováno přibližně 3000 těchto kreseb, které jsou chráněny v rámci světového kulturního dědictví UNESCO. Je to oblast, která byla pro lid kultury Komsa posvátným místem, kde prováděli rituální obřady. Skalní kresby vznikly před 6200 až 2000 lety. Zachycují tvrdé životní podmínky obyvatel, jejich víru v boha, lovecké výjevy, symboly plodnosti, medvědy, losy, soby a lodě. Skalní kresby (obr. 2) byly zvýrazněny červenou barvou a jsou propojeny 2,9 km dlouhou cestou, která začíná u hlavní budovy muzea. Původně byly skalní kresby vytvořeny blízko vodní čáry, která symbolizovala hranici mezi podsvětím a božským světem. V současnosti se všechny kresby nachází nad hladinou moře v důsledku zvedání pevniny způsobené táním ledovce z poslední doby ledové. Z tohoto důvodu se nejstarší skalní kresby nachází nahoře. V muzeu se nachází expozice o prehistorii a kultuře oblasti Finnmark, expozice zachycující kulturu Samů, vojenskou historii v oblasti Finnmark a problematiku polární záře (Northern Lights).



Obr. 2 Skalní kresby v Alta museum.

Fig. 2 The rock carvings in the Alta museum.

Museum Nord Territory v oblasti Lofot zahrnuje Lofoten War Memorial Museum Svolvær, Lofoten Museum, Storvågan Kabelvåg Skrei Experience Center Lofoten, Gallery Espolin, Lofoten Aquarium, Storvågan Kabelvåg Lofotr Vikingmuseum Borg, Skaftnes Gård/Vestvågøy Museum, Skaftnes Fygle Museum/Vestvågøy Museum, Fygle Norwegian

Telecom Museum Sørvangen a Norwegian Fishing Village Museum. Museum Nord Territory bylo založeno v 2002 jako jednotka, která řídí muzea v celém severním Nordland. Cílem bylo vytvořit přiměřený počet stálých odborných administrativních jednotek a reformovat muzea v kraji Nordland. Od roku 2002 existují tři regionální muzejní jednotky v severním Norsku: Helgoland museum (jižní hrabství), Nordland Museum (Salten) a Museum Nord (severní Nordland).

Museum Nord Territory je nadace, která dokumentuje muzejní místa a objekty, provádí výzkum kulturní a přírodní historie Lofot. Chrání archeologické a architektonické památky a fyzické prostředí historického významu, objekty, písemné prameny, obrázky a ústní tradice. Je centrem odborných znalostí pro všechny činnosti související s muzejními institucemi v regionu a zaměřuje se na podporu koordinační práce na místní a regionální úrovni. Museum Nord se zaměřuje na oblast rybolovu, farmářskou společnost, rybářský průmysl, mořské zdroje, těžební průmysl, historii Vikingů, dopravu, navigaci a obchod. Archeologie, starověká a moderní historie, etnické vztahy, přírodní zdroje a nepodstatné kulturní dědictví tvoří komplexní základ práce v Museum Nord Territory. Muzeum chrání a archivuje dokumentaci budov, sbírek, památkových zón kulturního hmotného a nehmotného dědictví.

Norwegian Fishing Village Museum bylo založeno v roce 1989 a je nedílnou součástí severní norské rybářské vesnice. Muzejní výstavy a aktivity jsou umístěny ve starém (100 až 200 let) architektonickém prostředí v okolí přístavu. Řada zajímavých muzeí poskytuje vhled do místní historie života v rybářské vesnici, rybářství, prodeje ryb, motorizace rybářských lodí v průběhu posledních 100 let. *Norwegian Fishing Village Museum* je v podstatě zachovalá norská rybářská vesnice. Hlavním tématem muzea je život v rybářské vesnici mezi roky 1840-1960 a rozvoj rybářství v průběhu posledních 250 let.

Museum Nord - The Lofoten Museum zachycuje autentické prostředí z roku 1800 v krásném malebném prostředí. Storvågan byla jedna z největších rybářských vesnic na Lofotech v 19. století a muzeum bylo postaveno kolem starého bydliště původního majitele. Na místě středověkého města Vågar (nyní nazývané *Storvågan/SKREI Experience Center*) je hlavní budova muzea, autentické rybářské budovy, loděnice s loděmi a naučná stezka. Výzkumné centrum podporuje dialog o trvale udržitelném rozvoji a strategii pro vytvoření podmínek pro dobrý život místní populace.

Závěr

Výzkum dokumentační činnosti muzejních institucí v severním Norsku poskytl informace o alternativních modelech ochrany a zachování tradičních činností a znalostí původních obyvatel této oblasti. Základy těchto modelů spočívají v řízení a hodnocení lokálních iniciativ původních obyvatel v severním Norsku velkým univerzitním muzeem (Tromsø University Museum) a centrálním muzeem (North Troms museum). Velké univerzitní muzeum, centrální muzeum, lokální ekomuzea a komunitní muzea společně uskutečňují konzervační a dokumentační programy zohledňující kulturní identitu a politiku původních obyvatel.

Tromsø University Museum a North Troms museum využívají explanační modely ke zkoumání a kritickému posuzování role hmotné kultury a přírodního prostředí v zachování Sami, Kven a dalších etnických menšin a jejich místních ekomuzeí v severním Norsku. Iniciativy, vycházející z Tromsø University Museum, North Troms museum a ekomuzeí, podporují holistický přístup ke kulturnímu a přírodnímu dědictví a podporují ústřední roli "místa" pro zachování multi-etnické identity.

Poděkování

Studie vznikla v rámci plnění vědecko-výzkumných aktivit projektu OP VK 2.3 „Historizace střední Evropy“ (CZ.1.07/2.3.00/20.0031), jehož nositelem je Slezská univerzita v Opavě.

Literatura

- ALTMAN, I. 1973. Some perspectives on the study of man-environment phenomena. *Representative Research in Social Psychology*. EDRA 4: Fourth International EDRA Conference, 1973, Zv. IV, 1, s. 98-113.
- BOURDIEU, P. 1992. *The Logic of Practice*. Stanford : Stanford University Press, 1992. ISBN: 0804720118.
- DARULOVÁ, J., KOŠTIALOVÁ, K. 2012. *Využívanie kultúrneho dedičstva Slovenska v prospech cestovného ruchu*. [ed.] Marián Gúčík. Banská Bystrica : Ekonomická fakulta Univerzity Mateja Bela, 2012, s. 48-56.
- DRDÁCKY, M. 2006. *European Research on Cultural Heritage*. Praha: Advanced Research Centre for Cultural Heritage Interdisciplinary Projects-ITAM, 2006. ISBN 80-86246-21-3.
- EICHENGREEN, B. 2011. Global Shifts. *University of California, Berkeley*. [Online] April 2011. [Dátum: 2. June 2014.] http://eml.berkeley.edu/~eichengr/Global_shifts_5-17-11.pdf.
- HAMAR, J. 2013. The convention for the safeguarding of the intangible culture heritage. *Slovak ethnology*. 2013, Zv. 61, 5, s. 497-506.
- HELMER, O. 1967. Analysis of Future: The Delphi Methods. *The RAND Corporation*. [Online] March 1967. [Dátum: 6. June 2014.] <http://www.rand.org/content/dam/rand/pubs/papers/2008/P3558.pdf>.
- HENDL, J. 2005. *Kvalitatívny výskum. Základné metódy a aplikácie*. Praha : Portál, 2005. ISBN 80-7367-040-2.
- CHRISTIAN, P. J. 2012. *Memory, Monuments and Conflict*. [Online] 3. marec 2012. [Dátum: 26. september 2013.] http://www.academia.edu/1400651/Memory_Monuments_and_Conflict.
- ICCROM Working Group "Heritage and Society". 2005. *Definition of Cultural Heritage*. References to documents in history. UNESCO. [Online] 15. January 2005. [Dátum: 1. December 2014.] http://cif.icomos.org/pdf_docs/Documents%20on%20line/Heritage%20definitions.pdf.
- JPI Cultural Heritage and Global Change. 2013. Strategic Research Agenda. *JPI on Cultural Heritage*. [Online] 2013. [Dátum: 6. June 2014.] <http://www.jpi-culturalheritage.eu/wp-content/uploads/SRA-last-version.pdf>.
- KLUCKHOHN, C., KROEBER, A. L., UNTEREINER, W. 1952. *Culture: A Critical Review of Concepts and Definition*. s.l.: Vintage Books, 1952.
- KRIŠKOVÁ, Z. 2008. *Materiálna a duchovná kultúra v lokálnom spoločenstve*. Veľká Lomnica : s.n., 2008, s. 300-318.
- LEJANO, R., STOKOLS, D. 2013. *Social ecology, sustainability, and economics*. Ecological economics. 2013, Zv. 89, 1-6.
- LENOVSKÝ, L. 2005. *Identity: (Today) a commodity among others (?)*. 2005, Zv. 60, s. 536-541.
- London Declaration. 2004 *Sustaining Europe's Cultural Heritage: from research to policy*. London: s.n., 2004. <https://www.ucl.ac.uk/sustainableheritage/conference-proceedings>.
- MURIN, I. 2013. Intangible cultural heritage embraces in Strategic Research Area (SRA). *Slovak ethnology*. 2013, Zv. 61, 5, s. 513-522.
- MURIN, I. 2004. *Kolektívna pamäť - antropologický fenomén*. Acta Museologica. 2004, VI, s. 89-92.
- MURIN, I. 2014. *The phenomenon of uncreasing hunger for communicating and information*. Stromata antropologica. 2014, Zv. 9, s. 327-341.
- PETERKOVÁ, J. 2003. *The Role of Cultural Heritage in the Process of Mutual Communication and Creation of Consciousness of Common Cultural Identity*. Kakanien Revisited. [Online] 20. August 2003. [Dátum: 3. June 2013.] <http://www.kakanien.ac.at/beitr/fallstudie/JPeterkova1.pdf>.
- UNESCO. 1989. *Draft Medium Term Plan*. 25, 1989, Zv. C, 4.
- Výklad pojmov teórie komunikácie – heslo znak*. MURIN, I. 2004. III, Banská Štiavnica : Katedra ekomuzeológie, 2004, Acta museologica, Zv. 2004, s. 111-112. ISBN 80-8055-982-1.
- WICKLER, S. 2010. *Visualising Sami Waterscapes in Northern Norway from an Archeological Perspective*. [aut. knihy] Christer Westerdahl. A Circumpolar Reappraisal: The Legacy of Gutorm Gjessing. Oxford: BAR International Series 2154, 2010, s. 358.
- ZAPLETAL, M., MURIN, I. 2013. Ekomuzeum jako přirozený habitat člověka. *Acta historica Universitatis Silesianae Opaviensis*. 2013, Zv. 2013, 6, s. 149-170.
- ZAPLETAL, M. 2012. *Ecomuseum as a tool for preservation of traditional ecological knowledge and practices for sustainable development of landscape*. In: Ecomuseum 2012. Proceedings of the 1st International Conference on Ecomuseums, Community Museums and Living Communities (Lira, S., Davis, P. et al. (Eds.)). Green Lines Institute for Sustainable Development. Barcelos, 2012, Portugal. s. 403-413. ISBN 978-989-98013-1-8.

Výskumné správy

ÚČINNOSŤ Fe^0 -BARIÉRY PRI REMEDIÁCII DRENÁŽNYCH VÔD Z HALDOVÉHO POĽA ĽUBIETOVÁ - PODLIPA

Effectiveness of Fe^0 -barrier at Cu-deposit Ľubietová – Podlipa

Dávid Demeter¹, Peter Andráš Jr.^{2,3}, Jozef Krnáč¹, Jana Dadová²

¹ Bc. Dávid Demeter, RNDr. Jozef Krnáč, PhD., Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica; Dawid.demeter@gmail.com; krnac.jozo@gmail.com

² Ing. Peter Andráš; RNDr. Jana Dadová, PhD., Vysoká škola báňská – Technická univerzita v Ostrava, 17. listopadu, 15, 708 33 Ostrava-Poruba; jana.ruskova72@gmail.com

³ Ing. Peter Andráš; Štátna ochrana prírody SR, Tajovského ul. 28B, 974 01 Banská Bystrica; paand4@gmail.com

Abstrakt: Krajina v okolí Ľubietovej je kontaminovaná ťažkými kovmi v dôsledku banskej činnosti. Najrizikovejší faktor kontaminácie predstavuje znečistenie vody. Na jej remediáciu bola pod haldovým poľom Podlipa inštalovaná Fe^0 -bariéra. Táto sa ukázala byť po rok trvajúcej aktivite málo účinnou pri odstraňovaní Cu, Sb, Pb a P. Efektívne odstraňuje Fe uvoľnené v procese cementácie, S a As. Vplyv pH a Eh na účinnosť bariéry sa nepreukázala.

Kľúčové slová: ťažké kovy, kontaminácia vody, Fe^0 -bariéra, remediácia

Abstract: The country in the surrounding of Ľubietová is due to the long term mining activities contaminated by heavy metals. The most dangerous risk is caused by the water contamination. To remediate the water was near the dump-field Podlipa installed the Fe^0 -barrier. The barrier seems to be after one year not very effective for Cu, Sb, Pb and P removing from the water. On the other hand it is able successfully remove from water Fe released in the cementation process, as well as S and As. The pH and Eh influence on barrier effectivity was not proved.

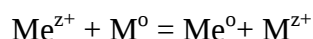
Key words: heavymetals, contaminatedwater, Fe^0 -barrier, remediation

Úvod

V okolí Ľubietovej sa zachovalo mnoho pozostatkov po banskej činnosti, ktoré poznačili nielen reliéf krajiny, ale spôsobili aj výraznú kontamináciu krajinných zložiek ťažkými kovmi, predovšetkým Cu, Fe, Pb, As, Sb a Cd (Andráš et al., 2009). Z environmentálneho hľadiska predstavuje najväčšie riziko kontaminácia podzemnej vody (vrátane banskej) a povrchovej vody (vrátane drenážnych vôd perkolujúcich sedimenty banských hald).

Remediácia kontaminovanej krajiny vstupuje v súčasnosti do popredia záujmu spoločnosti. Na odstránenie ťažkých kovov z drenážnej vody v oblasti haldového poľa Podlipa (obr. 1) sa zvolila Fe^0 -bariéra. Po otestovaní tejto bariéry v laboratórnych podmienkach (Lichý et al., 2010) sa pristúpilo roku 2012 k inštalovaniu dvoch Fe^0 -bariér pod hlavným haldovým poľom firmou Envigeo, Banská Bystrica. Vzhľadom na nedostatok vody v občasnom toku, z ktorého mala odstraňovať ťažké kovy jedna z inštalovaných Fe^0 -bariér, bolo možné testovať len účinnosť jednej z bariér, a to tej, ktorá je situovaná bližšie k haldovému poľu (obr. 2).

Princíp Fe^0 -bariéry je založený na využití cementačného procesu. Cementácia je elektrochemický proces („vnútorná elektrolýza“) vytesnenia kovov z roztoku založený na elektrochemickej reakcii medzi kovom - cementátorom a iónmi precipitujúceho kovu (Annamalai et al., 1978; Karavasteva, 1996), resp. na reakcii vytesňovania ušľachtilejšieho kovu z roztoku kovom menej ušľachtilým. Vo všeobecnom tvare ho možno znázorniť reakciou:

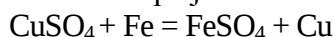


kde Me^0 je ušľachtilejší kov, M^0 je menej ušľachtilý kov, Me^{z+} je ión ušľachtilejšieho kovu, M^{z+} je ión menej ušľachtilého kovu (Fisher, 1986).

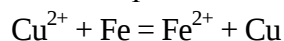


Obr. 1 Haldové pole Podlipa s vyznačenou lokalizáciou študovanej Fe^0 -bariéry
Fig. 1 Heaped field Podlipa showing the localization studied Fe^0 -barrier.

Keď akýkoľvek kov ponoríme do roztoku soli ušľachtilejšieho kovu, kov so zápornejším elektródovým potenciálom vytesní z roztoku kov s kladnejším elektródovým potenciálom a sám prejde do roztoku (Stefanowiczet al., 1997). Napríklad, ak do roztoku síranu meďnatého ponoríme železo, bude sa na ňom vylučovať meď a železo prejde do roztoku podľa reakcie:



Rozdiely v hodnotách energie atómov na povrchu kovu sú spojené aj s prítomnosťou vedľajších atómov v tuhom roztoku, defektmi štruktúry a podobne. Vznikajú tak akési galvanické mikročlánky a začína dochádzať k výmene iónov medzi kovom a roztokom a na povrchu cementátora sa vytvára povlak vylučovaného kovu. Katódové plošky sa na povrchu tvoria prevažne tam, kde je vyšší elektródový potenciál. Vrstva vylúčeného kovu predstavuje katódu a časť nepokrytého cementátora anódu. Chemický proces tak vlastne pozostáva z prechodu elektrónov od jedného prvku k druhému:



pričom menej ušľachtilý kov, v tomto prípade železo je cementátorom. Fe odovzdáva elektróny a oxiduje sa na Fe^{2+} , zatiaľ čo ióny Cu^{2+} prijímajú tieto elektróny a redukujú sa na Cu. So zvyšovaním teploty rýchlosť aj hĺbka procesu cementácie narastá. Pre udržanie rýchlosti procesu je nevyhnutné intenzívne miešanie. Rýchlosť cementácie je v podstate závislá od rozdielu potenciálov elektród. Čím je tento rozdiel potenciálov väčší, tým je väčšia rýchlosť cementácie. Cementátor musí vytvárať s aniónom cementovaného kovu rozpustnú zlúčeninu. V priebehu cementácie dochádza v roztoku k znižovaniu koncentrácie iónov vylučovaného kovu a zmenšovaniu povrchu cementátora. Keď sa celý povrch cementátora pokryje vrstvou vylúčeného kovu, anódový prúd sa zníži prakticky na nulu a potenciál elektródy sa priblíži k hodnote rovnovážneho potenciálu vylúčeného kovu a proces cementácie pokračuje iba difúziou cez póry cementovanej vrstvy kovu (Sulka a Jaskula, 2004). Vonkajším okruhom článku je elektrolyt a jeho chemický odpor závisí od koncentrácie iónov v roztoku.

Cementácia sa využíva pri čistení roztoku obsahujúceho základný kov (napr. CuSO_4) od primiešanín (Zn, Cd), alebo na vyzrážanie základného kovu z roztoku, napríklad získavanie Cu^{2+} cementáciou na Fe^{2+} , zlata na Zn^{3+} , a pod. (Brown a Thirsk, 1965; Sulka a Jaskula, 2004; Karavasteva, 2005). V ostatnom čase sa výskumu mechanizmu zrážania Cu^{2+} iónov na železe, zinku a hliníku venovalo mnoho pozornosti (Brown a Thirsk, 1965; Annamalai a Murr, 1978; 1979, Annamalai et al., 1978, Fisher, 1986; Karavasteva, 1996, 2005). V procese cementácie možno rozlíšiť dve základné štádiá: a) prívod iónov na katódový povrch a odvod iónov z anodického povrchu difúznou, b) elektrochemická reakcia, t.j. výboj iónov na katodických ploškách a ionizácia na anodických ploškách.

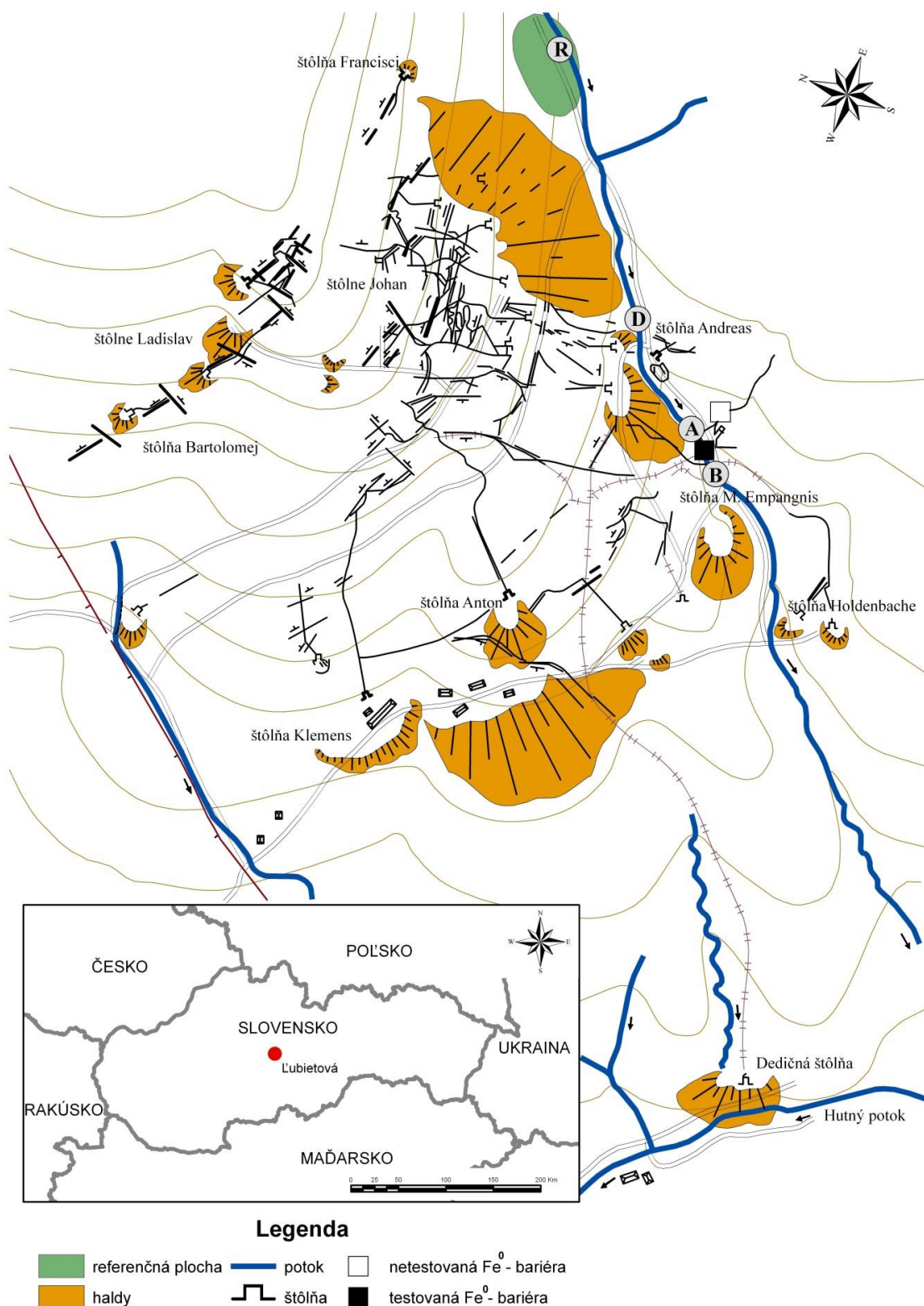
Metodika

Fe^0 -bariéra o rozmeroch 1x1x1 m pozostáva zo železných peliet (cca 30 kg) premiešaných s úlomkami dolomitu (cca 30 kg), ktorého úloha spočíva v precipitácii Fe uvoľneného pri cementačnom procese. Je inštalovaná v lesnom potoku, ktorý dreňuje spodnú časť haldy a do ktorého vteká aj všetka drenážna a meteorická voda perkolujúca sedimentmi haldového materiálu.

Vzorky povrchovej vody boli odobraté na 4 lokalitách, a to dvakrát v suchom období (9. a 25. septembra 2013: vzorky 1 a 2) a dvakrát v daždivom období (19. októbra a 26. novembra 2013: vzorky 3 a 4). Prvé odberové miesto bolo zvolené pod úpäťm veľkého haldového poľa pod štôlnami Johan a Bartolomej, aby sa zistila kontaminácia vody perkolujúcej technogénne sedimenty haldového poľa. Tieto vzorky sú označené indexom D (obr. 2).

Druhé odberové miesto bolo tesne nad Fe^0 -bariérou (vzorky sú označené indexom A), tretie pod Fe^0 -bariérou (vzorky sú označené indexom B) a štvrté odberové miesto bolo v oblasti referenčnej plochy nad haldovým poľom, kde voda nie je kontaminovaná ťažkými kovmi z Cu-zrudnenia (vzorky označené indexom R; obr. 2).

Všetky vzorky vody boli odobraté do 1000 ml PET fliaš a stabilizované prídavkom 10 ml HCl. Následne boli analyzované v Ekologických laboratóriách v Spišskej Novej Vsi atómovou absorpčnou spektrometriou s indukčne viazanou plazmou (AES-ICP) a atómovou absorpčnou spektrometriou s generovaním hydridov (HG-AAS).



Obr. 2 Lokalizácia Fe⁰-bariéry a odberových miest vzoriek vody (D, A, B a R) v oblasti haldového poľa Podlipa.
Fig. 2 Location Fe⁰-barrier sampling sites and water samples (D, A, B and R) in the dump field Podlipa.

Výsledky a diskusia

Hodnoty pH, Eh a teploty vody sú uvedené v tab. 1. pH vody pod haldou (vzorky 1D – 4D) je blízke neutrálnej hodnote (kolíše od 6,25 po 6,89). pH vody vo vzorkách odobratých tesne nad Fe^0 -bariérou (vzorky 1A - 4A) je o čosi acidnejšie (pH = 5,84 – 6,38), pričom možno pozorovať tendenciu znižovania pH v daždivom období (tab. 1). Voda pod Fe^0 -bariérou (vzorky 1B - 4B) vykazuje o niečo vyššie pH (s výnimkou jedného merania vo vzorke 1B) ako voda nad Fe^0 -bariérou. pH vody v oblasti referenčnej plochy (vzorky 1R – 4R) kolíše v rozmedzí hodnôt 6,16 – 6,91 (tab. 1).

Tab. 1 Hodnoty pH, Eh a AES-ICP a HG-AAS analýzy vody z lokality Podlipana odberových miestach D, A, B a R.

Tab. 1 The pH, Eh, and ICP-AES and HG-AAS analysis of the water from the sampling site location Podlipana D, A, B and R.

Vzorka	pH	Eh		Cu	Fe	Zn	As	Sb	P	S
				mg,L ⁻¹						
Suché obdobie										
3, september										
1D	6,87	-37		2,360	0,064	0,015	0,003	0,002	<0,050	12,540
1A	6,38	-10		3,551	0,360	0,020	0,010	0,002	<0,050	12,500
1B	6,03	12		3,240	0,028	0,021	0,004	0,001	<0,050	12,000
1R	6,16	5		0,115	0,175	0,007	0,002	<0,001	0,050	7,170
25, september										
2D	6,66	-24		1,960	0,053	0,011	0,002	0,001	<0,050	12,000
2A	6,22	1		3,570	0,163	0,020	0,005	<0,001	0,050	12,800
2B	5,95	16		3,330	0,200	0,019	0,003	<0,001	<0,050	12,300
2R	6,49	-20		0,161	0,468	0,006	0,001	<0,001	0,060	7,970
Daždivé obdobie										
19, október										
3D	6,25	-3		1,889	0,028	0,012	0,002	0,002	<0,050	11,870
3A	5,84	23		3,612	0,296	0,041	0,003	0,006	<0,050	12,140
3B	5,88	20		3,415	0,200	0,012	0,004	0,003	<0,050	11,780
3R	6,32	-6		0,142	0,545	<0,005	0,003	0,004	<0,050	7,420
26, november										
4D	6,89	8		1,506	0,098	0,022	0,002	0,010	<0,050	11,840
4A	5,85	23		2,776	0,118	0,017	0,003	0,005	<0,050	10,240
4B	5,87	21		2,733	0,130	0,014	0,003	0,005	<0,050	10,080
4R	6,91	-43		0,340	1,840	0,009	0,007	0,003	0,010	6,930

Vysvetlivky:

D – vzorky vody odobraté pod haldovým poľom

A – vzorky vody odobraté nad Fe^0 -bariérou

B – vzorky vody odobraté pod Fe^0 -bariérou

R – vzorky vody odobraté z oblasti referenčnej plochy nad haldovým poľom

Obsahy Cd sú <0,002, Pb<0,010

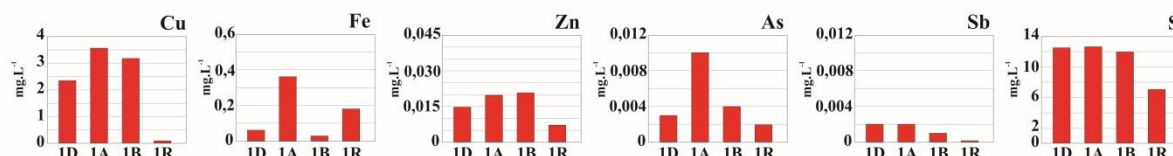
Eh (tab. 1) vykazuje vo všetkých vzorkách pomerne nízke hodnoty (-43 až 12,6), čo indikuje, že sa vzorky študovanej vody nevyznačujú výrazne oxickéjším charakterom.

Obsah ťažkých kovov v jednotlivých vzorkách je uvedený v tab. 1. Grafické znázornenie obsahu Cu, Fe, Zn, As, Sb a S je zobrazené na obr. 3. Porovnaním tab. 1 s obr. 3 možno zistiť, že účinnosť Fe^0 -bariéry pri remediácii vody je vzhľadom na obsahy Cu nevýrazná. Vo

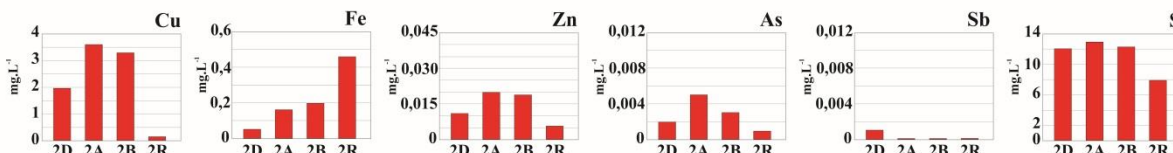
všetkých štyroch termínoch odberu vzoriek vody, bez ohľadu na rozdiely v suchom a daždivom období, dochádza len k minimálnemu cementačnému procesu a Fe^0 -bariéra skoro vôbec neodstraňuje z vody Cu. Toto zistenie je v rozpore so zmenou farby vody, ktorá bola pred inštaláciou bariéry v retenčnej nádrži pod haldovým poľom zelená a v súčasnosti stratila túto svoju farbu, typickú pre kontamináciu vody meďou. Možno to vysvetliť tým, že po roku by bolo vhodné náplň Fe^0 -bariéry vymeniť, pretože je jej potenciál už vyčerpaný a nie je ďalej schopná ďalej cementačného procesu.

Suché obdobie

3 september

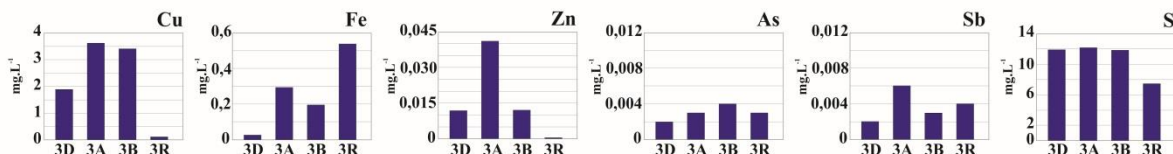


25 september

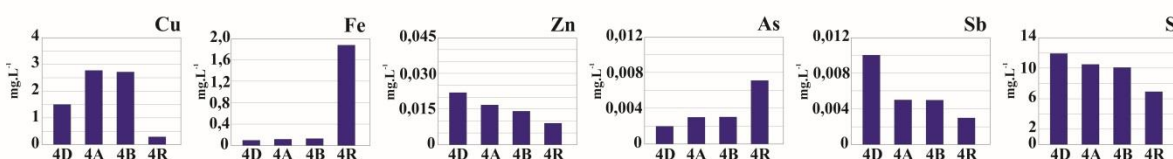


Daždivé obdobie

19 október



26 november



Obr. 3 Grafické zobrazenie koncentrácie jednotlivých prvkov vo vzorkách vody (D, A, B a R) v oblasti haldového poľa Podlipa. Pomer obsahu študovaných prvkov vo vzorkách A a B poukazuje na účinnosť Fe^0 -bariéry pri remediácii vody, perkolujúcej cez technogénne sedimenty haldového poľa.

Fig. 3 The graphical representation of three different concentrations in a sample (D, A, B, and R) in the area of the field Haldová Podlipa. The ratio of the studied elements in samples A and B points to the effectiveness of Fe^0 -barrier for remediation of water, sediments perkolujúcej through technogenous dump-field.

Pomerne prekvapivá je účinnosť bariéry vzhľadom k Fe vo vzorke 1, kde došlo na Fe^0 -bariére k poklesu obsahu Fe z 360 na 28 mg.L⁻¹. Podobne, aj keď k menšiemu poklesu (z 296 na 200 mg.L⁻¹) obsahu Fe došlo vo vzorke 3 aj v daždivom období. U ďalších dvoch vzoriek (vzorka 1 a 4) došlo pri prechode vody bariérou, naopak, k miernemu nárastu obsahu Fe. Celkove možno konštatovať, že prímies dolomitu je schopná zadržať väčšinu Fe, uvoľneného v procese cementácie pri prechode vody bariérou (tab. 1, obr. 3).

Remediácia vody od Zn je vzhľadom na vysokú mobilitu tohto prvku nevýrazná (tab. 1, obr. 3). As je z perkolujúcej vody Fe^0 -bariérou čiastočne odstraňovaný predovšetkým v suchom období. V daždivom období sa účinnosť bariéry výrazne znižuje. Účinnosť bariéry voči Sb, Pb, Cd a P nemožno preukázať vzhľadom na veľmi nízke obsahy týchto prvkov vo vzorkách.

Síra je rovnako v suchom období ako aj v daždivom období z vody pretekajúcej bariérou čiastočne odstraňovaná. Vzťah účinnosti Fe^0 -bariéry vzhľadom na pH (zmeny pH sú nedostatočne preukazné) nezistil.

Záver

Fe^0 -bariéra inštalovaná pod haldovým poľom Podlipa v Ľubietovej sa ukázala byť pomerne účinnou pri odstraňovaní Fe, As, a S z perkolujúcej vody, drenujúcej haldové sedimenty. Naopak, odstraňovanie Cu a Zn je značne limitované. Obsahy Cd, Pb a P boli veľmi nízke a výsledky sú preto nepreukazné. Vzťah medzi pH/Eh a účinnosťou Fe^0 -bariéry sa vzhľadom na malé zmeny v nameraných hodnotách pH/Eh nedá potvrdiť. Účinnosť bariéry v priebehu roka a pol od jej inštalovania výrazne poklesla v dôsledku vyčerpania reagentov (železných peliet a dolomitu).

Podakovanie

Práca vznikla v rámci riešenia grantu APVV-0663-10.

Literatúra:

- ANDRÁŠ, P., LICHÝ, A., KRIŽÁNI, I., RUSKOVÁ, J., 2009. *Heavy metals and their impact on environment at the dump-field Ľubietová-Podlipa (Slovakia)*. In: Advanced Technologies. Ed.: Jayanthakumaran, K. In-Tech, Olajnica, 19/2, 32000 Vukovar, Croatia, (printed in India), 163-185, ISBN: 978-953-307-009-4.
- ANNAMALAI, V., MURR, L., 1978. *Effect of the source of chloride ion and surface corrosion patterns on the kinetics of the copper-aluminum cementation system*. Hydrometallurgy 3, 163-180, ISSN 1935-0988.
- ANNAMALAI, V. HISKEY, J., MURR, L., 1978. *The effects of kinetic variables on the structure of copper deposits cemented on pure aluminum discs: A scanning electron microscopic study*. Hydrometallurgy 3, 249-263, ISSN 1935-0988.
- ANNAMALAI, V., MURR, L., 1979. *Influence of deposit morphology on the kinetics of copper cementation on pure iron*. Hydrometallurgy 4, 57-82, ISSN 1935-0988.
- BROWN, O. R., THIRSK, H. R., 1965. *The rate-determining step in the electro-deposition of copper on copper from aqueous cupric sulphate solutions*. Electrochimica Acta, 10, 4, 383-393, ISSN 0013-4686.
- FISHER, W. W., 1986. *Copper Cementation in a Revolving - Drum Reactor, A Kinetic Study*. Hydrometallurgy, 16, 55-67, ISSN 1935-0988.
- KARAVASTEVA, M., 1996. *The effect of certain surfactants on the cementation of copper by suspended zinc particles*. Hydrometallurgy, 43, 379-385, ISSN 1935-0988.
- KARAVASTEVA, M., 2005. *Kinetics and deposit morphology of copper cementation on to zinc, iron and aluminium*. Hydrometallurgy, 76, 149-151, ISSN 1935-0988.
- LICHÝ, A., ANDRÁŠ, P., RUSKOVÁ, J., MĚSZÁROSOVÁ, Z., LALÍNSKA, B., 2010. *Charakteristika kvality podzemných a povrchových vôd v banskom regióne obce Ľubietová*. Podzemná voda, XVI, 1, 20-32, ISSN 1335-1052.
- STEFANOWICZ, T., OSINSKA, M., NAPIERALSKA-ZAGOZDA, S., 1997. *Copper recovery by the cementation method*. Hydrometallurgy 47, 69-90, ISSN 1935-0988.
- SULKA, G. D., JASKULA, M., 2004. *Study of the mechanism of silver ions cementation on to copper from acids sulphate solutions and the morphology of the silver deposit*. Hydrometallurgy 72, 93-110, ISSN 1935-0988.

HODNOTENIE RIZIKA CHEMICKÝCH LÁTOK POUŽÍVANÝCH NA HASENIE CUP BURNER TESTOM

Evaluation of risks of chemical substances used on extinguishing by cup burner test

Iveta Marková¹

¹doc. RNDr. Iveta Marková, PhD., Univerzita Mateja Bela, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: iveta.markova@umb.sk

Abstrakt: Plynné hasiace látky (FE 36, CO₂, N₂ a Ar) sú moderné hasiace prostriedky, ktoré v prípade likvidácie požiaru nespôsobujú sekundárne škody na hasenom objekte. Uvedená vlastnosť hasiacej látky je požadovaná hlavne pri chránení drahých technologických celkov. Výrobca FE 36 deklaruje výbornú hasiacu účinnosť, čo je, pri výpočte potreby hasiacej látky, veľmi dobrý ekonomický aspekt. Cieľom príspevku je stanovenie hasiacej účinnosti na referenčnej horľavej látke heptán. Testovanie hasiacej účinnosti FE 36 je vykonané laboratórnym testom, metódou cup burner test.

Kľúčové slová: hasiace plyny, hasiaca koncentrácia, heptán

Abstract: Gaseous extinguishing agents (FE 36, CO₂, N₂ a Ar) are modern fire-fighting agents that in the event of extinguishing do not cause secondary damage to the objects. This property of extinguishing agent is required to protect technological units. Manufacturer FE 36 declares an excellent extinguishing force, which is very good economical aspect if an amount of extinguishing agent is calculating. The goal of contribution is experimentally determined by manufacturer and test of extinguishing force for selected flammable substance - heptane. Test of extinguishing force of FE 36 is carried out by laboratory method, called cup burner test.

Key words: FE 36, extinguishing effect, heptane

Úvod

Hasenie je prerušenie procesu horenia. Všeobecne používané hasiace látky, pre účely hasenia požiaru sú: voda, hasiace látky na báze vody, hasiace prášky, plynné hasiace látky s fyzikálnym princípom hasenia, plynné hasiace látky s chemickým princípom hasenia (Orlíková, Štroch, 2002, Marková, 2008, Coneva, 2009, Tureková et al., 2011).

Plynné hasiace látky s chemickým princípom hasenia sú plyny, ktoré z chemického hľadiska predstavujú halogén derivát uhlíkovodíka. V podstate je to zlúčenina uhlíka s vodíkom, kde sú atómy vodíka čiastočne alebo úplne nahradené halogénom. Halogénové atómy, využívané pre účely prípravy halogenderivátov sú fluór (F), chlór (Cl) a bróm (Br) (Balog, 2004).

Plynná halónová hasiaca látka sa správa ako antikatalyzátor (inhibitor), teda vlastne ako spomaľovač chemickej reakcie. Halogén uhlíkovodíkový plyn sa vplyvom tepla začne štiepiť na halogénové radikály, ktoré reagujú s radikálmi horenia, za vzniku energeticky chudobnejších radikálov ako CHBr_2^+ , CH_2Br^+ a podobne tepelne stále produkty ako HF, HBr, HCl čím sa zároveň znižuje tvorba OH^+ a CH_3^+ . Podmienkou hasenia je vlastne to, že halogénové radikály majú vyššiu reakčnú rýchlosť ako radikály vytvorené horením. Tento princíp hasenia sa nazýva antikatalycký, respektíve o hasiacej látke hovoríme, že má antikatalycký efekt (Mózer, Marková, 2008).

Pri hodnotení plynnej halónovej hasiacej látky je anti -katalytický efekt primárny, ale nie jediný. Hasiaca látka má vlastnú hodnotu tepelnej kapacity, takže môžeme predpokladať aj uplatnenie ochladzovacieho efektu a produkty samozrejme vytláčajú z priestoru kyslík a teda dochádza aj k dusiacemu (zried'ovaciemu) efektu. Práve Mózer (2009) sledoval vplyv tepelnej kapacity vybraných plyných hasiacich látok na konečný hasiaci efekt.

Halónová hasiaca látka hasí plameň takmer okamžite, čiže je vhodná na hasenie homogenného horenia, požiarov horľavých kvapalín (trieda požiaru B) a horľavých plynov (trieda požiaru C). Nakoľko je jej chladiaci efekt minoritný, nie je veľmi vhodná pre pevné horľavé látky, kde dochádza k pyrolýze (požiar triedy A). Pevné látky sú totiž schopné naakumulovať množstvo tepla, ktoré aj po uhasení plameňa môže pevnú horľavú látku opätovne iniciovať a zahájiť novú reťazovú reakciu. Halónový plyn nie je vhodný na hasenie látok, ktoré horia bezplameňovo.

Hasiaca účinnosť sa hodnotí parametrom MEC – minimal exinquishinf concentration – minimálna hasiaca koncentrácia príslušného hasiaceho plynu potrebného na uhasenie plameňového horenia.

V minulosti sa niektorí výrobcovia pokúšali vyvinúť hasiacu látku na báze halónov, určenú primárne pre pevné horľavé látky. Napríklad Pyrogel, čo je v podstate hybrid hasiaceho prášku a halónového plynu CHF_2Br (FM 100). Pri hasení má táto látka formu emulzie, ktorá priľne na hasenú látku. So zákazom výroby plynu FM 100, však došlo aj k ukončeniu výroby pyrogelu a z moderných takzvaných čistých halónových plyných hasiacich látok, doposiaľ nikto nevyvinul podobný hybrid.

Halóny a halónové alternatívy používané pred FE 36 mali veľmi nepriaznivý vplyv hlavne na ozón. Je všeobecne známe, že ozónová vrstva nás chráni pred nebezpečným ultrafialovým žiarením, hlavne pred typom UV – B. Práve kvôli vysokému významu ozónu sa pre dané látky zaviedol koeficient – ODP (ozone depletion potential), ktorý charakterizuje schopnosť látky odbúrať ozón. Ako referenčná látka sa zvolila trichlórfuórmétán, ktorá má $\text{ODP} = 1$. Nevýhodou plyných halónových hasiacich látok s výborným hasiacim účinkom je ich výrazný vplyv na ozón (Orlíková-Štroch, 2002, Balog, 2004).

Cieľom príspevku je hodnotenie rizika chemických látok používaných na hasenie (CO_2 , N_2 a Ar). Hodnotenie rizika vychádza zo skutočností, do akej miery sa uvedené látky dostávajú pri

aplikácií do ovzdušia, preto sa sleduje stanovenie hasiacej účinnosti referenčnej horľavej látky heptánu. Testovanie hasiacej účinnosti FE 36 je vykonané laboratórnym testom, metódou cup burner test.

Experimentálna časť

Hasiace látky

V súčasnosti používané plynné hasiace látky oxid uhličitý, dusík, argón pracujú na fyzikálnom princípe hasenia. FE 36 je typ plynnej hasiacej látky, pracujúcej na chemickom princípe hasenia a nahradila halón 1211 v hasiacich prístrojoch a hasiacich systémoch. Hasiacu látku vyvinula a vyrába firma DuPont so sídlom v USA (tab. 1). K vývinu tejto hasiacej látky viedol prirodzený proces v oblasti environmentálnej bezpečnosti, teda vyvinutie halogénu, ktorého ODP sa rovná 0.

Tab. 1. Konkrétne informácie o testovaných plynných hasiacich látkach.

Tab. 1 Specific information about test gaseous extinguishing agents.

Obchodný názov	FE 36	Oxid uhličitý	Dusík (IG + číslo)	Argón (IG + číslo)
Názov produktu	HFC – 236 fa	CO ₂	N ₂	Ar
Chemický vzorec	CF ₃ CH ₂ CF ₃ 1,1,1,3,3,3 hexafluórpropán	CO ₂	N ₂	Ar
CAS	690-39-1	000124-38-9 	007727-37-9 	007440-37-1 
EC	425 – 320 – 1	204-696-9	231-783-9	231-147-0
Molekulová hmotnosť	152,04	44	28	
Doprava číslo OSN (UN kód)	3163	1013 	1977 	1006 

Snahou každého výrobcu hasiacej látky by mal byť vývoj takej hasiacej látky, ktorá by nemala negatívny vplyv na hasené zariadenie a zariadenia nachádzajúce sa v dosahu látky, hoci nie sú priamo zasiahnuté požiarom. Uvedenú podmienku spĺňajú hasiace látky plynného skupenstva.

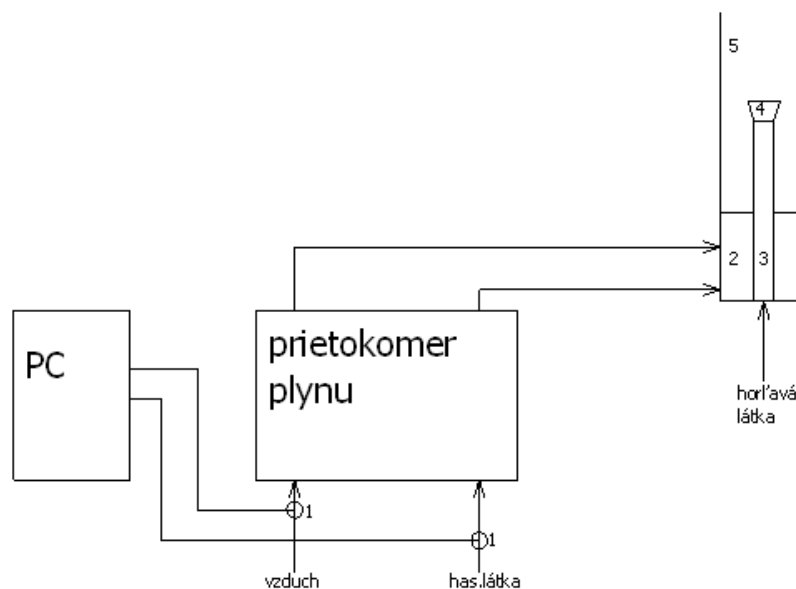
Inhalácia vysokej koncentrácie FE 36, ktorá by sa mohla vytvoriť pri zneužití látky, alebo pri neopatrnnej manipulácii s látkou, môže mať negatívny účinok na centrálny nervový systém a kardiosystém človeka. Vysoká koncentrácia FE 36 môže spôsobiť nevoľnosť, bolesti hlavy a zmätenosť. V extrémnych prípadoch môže spôsobiť citlivosť srdca na epinefrín a smrť bez predchádzajúcich príznakov.

FE 36 môže spôsobiť omrzliny, ak sa pokožka dostane do kontaktu s kvapalným FE 36, alebo jeho výparmi. Užitie (prehltutie) látky, nie je pravdepodobná cesta expozície (http://www2.dupont.com/FE/en_US/assets/-downloads/pdf/h77974.pdf). Pri styku FE 36 s plameňom sa vo zvýšenej miere tvorí fluorovodík, čo bolo citel'né aj pri laboratórnym teste.

Experimentálna metóda

Na overenie deklarovanej hasiacej účinnosti sa použije ako palivo horľavá kvapalina n – heptán. Na testovanie hasiacej účinnosti ďalších horľavých látok sa ako palivo použila základná rada alkoholov.

Overenie a ďalšie testovanie hasiacej účinnosti FE 36 sa vykoná laboratórnou metódou cup – burner (obr. 1.) a následným prepočtom objemovej hasiacej molovej koncentrácie na skutočnú molovú hasiacu koncentráciu (Mózer, 2009).



Obr. 1 Bloková schéma testovacieho zariadenia cup - burner

Fig. 1 Block diagram of the test facility cup - burner

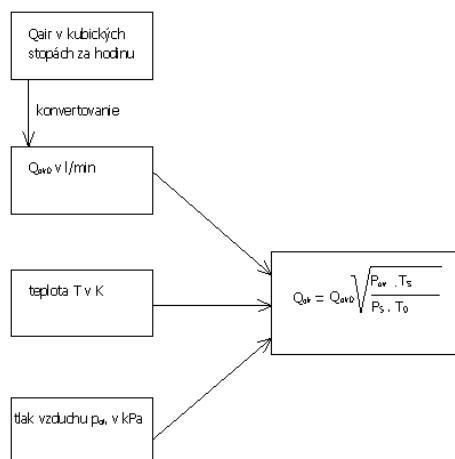
Legenda/ Legend:

- 1 – snímače teploty, temperature,
- 2 – difúzor, diffuser
- 3 – privodná trubica horľavej kvapaliny, flammable liquid inlet tube,
- 4 – hrnčekový horák (cup burner), cup-burner (burner cup)
- 5 – valec z ohňovzdorného skla, pyrex glass cylinder,

Princíp činnosti:

Vzduch sa zo zdroja stlačeného vzduchu, cez tlakový redukčný ventil privedie na vstup do prietokomera. Plynná hasiaca látka sa zo zdroja (tlaková nádoba) cez tlakový redukčný ventil privedie na vstup do prietokomera. Následne vzduch i hasiaca látka prúdi cez prietokomer, každý plyn po svojej vetve. Prúdenie, respektíve prietok, možno v prietokomere regulovať od 0 do 100 kubických stôp (americká jednotka, pretože vychádzame z americkej normy) za hodinu pre každý plyn zvlášť. Regulované množstvá plynov potom prúdia do difúzora, ktorý zabezpečí zmiešanie uvedených plynov. Zmes hasiacej látky a vzduchu v regulovanom prietoku prúdi do skleneného valca, vyrobeného z ohňovzdorného skla, pričom obteká privodnú trubicu horľavej kvapaliny a hrnčekový horák (cup burner), ktorý je umiestnený približne v jednej tretine valca. V hrnčekovom horáku je umiestnená vzorka horľavej látky n-heptánu, ktorá vytvára homogénny plameň

Pre účely vyhodnotenia testu sa využívajú dva programy. Algoritmus testovacieho softvéru pre vzduch je znázornený na obr. 2. a algoritmus softvéru pre hasiacu látku na obr. 3.



Obr. 2. Algoritmus softvéru pre vzduch

Fig. 2 Algorithm software for air

Legenda/Legend:

Prietok Q_{phm} v kubických stopách za hodinu sa konvertuje na litre za minútu/ flow in cubic feet per hour is converted to liters per minute

$Q_{phm} \cdot 0,47195$,

P_{phm} – tlak privádzanej hasiacej látky približne zhodný s atmosférickým tlakom, supply pressure of the extinguishing agent about the same as the atmospheric pressure,

P_S – atmosférický tlak vzduchu, atmospheric pressure,

T_{phm} – teplota privádzanej hasiacej látky, inlet temperature of the extinguishing agent,

T_S – teplota okolia, ambient temperature,

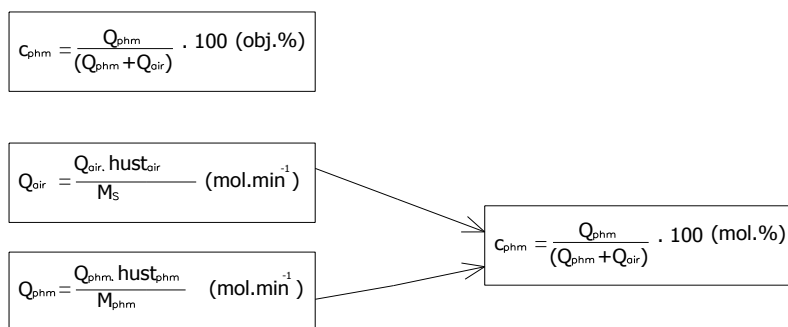
M_S – relatívna molekulová hmotnosť vzduchu, molecular weight of air,

M_{phm} – relatívna molekulová hmotnosť hasiacej látky, molecular weight of the extinguishing agent,

Následne získaná rovnica, použitá pre konečný výsledok:

$$Q_{phm} = Q_{phm0} \sqrt{\frac{P_{phm} \cdot T_S \cdot M_S}{P_S \cdot T_{phm} \cdot M_{phm}}}$$

je v podstate konfiguráciou nameraného prietoku v závislosti na teplote a tlaku.



Obr. 3 Algoritmus softvéru pre výpočet koncentrácií

Fig. 3 Software algorithm to calculate the concentrations

Legenda/Legend:

C_{phm} – objemová alebo molárna koncentrácia, volume or molar concentration,

Q_{air} – vo vzorci – konfigurovaný prietok vzduchu, in the formula - configured airflow

Q_{phm} – vo vzorci – konfigurovaný prietok hasiacej látky, in the formula - configured flow of extinguishing agent,

Q_{air} – výsledné v $\text{mol} \cdot \text{min}^{-1}$ – molárny prietok vzduchu, resulting in $\text{mol} \cdot \text{min}^{-1}$ - molar flow rate,

Q_{phm} – výsledné v $\text{mol} \cdot \text{min}^{-1}$ – molárny prietok hasiacej látky, resulting in $\text{mol} \cdot \text{min}^{-1}$ - molar flow rate of the extinguishing agent,

M_s – relatívna molekulová hmotnosť vzduchu, molecular weight of air,

M_{phm} – relatívna molekulová hmotnosť hasiacej látky, molecular weight of the extinguishing agent,

$hust_{air} = \rho$ – hustota vzduchu pri 20 °C, density of air at 20 °C,

$hust_{phm} = \rho$ – hustota pár hasiacej látky pri 20 °C, density of a few fire-extinguishing medium at 20 °C.

Celkovú hmotnosť však nepoznáme a preto ju program ráta vzorcom pre hmotnosť a teda $m = V \cdot \rho$. Objem vzduchu i hasiacej látky je daný prietokom. Keďže testovanie prebieha pri atmosférickom tlaku a izbovej teplote, pre zjednodušenie program používa štandardnú hustotu vzduchu $1,2 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Hustota hasiacej látky sa do programu zadáva. Výrobca udáva hustotu pár pri 20 °C a tlaku 1 atm (teda približne 100 kPa, čo sa rovná približne atmosférickému tlaku) $6,5 \text{ kg} \cdot \text{m}^{-3}$. Pri testovaní sa hodnoty tlaku a teploty pohybujú len minimálne a preto sa hodnoty hustôt zadávajú do programu ako konštanty

Stanovenie hasiacej účinnosti FE 36 (MEC) pri hasení n-heptánu

V tab. 2 sú uvedené merania pre sledovanie hasiacej účinnosti plynnej hasiacej látky FE 36 pre štandardné palivo n-heptán. Je nutné upozorniť na opakovateľnosť meraní a spríemerovanie výsledku a udanie smerodajnej odchýlky. Výsledky sú spracované podľa algoritmu uvedeného na obr. 2.

Tab.2 Meracia tabuľka softvéru pre výpočet objemovej koncentrácie FE 36 (MEC) pre hasenie plameňa n-heptánu.

Table 2 Measurement chart calculation software for 36 FE volume concentration (MEC) for extinguishing the flame of n-heptane.

FE 36 heptán

$Q_{air,o}$	$Q_{air,o}$	t	T_{air}	P_{air}	Q_{air}	$Q_{phm,o}$	$Q_{phm,o}$	t	T_{phm}	P_{phm}	M_{phm}	Q_{phm}	C_{phm}
SFCH	$\text{l} \cdot \text{min}^{-1}$	°C	K	kPa	$\text{l} \cdot \text{min}^{-1}$	SFCH	$\text{l} \cdot \text{min}^{-1}$	°C	K	kPa	-	$\text{l} \cdot \text{min}^{-1}$	obj%
86	40,5877	21,3	294,45	101,353	40,567	14	6,6073	22,3	295,45	101,353	152,04	2,877	6,624
86	40,5877	20,84	293,99	101,353	40,599	14	6,6073	21,4	294,55	101,353	152,04	2,8822	6,629
86	40,5877	20,63	293,78	101,353	40,613	14	6,6073	20,46	293,61	101,353	152,04	2,8868	6,636
85	40,11575	20,45	293,6	101,353	40,153	14	6,6073	19,73	292,88	101,353	152,04	2,890	6,715
86	40,5877	20,55	293,7	101,353	40,619	14	6,6073	19,27	292,42	101,353	152,04	2,8927	6,648
													6,650

Výsledná priemerná objemová koncentrácia je $6,7 \% \pm 0,0167 \text{ obj. \%}$. Pre účely overenia výslednej hodnoty je prezentovaný systém evidencie výsledkov podľa algoritmu na obr. 3, kde priemerná molárna koncentrácia po zaokrúhlení bola stanovená na hodnotu $6,7 \% \pm 0,009$ (Marková, 2011). Uvedená hodnota je v intervale, ktorý prezentuje výrobca 6-10 obj. % a ďalší odborníci (Balog, 2004, Marková, 2008). Senecal, et al. (2008) použil palivo n-heptán na štandardizáciu testovacieho zariadenia cup-burner. Mózer (2009) experimentálne stanovil

cup-burner testom hodnoty MEC pre heptán pre hasiace plyny oxid uhličitý, argón a dusík (tab.3).

Tab. 3. Množstvo hasiaceho plynu pre hasenie heptánu, stanovené Mózerom (2009).

Table 3 Amount of gas for fire extinguishing heptane, tested by Mozer (2009).

Palivo	Vzorec	Hasiaca koncentrácia		
		CO ₂	N ₂	Ar
		mol %		
Heptán	C ₇ H ₁₇	22,05	33,67	42,20

Získané rozdiely súvisia s podstatou hasiaceho efektu, čo u plynov CO₂, N₂, Ar je založené na dominantnom dusivom (zried'ovacom) efekte.

Záver

Je dôležité upozorniť, že FE 36 sa vo všeobecnosti používa v malých množstvách, naše výsledky dokumentujú minimálne hasiace množstvo 6,7 obj. % pre n-heptán. Reklamné materiály prezentujú rozpätie 6-10 obj. %. Predbežné výsledky ďalších meraní (na palivách horľavých kvapalín) prezentujú rozdielne výsledky MEC.

N-heptán ako štandardné palivo, v rámci ISO 14520 A NFPA 2001 5.4.2.1 sa stal základom pre štandardizáciu skúšobného zariadenia cup-burner test.

Literatúra

- BALOG, K. 2004. *Hasiace látky a jejich technologie*. I. vyd. EDICE SPBI SPEKTRUM. 2004 : Ostrava, 171 s.
- CONEVA, I. 2009. *Plynné hasiace médiá a ich využitie v stabilných hasiacich zariadeniach*" str.: 55, na CD z konferencie. In: " Pozarní ochrana 2009" Ostrava VSB- TU, FBI, s. 55-60. ISBN: 978-80-7385-067-8.
- MARKOVÁ, I. 2008. *Hasiace látky – možnosti a spôsoby ich testovania*. Monografia vydaná pri príležitosti konania Firemného dňa „Hasiace látky a protipožiarne zariadenia“. Zvolen : 1. vyd. Bratia Sabovci 2008, s. 45 – 110. ISBN 978-80-89241-18-7.
- MARKOVÁ, I. 2011. *Hasiaca účinnosť plyných hasiacich látok stanovená cupburner testom*. In: SPEKTRUM roč.X., 2/2011. s. 37-40. ISSN 1211-6920
- MARKOVÁ, I. - SLOSIARIK, J. 1999. *Environmentálne charakteristiky vybraných druhov hasív médií*. In: Zborník referátov z medzinárodnej konferencie " 50 rokov vysokoškolského drevárskeho štúdia" TU Zvolen, 27. - 28. september 1999, s.55-59. [ISBN80-228-0846-6]
- MÓZER, V. - MARKOVÁ, I. 2008. *Physical and Chemical Effects of Inert gaseous Agents*. In.: 1st international scientific conference SAFETY ENGINEERING 2008 Novi Sad, october 7-11, 2008, P. 130-138. ISBN 978-86-84853-44-0.
- MÓZER, V., 2009. *Environmentálne akceptovateľné plyné hasiace látky homogénneho horenia*. Dizertačná práca. Zvolen : Technická univerzita vo Zvolene, Drevárska fakulta, 2009. 119 s.
- ZAPLETAL, M., MURIN, I.. 2013. *Využití explanačního modelu a indikátorů pro hodnocení tradičních ekologických znalostí a činností na příkladě region Malohont (Slovensko)* / In : ACTA UNIVERSITATIS MATTHIAE BELII, Séria environmentálne manažérstvo ISSN 1338-449X, ISSN 1338-4430
- POLEDŇÁK, P., MAKOVICKÁ OSVALDOVÁ, L.: 2008. *Hazardous Materials Transportation Risk Managment*. In: Mechanics transport Communications. 18. medzinárodná konferencia, TRANSPORT 2008" – Sofia, 7th-8th November 2008. ISSN 1312-3823.
- SENECAL, J.A. – KIDDE-FENWAL., 2008. *Standardizing the Measurement of Minimum Extinguishing Concentrations of Gaseous Agents*. Fire Technology, 44, 207-220, 2008.
- SHIGEO KONDO, YOKUCHI URANO, KENJI TAKIZAWA, AKIFUMI TAKAHASHI, KAZUAKI TOKUHASHI, AKIRA SEKIYA: Flammability limits of multi-fluorinated compounds. Fire Safety Journal. www.elsevier.com/locate/firesaf.
- TUREKOVÁ, I. - BALOG, K. - RUSKO, M. 2011. *Fire Flaughting Foams and the Environment*. In: Annals of DAAAM for 2011 & Proceedings, 23-26th November, 2011, Vienna, s. 1237-1238 . ISBN 978-3-901509-83-4.
- Zákona MH SR č. 67/2010 Z.z. o chemických látkach a chemických prípravkoch v znení neskorších predpisov. http://www2.dupont.com/FE/en_US/assets/downloads/pdf/h62428.pdf [cit. 10.12.2013].
- http://www2.dupont.com/FE/en_US/assets/downloads/pdf/h77974.pdf [cit. 10.12.2013].
- http://msds.dupont.com/msds/pdfs/EN/PEN_09004a35804fa7d5.pdf [cit. 17.6.2013].

KVITNUTIE A FENOLOGICKÉ OPTIMUM VEGETÁCIE NA RÚBANISKU A V LESNOM PORASTE V BÁBSKOM LESE

The blooming and phenological optimum of vegetation on the clearcut and in
the forest cover in the Báb forest

Ivana Pilková¹

¹Mgr. Ivana Pilková, Katedra ekológie a environmentalistiky, FPV UKF Nitra, Trieda A. Hlinku
1, 949 74 Nitra, e-mail: ivana.pilkova@gmail.com

Abstrakt: V príspevku sú spracované výsledky fenologického výskumu uskutočneného na lokalite Bábsky les (SZ Slovensko, Nitrianska sprašová pahorkatina) vo vegetačnom období rokov 2012 a 2013. Konkrétne je príspevok zameraný na zhodnotenie a porovnanie nástupu a priebehu fenologickej fázy – kvitnutie a určenie fenologického optima na dvoch typoch stanovišť – rúbanisko a lesný porast. Fenologické optimum bolo v roku 2012 zaznamenané na rúbaniskách 23. apríla a v lesnom poraste 13. apríla. V roku 2013 bolo zdokumentované 17. apríla, a to na oboch typoch stanovišť. Kým na trvalých výskumných plochách (TVP) v lesnom poraste fenologické optimum tvoria len lesné druhy, u TVP na rúbaniskách okrem lesných sú to aj synantropné a rúbaniskové druhy. Ťažbou dreva v novembri 2006 sa výrazne zmenilo fenologické optimum a došlo k zmene v dĺžke priemerného počtu kvitnúcich dní. Po ťažbe dochádza k vytvoreniu dvoch typov stanovišť s odlišným rozložením skorých a neskorých jarných druhov, skorých a neskorých letných druhov.

Kľúčové slová: kvitnutie, fenologické optimum, rúbanisko, lesný porast, Bábsky les

Abstract: In this contribution we have summarized the results of a phenological research which was realized in the locality of the Báb forest (SW Slovakia, Nitra loess upland) in the vegetative period of 2012 and 2013. Specifically, this contribution is focused on the evaluation and comparison of the onset and duration of the phenological phase – blooming and specification of the phenological optimum on two types of outposts – clearcuts and forest vegetation. The phenological optimum in the year 2012 was recorded on the clearcuts on 23rd April and in the forest coppice on 13th April. In the year 2013 it was documented on 17th April and on both types of outposts. While on the permanent research plots (PRP) in the forest coppice the phenological optimum is formed only by forest species, on the clearcut PRP there are also synanthropic and clearcut species present apart from the forest species. Due to clearcutting in November 2006 the phenological optimum has markedly changed and the average number of blooming days has altered. After clearcutting, two types of habitats with different layout of early and late spring species, early and late summer species have been created.

Key words: Báb forest, blooming, phenological optimum, clearcut, forest

Úvod a problematika

Lesné ekosystémy sú už tisícročia ovplyvňované antropickou činnosťou, najmä umelou obnovou, ktorá môže zapríčiňovať aj zmenu drevinového zloženia lesov (Zlatník, 1978). Taktiež sú fragmenty lesov v odlesnenej krajine, intenzívne využívané poľnohospodármi, vystavené vplyvom ľudských aktivít (Eliáš, 2010a).

Táto skutočnosť sa dotýka aj Bábskeho lesa. Bábsky les predstavuje zvyšok pôvodných lesných komplexov, ktoré boli v procese rozvoja poľnohospodárstva v Podunajskej nížine postupne premenené na polia (Eliáš, 2010a). Predstavuje klimaxové štádium sukcesie lesa na sprašiach. Reprezentuje model pôvodnej vegetácie v tomto území (Jurko, 1970). Administratívne patrí územie Bábskeho lesa do katastru obce Veľký Báb, okresu Nitra a do Nitrianskeho samosprávneho kraja. Vymedzené je súradnicami 48°10'00'' a 48°11'30'' s.z.š. a 17°53'00'' a 17°54'20'' v.z.d., leží v nadmorskej výške 160-210 m (Biskupský 1970). Sú tu dve chránené územia – Národná prírodná rezervácia Bábsky les a Chránený areál Bábsky park.

Mazúr, Lukniš (1980) zaraďujú posudzované územie do geomorfologickej provincie Panónska panva, subprovincie Západopanónska panva, oblasti Podunajská nížina, celku Podunajská pahorkatina, oddielu Nitrianska pahorkatina a pododdielu Zálužianska pahorkatina. Územie patrí do teplej, mierne suchej klimatickej oblasti (Konček 1980). Pôdy vytvorené zo spraše patria do skupiny ilimerických pôd. Zastúpené je hnedozem modálna a luvizem modálna s karbonátovým C horizontom (Kolektív 2000). Podľa fyto geografického členenia Slovenska (Futák 1980) patrí záujmové územie do oblasti panónskej flóry a fyto geografického okresu Podunajská nížina. Zoogeograficky je zaradené do terestrického regiónu a provincie stepí, panonského úseku (Jedlička, Kalivodová 2002).

V novembri 2006 sa uskutočnil v Bábskom lese jednorazový pásový a clonný rub, vytvoril sa nový typ stanovišťa na ploche po vyťažení stromov – rúbanisko (Eliáš, 2010b). Výskum, prezentovaný v tejto práci, prebiehal na človekom pozmenených stanovištiach na prvých troch rúbaniskách a v zachovaných lesných porastoch.

Cieľom prezentovaného príspevku je zhodnotenie a porovnanie nástupu a priebehu fenologickej fázy kvitnutie na rúbaniskách a v lesnom poraste počas dvoch rokov 2012 a 2013. Taktiež je cieľom vyhodnotenie zmien, k akým dochádza vo fenologickom optime po ťažbe dreva v dubovo-hrabovom lese. Fenologické optimum predstavuje najväčší rozmach kvitnutia rastlinných taxónov v spoločenstve.

Materiál a metódy

V plošinovej časti Bábskeho lesa bolo vymeraných a trvalo označených 30 plôch o veľkosti 20 x 20 m (Obr. 1), fenologický výskum prebiehal na 6 trvalých výskumných plochách (TVP č. 2, 6, 9, 24, 35, 39). Tri TVP sa nachádzajú v lesnom poraste a tri na rúbaniskách (Obr. 1). Fenologické pozorovania sa robia v 1 m širokých pásoch po obvode TVP, čiže na každej ploche je študovaná plocha 76 m², súhrnne je to 456 m² pre všetky plochy.

TVP č. 2 sa nachádza na prvom rúbanisku, ktoré je najbližšie k poľu, TVP č. 6 na druhom rúbanisku a TVP č. 9 na treťom rúbanisku, ktoré je najďalej od poľa. Lesná trvalá plocha č. 24 sa nachádza v Národnej prírodnej rezervácii (NPR) Bábsky les, ktorá je najmenej ovplyvnená človekom a má pôvodné zloženie stromového, krovinného a bylinného poschodia. TVP č. 35 sa nachádza v časti lesa, kde prebehol v novembri 2006 clonný rub. Posledná lesná TVP č. 39 sa nachádza v neťaženej časti lesných porastov.



Obr. 1 Záujmové územie Bábsky les s vyznačenými trvalými výskumnými plochami (TVP) pre fenologický výskum sú označené sivou farbou

Fig 1 The area of interest the Báb forest with marked permanent plots – PRP for phenological research these are marked with grey colour

Fenologické pozorovania som vykonávala počas dvoch rokov 2012 a 2013, a to pravidelnými zápismi (väčšinou každých 10 dní) na vymedzených šiestich TVP pre fenologický výskum. V roku 2012 prebiehali zápisy od 11. marca do 10. decembra a v roku 2013 od 18. februára do 11. decembra, a to v nasledovných termínoch:

Mesiace	2012	2013
Február	-	18.
Marec	11., 19., 29.	4., 22.
Apríl	5., 13., 23.	2., 12., 17.,
Máj	3., 13., 23.	4., 15., 27.
Jún	2., 12., 23.	5., 16., 28.
Júl	3., 13., 23.	10., 22.
August	2., 12., 22.	3., 15., 27.
September	1., 11., 21.	8., 20.
Október	1., 11., 21., 31.	1., 12., 23.
November	10., 20., 30.	4., 16., 28.
December	10.	11.

Pri každom kvitnúcom krytosemennom taxóne na TVP bola zaznamenaná jeho pokryvnosť štandardnými fytoecologickými metódami (Moravec, 1994), pričom bola použitá nasledovná 9-členná ordinálna stupnica (Westhoff, Van der Maarel, 1978):

1 - 1 alebo 2 jedince,	6 – pokryvnosť od 12,5 – do 25 %,
2 - viac jedincov, pokryvnosť menej ako 1 %,	7 - pokryvnosť od 25- do 50 %,
3 - pokryvnosť od 1- do 5 % pri malom počte jedincov,	8 – pokryvnosť od 50 – do 75 %,
4 - pokryvnosť od 1- do 5 %, veľa jedincov,	9 – pokryvnosť viac ako 75 %.
5 – pokryvnosť od 5- do 12,5 %,	

Následne sa daná 9-členná stupnica pretransformovala na percentuálnu pokryvnosť:

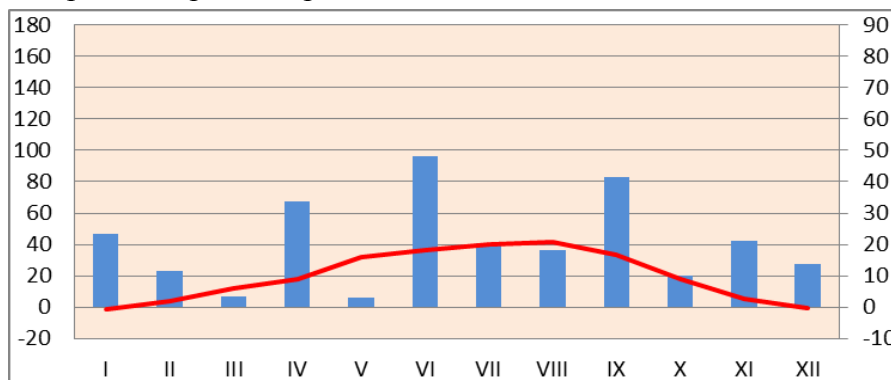
1 - 0,5 %,	3 - 3 %,	5 – 8,75 %,	7 - 38 %,	9 – 75 %.
2 - 1 %,	4 - 3 %,	6 – 18,75 %,	8 – 63 %,	

Za kvitnutie taxónu som považovala už najmenšie otvorenie okvetných lístkov a za ukončenie danej fázy som považovala opadnutie aspoň jedného okvetného lístka. Fenologické optimum sa následne vypočítalo ako násobok percentuálnej pokryvnosti a percenta kvitnúcich jedincov určitého druhu. Výsledné číslo je nazvané ako významnosť kvitnutia určitého druhu. Tento metodický postup a pojem významnosť kvitnutia nevychádza zo žiadnej publikovanej metodiky, zvolila som si ho sama. Taktiež som si pre túto prácu stanovila intervaly dĺžky kvitnutia a to I. kategória predstavuje druhy, ktoré kvitli 7 až 20 dní, II. - 21-39, III. - 40-59, IV. - 60-79, V. - 80-99 a do VI. kategórie patria taxóny, ktoré kvitli 100 až 190 dní.

V texte uvádzam pojmy ako synantropné a rúbaniskové druhy. Za synantropné druhy som považovala taxóny, ktoré sú typické s výskytom na človekom pozmenených či ovplyvnených stanovištiach. Za rúbaniskové druhy som považovala taxóny, ktoré sú typické výskytom na plochách v lesnom poraste, kde prebehla holorubná ťažba dreva. Názvoslovie zistených taxónov je upravené podľa Zoznamu nižších a vyšších rastlín Slovenska (Marhold, Hindák, 1998).

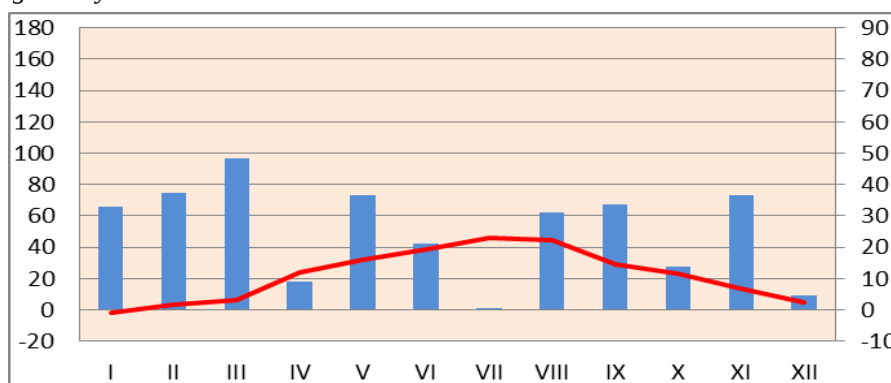
Výsledky a diskusia

Pri porovnaní priemernej mesačnej teploty a zrážkových úhrnov v rokoch 2012 a 2013 pozorujem výrazné rozdiely. V roku 2012 pozorujem výrazné suché obdobia na jar (marec, máj) a koncom leta (august, september) (Obr. 2). V roku 2013 sa suché obdobia zdokumentovali taktiež v jarných a letných mesiacoch, a to v apríli a júli (Obr. 3). Počas leta oboch rokov sa priemerná mesačná teplota pohybovala až do 23 °C. Počas augusta 2013 teplota siahala až do 40 °C. Priamo v teréne som pozorovala zhorenie väčšiny bylín a to jednak v lesnom poraste a potom v podrade na rúbaniskách.



Obr. 2 Klimadiagram – rok 2012

Fig 2 Klimadiagram – year 2012



Obr. 3 Klimadiagram – rok 2013

Fig 3 Klimadiagram – year 2013

Fenofázu kvitnutie znázorňujú fenologické kalendáre zobrazené v tabuľkách 1 a 2. V roku 2012 bolo pre fenologický výskum zaznamenaných 85 taxónov a z nich nekvitlo 12 druhov: *Acer platanoides*, *Bromus benekenii*, *Crataegus laevigata*, *Euonymus verrucosus*, *Hedera helix*, *Quercus cerris*, *Q. petraea* agg., *Q. robur*, *Robinia pseudoacacia*, *Sorbus torminalis*, *Ulmus minor*, *Viburnum lantana*. V roku 2013 z 81 druhov nekvitlo až 17 taxónov: *Acer platanoides*, *Ailanthus altissima*, *Crataegus laevigata*, *Corydalis cava*, *Cirsium canum*, *Euonymus verrucosus*, *Galium cruciata*, *Hedera helix*, *Quercus cerris*, *Q. petraea* agg., *Q. robur*, *Sambucus nigra*, *Serratula tinctoria*, *Sorbus torminalis*, *Prunus spinosa*, *Ulmus minor*, *Viburnum lantana*.

Medzi skoré jarné druhy, ktoré rozkvitali v roku 2012 na rúbanisku, a to už v marci, patrili: *Cornus mas*, *Corydalis solida*, *Pulmonaria officinalis*, *Viola mirabilis*, *Anemone ranunculoides*, *Ficaria bulbifera*, *Gagea lutea*, *Mercurialis perennis*, *Viola reichenbachiana* (uvedené v poradí, v akom rozkvitali). V lesnom poraste rozkvitali skoré jarné druhy v poradí: *Cornus mas*, *Mercurialis perennis*, *Anemone ranunculoides*, *Corydalis solida*, *Gagea lutea*, *Isopyrum thalictroides*, *Pulmonaria officinalis*. V roku 2013 medzi druhy, ktoré rozkvitali na rúbanisku v marci, patria 2 taxóny *Cornus mas* a *Stellaria media*. V lesnom poraste je to taktiež iba drevina *Cornus mas*.

V apríli 2012 rozkvitali na rúbanisku skoré jarné druhy: *Glechoma hirsuta*, *Lamium maculatum*, *Stellaria media*, *Tithymalus cyparissias*, *Viola odorata*, *Ballota nigra*, *Carduus acanthoides*, *Acer campestre*, *Ajuga reptans*, *Fragaria moschata*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*. V lesnom poraste to boli: *Carpinus betulus*, *Vinca minor*, *Viola hirta*, *V. reichenbachiana*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*.

V roku 2013 to boli v apríli na rúbaniskách druhy: *Mercurialis perennis*, *Pulmonaria officinalis*, *Viola hirta*, *V. mirabilis*, *Anemone ranunculoides*, *Corydalis solida*, *Gagea lutea*, *Lamium maculatum*. *Viola odorata*, *V. riviniana*, *Polygonatum latifolium*, *Ajuga reptans*, *Alliaria petiolata*, *Ficaria bulbifera*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*, *Acer campestre*, *Tithymalus cyparissias*, *Polygonatum multiflorum*, *Rubus fruticosus* agg., *Glechoma hirsuta*. V lesnom poraste rozkvitali: *Mercurialis perennis*, *Pulmonaria officinalis*, *Anemone ranunculoides*, *Corydalis solida*, *Isopyrum thalictroides*, *Vinca minor*, *Carpinus betulus*, *Ficaria bulbifera*, *Lathyrus vernus*, *Viola mirabilis*. *Melica uniflora* (uvedené v poradí, v akom rozkvitali). Druhy *Ballota nigra* (rok 2012) a *Lamium maculatum* (rok 2013) kvitli v troch etapách, tzn. že 3-krát počas vegetačného obdobia začali a ukončili svoje generatívne fázy.

Neskoré jarné druhy (rozkvitanie – máj 2012) na rúbanisku zastupovali *Ajuga genevensis*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, *Melica nutans*, *M. uniflora*, *Polygonatum latifolium*, *P. multiflorum*, *Rubus fruticosus* agg., *Dactylis glomerata*, *Euonymus europaeus*, *Galium aparine*, *Rosa canina* agg., *R. tomentosa*, *Erigeron annuus* subsp. *annuus*, *Ligustrum vulgare*, *Milium effusum*, *Sambucus nigra*. V lesnom poraste rozkvitali nasledovné druhy: *Convallaria majalis*, *Dentaria bulbifera*, *Geum urbanum*, *Melica uniflora*, *Polygonatum multiflorum*, *P. latifolium*. V roku 2013 na rúbaniskách medzi neskoré jarné druhy patrili: *Melica uniflora*, *Ajuga genevensis*, *Carex ovalis*, *Euonymus europaeus*, *Fragaria moschata*, *Galium aparine*, *Geum urbanum*, *Roegneria canina*, *Melica nutans*, *Milium effusum*, *Robinia pseudoacacia*, *Silene latifolia* subsp. *alba*, *Dactylis glomerata*, *Ligustrum vulgare*. V lesnom poraste to boli: *Polygonatum latifolium*, *Alliaria petiolata*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*, *Polygonatum multiflorum*, *Glechoma hirsuta*, *Dentaria bulbifera*, *Geum urbanum*.

Na rúbanisku medzi skoré letné druhy, ktoré rozkvitli v júni 2012, patrili: *Brachypodium sylvaticum*, *Cirsium arvense*, *Hypericum hirsutum*, *Impatiens parviflora*, *Poa nemoralis*, *Roegneria canina*, *Silene latifolia* subsp. *alba*, *Verbascum austriacum*, *Cirsium canum*, *C. vulgare*, *Serratula tinctoria*, *Calamagrostis epigejos*, *Clinopodium vulgare*, *Linaria vulgaris*,

Urtica dioica. V roku 2013 to boli: *Ballota nigra*, *Erigeron annuus* subsp. *annuus*, *Hypericum hirsutum*, *Impatiens parviflora*, *Sambucus nigra*, *Urtica dioica*, *Astragalus glycyphyllos*, *Bromus benekenii*, *Calamagrostis epigejos*, *Carduus acanthoides*, *Cirsium arvense*, *Sambucus ebulus*, *Arctium lappa*, *Aster lanceolatus*, *Cirsium vulgare*. V júni 2012 a aj v roku 2013 kvitli v lesnom poraste len 2 druhy: invázna bylina *Impatiens parviflora* a *Roegneria canina*.

Neskoré letné druhy (rozkvitanie od júla) sú zdokumentované iba na rúbaniskách. V lesnom poraste pretrvávali v kvitnutí *Roegneria canina* až do júla 2012 a augusta 2013 a *Impatiens parviflora* do augusta 2012 a 2013. V júli (2012) na rúbanisku rozkvitali *Arctium lappa*, *Astragalus glycyphyllos*, *Inula conyzae*, *Sambucus ebulus*, *Artemisia vulgaris*, *Clematis vitalba*, *Ballota nigra*, *Solanum dulcamara*. V auguste k nim pribudli taxóny *Fallopia dumetorum*, *Securigera varia*, *Aster novi-belgii* agg., *Lactuca serriola*, *Solidago canadensis*, *Aster lanceolatus* a v septembri má ďalšie kvitnutie *Ballota nigra*.

V roku 2013 v júli rozkvitali: *Clinopodium vulgare*, *Verbascum chaixii* subsp. *austriacum*, *Clematis vitalba*, *Inula conyzae*, v auguste pribúdajú *Solidago canadensis*, *Aster novi-belgii* agg., *Fallopia dumetorum* a v októbri znovu rozkvitol taxón *Lamium maculatum*.

V roku 2012 druhy, ktoré najdlhšie pretrvávajú vo fenofáze kvitnutie, sú: *Aster lanceolatus*, *Ballota nigra* a *Erigeron annuus* subsp. *annuus* do 20. novembra, *Aster novi-belgii* agg. až do 30. novembra. Pri poslednom fenologickom pozorovaní 11. decembra 2013 sú ešte ako kvitnúce taxóny zdokumentované: *Aster lanceolatus*, *A. novi-belgii* agg., *Erigeron annuus* subsp. *annuus*, *Inula conyzae*, *Lamium maculatum*, *Solidago canadensis*.

Tab 1 Fenologický kalendár znázorňujúci kvitnutie rastlinných taxónov v roku 2012

Tab 1 Phenological calendar presenting the blooming of plant taxa in 2012

[illegible]

[illegible]

Tab 2 Fenologický kalendár znázorňujúci kvitnutie rastlinných taxónov v roku 2013

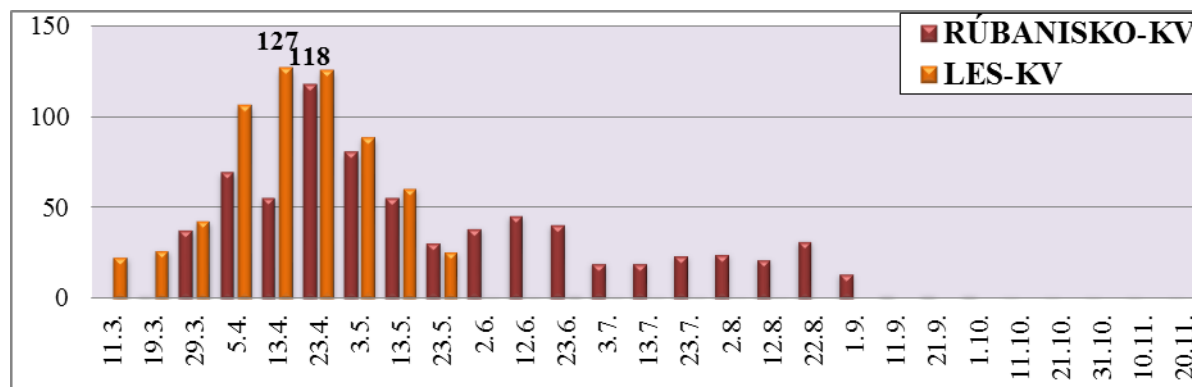
Tab 2 Phenological calendar presenting the blooming of plant taxa in 2013

	II.		III.		IV.				V.			VI.			VII.		VIII.			IX.		X.			XI.			XII.
	18.	4.	22.	2.	12.	17.	21.	26.	4.	15.	27.	5.	16.	28.	10.	22.	3.	15.	27.	8.	20.	1.	12.	23.	4.	16.	28.	11.
Druh – Rubus les																												
<i>Cornus mas</i>																												
<i>Stellaria media</i>																												
<i>Mercurialis perennis</i>																												
<i>Pulmonaria officinalis</i>																												
<i>Viola hirta</i>																												
<i>Viola mirabilis</i>																												
<i>Anemone ranunculoides</i>																												
<i>Corydalis solida</i>																												
<i>Gagea lutea</i>																												
<i>Isophrum thalictroides</i>																												
<i>Lamium maculatum</i>																												
<i>Viola odorata</i>																												
<i>Viola riviniana</i>																												
<i>Polygatum latifolium</i>																												
<i>Ajuga reptans</i>																												
<i>Alliaria petiolata</i>																												
<i>Carpinus betulus</i>																												
<i>Ficaria bulbifera</i>																												
<i>Galeobdolon luteum</i>																												
<i>Galium odoratum</i>																												
<i>Lathyrus vernus</i>																												
<i>Acer campestre</i>																												
<i>Vinca minor</i>																												
<i>Tithymalus cyparissias</i>																												
<i>Polygatum multiflorum</i>																												
<i>Rubus fruticosus</i> agg.																												

	Kvitnutie súčasne na oboch typoch stanovišť.	
	Kvitnutie iba na lesných TVP.	Kvitnutie
	iba na rúbaniskových TVP	

Fenologické optimum, vyjadrené číslom kvitnúcej významnosti (118), bolo na rúbanisku zdokumentované 23. apríla (Obr. 4). V tomto období kvitli na rúbanisku v najvyššej pokryvnosti druhy: *Acer campestre*, *Ajuga reptans*, *Ballota nigra*, *Tithymalus cyparissias*, *Fragaria moschata*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*, *Glechoma hirsuta*, *Lamium maculatum*, *Pulmonaria officinalis*, *Stellaria media*.

V lesnom poraste bolo fenologické optimum zaznamenané 13. apríla 2012 (číslo kvitnúcej významnosti – 127). Medzi kvitnúce druhy v najvyššej pokryvnosti patrili: *Anemone ranunculoides*, *Carpinus betulus*, *Corydalis solida*, *Ficaria bulbifera*, *Gagea lutea*, *Glechoma hirsuta*, *Lamium maculatum*, *Mercurialis perennis*, *Pulmonaria officinalis*, *Vinca minor*, *Viola hirta*, *V. reichenbachiana*.

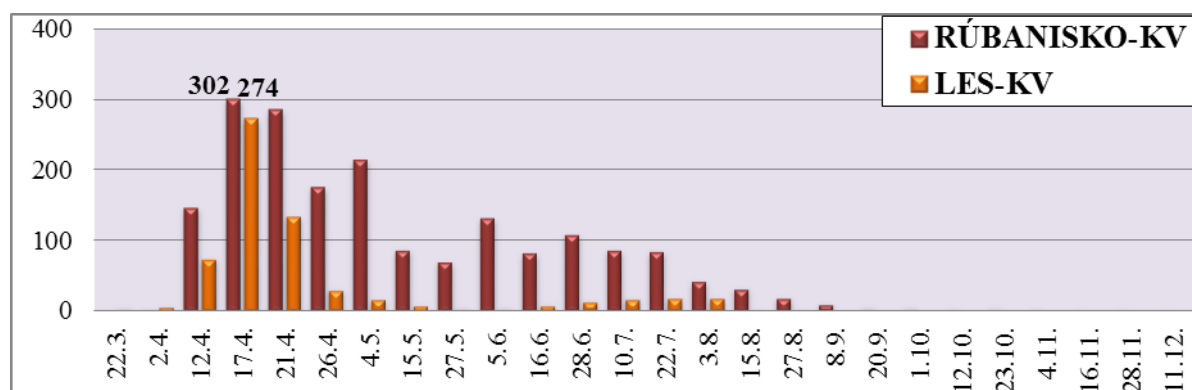


Obr. 4 Fenologické optimum (vyjadrené číslom kvitnúcej významnosti) rúbanisko/les v roku 2012

Fig 4 Phenological optimum (in number of blooming importance) clearcut/forest in 2012

V roku 2013 bolo fenologické optimum na rúbanisku zaznamenané 17. apríla (číslo kvitnúcej významnosti – 302) (Obr. 5). V tomto období kvitli najhojnejšie druhy: *Ajuga reptans*, *Alliaria petiolata*, *Anemone ranunculoides*, *Cornus mas*, *Corydalis solida*, *Ficaria bulbifera*, *Gagea lutea*, *Galeobdolon luteum*, *Lamium maculatum*, *Mercurialis perennis*, *Polygonatum latifolium*, *Pulmonaria officinalis*, *Stellaria media*, *Viola hirta*, *V. mirabilis*, *V. odorata*, *V. riviniana*.

V lesnom poraste bolo fenologické optimum zaznamenané taktiež 17. apríla 2013 s číslom kvitnúcej významnosti 274. V tomto termíne kvitli nasledovné taxóny v najvyššej pokryvnosti: *Anemone ranunculoides*, *Carpinus betulus*, *Cornus mas*, *Corydalis solida*, *Isopyrum thalictroides*, *Mercurialis perennis*, *Pulmonaria officinalis*, *Viola mirabilis*.



Obr. 5 Fenologické optimum (vyjadrené číslom kvitnúcej významnosti) rúbanisko/les v roku 2013

Fig 5 Phenological optimum (in number of blooming importance) clearcut/forest in 2013

Priemerný počet dní kvitnutia v roku 2012 bol na rúbanisku 43 a v lesnom poraste 26. Počas roka 2013 kvitli taxóny na rúbanisku priemerne 47 a v lesnom poraste 24 dní.

Medzi krátkokvitnúce druhy (I. a II. kategória) iba v roku 2012 na rúbanisku patrili (Obr. 6 a Obr. 7): *Acer campestre*, *Arctium lappa*, *Astragalus glycyphyllos*, *Cirsium arvense*, *Cornus mas*, *Galium aparine*, *Milium effusum*, *Poa nemoralis*, *Polygonatum latifolium*, *P. multiflorum*, *Roegneria canina*, *Rubus fruticosus* agg., *Sambucus nigra*, *Securigera varia*, *Serratula tinctoria*, *Solidago canadensis*, *Stellaria media*, *V. reichenbachiana*. Iba v roku 2013 to boli: *Calamagrostis epigejos*, *Carex ovalis*, *Cirsium vulgare*, *Dactylis glomerata*, *Pulmonaria officinalis*, *Verbascum austriacum*, *Viola hirta*, *V. odorata*, *V. riviniana*.

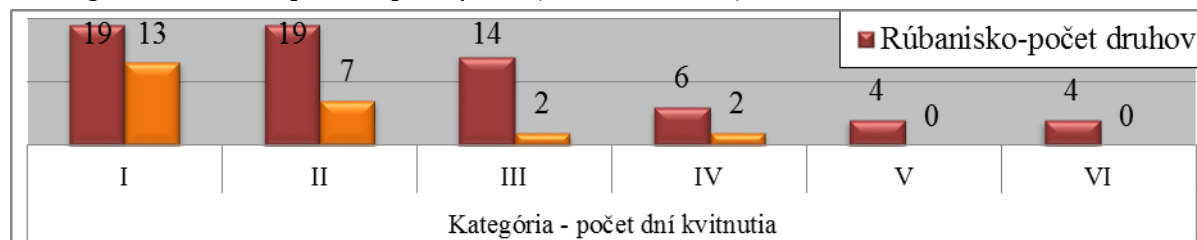
Počas oboch rokov krátko kvitli taxóny *Ajuga genevensis*, *A. reptans*, *Anemone ranunculoides*, *Corydalis solida*, *Tithymalus cyparissias*, *Fallopia dumetorum*, *Ficaria bulbifera*, *Fragaria moschata*, *Gagea lutea*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*, *Geum urbanum*, *Glechoma hirsuta*, *Hypericum hirsutum*, *Melica nutans*, *M. uniflora*, *Mercurialis perennis*, *Urtica dioica*, *Viola mirabilis*.

V lesnom poraste krátkokvitnúce druhy v roku 2012 predstavovali *Convallaria majalis*, *Cornus mas*, *Melica uniflora*, *Viola hirta*, *V. reichenbachiana* a v roku 2013 *Corydalis solida*, *Ficaria bulbifera*, *Isopyrum thalictroides*, *Lathyrus vernus*, *Viola mirabilis*. Počas oboch rokov to boli: *Anemone ranunculoides*, *Dentaria bulbifera*, *Galeobdolon luteum*, *Galium odoratum*, *Geum urbanum*, *Glechoma hirsuta*, *Mercurialis perennis*, *Polygonatum latifolium*, *P. multiflorum*, *Pulmonaria officinalis*, *Vinca minor*.

Do III. kategórie na rúbanisku v roku 2012 patrili taxóny: *Artemisia vulgaris*, *Calamagrostis epigejos*, *Cirsium canum*, *Dactylis glomerata*, *Euonymus europaeus*, *Lactuca serriola*, *Lamium maculatum*, *Ligustrum vulgare*, *Pulmonaria officinalis*, *Rosa canina* agg., *Solanum dulcamara*. V roku 2013 to boli druhy: *Alliaria petiolata*, *Arcium lappa*, *Astragalus glycyphyllos*, *Bromus benekenii*, *Cirsium arvense*, *Galium aparine*, *Millium effusum*, *Polygonatum latifolium*, *P. multiflorum*, *Roegneria canina*, *Stellaria media*. Počas oboch rokov sa na rúbanisku vyskytovali druhy III. kategórie: *Carduus acanthoides*, *Clematis vitalba*, *Sambucus ebulus*.

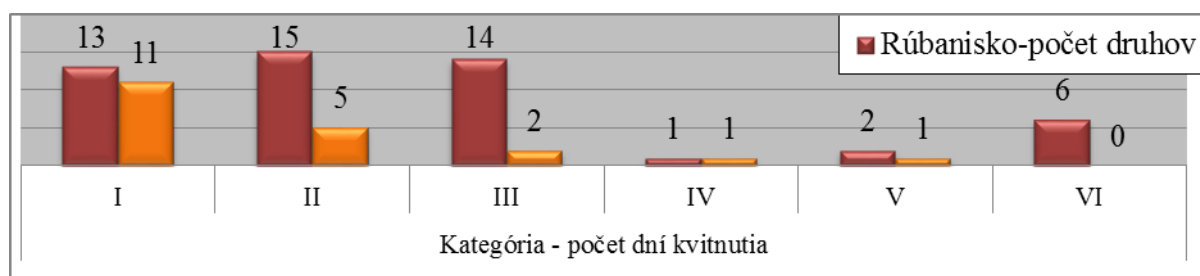
Medzi druhy, ktoré kvitli dlho (IV. a V. kategória) v roku 2012 na rúbanisku patrili: *Ballota nigra*, *Brachypodium sylvaticum*, *Cirsium vulgare*, *Geranium robertianum*, *Linaria vulgaris*, *Rosa tomentosa*, *Verbascum austriacum*. V roku 2013 to boli druhy *Lamium maculatum*, *Solidago canadensis*. Dlhokvitnúce druhy počas oboch rokov predstavovali *Aster lanceolatus*, *A. novi-belgii* agg., *Clinopodium vulgare*, *Erigeron annuus* subsp. *annuus*, *Impatiens parviflora*, *Inula conyzae*, *Silene latifolia* subsp. *alba*.

V roku 2012 patrili v lesnom poraste do III. kategórie taxóny *Carpinus betulus*, *Lamium maculatum* a do VI kategórie *Roegneria canina* a *Impatiens parviflora*. V roku 2013 kategóriu III zastupovali *Alliaria petiolata*, *Roegneria canina*, kategóriu IV *Melica uniflora* a kategóriu V druh *Impatiens parviflora* (Obr. 6 a Obr. 7).



Obr. 6 Počet dní kvitnutia na rúbanisku a v lesnom poraste v roku 2012

Fig 6 Number of blooming days on clearcuts and in the forest vegetation in 2012



Obr. 7 Počet dní kvitnutia na rúbanisku a v lesnom poraste v 2013

Fig 7 Number of blooming days on clearcuts and in the forest vegetation in 2013

Vysvetlivky:

I. kategória - 7-20, II. - 21-39, III. - 40-59, IV. - 60-79, V. - 80-99, VI. - 100-190 dní kvitnutia.

Ťažbou dreva v novembri 2006 dochádza k vytvoreniu dvoch typov stanovišť (rúbanisko – lesný porast). Týmto narušením sa výrazne zmenilo fenologické optimum, dĺžka kvitnutia a počet kvitnúcich druhov. Lesné spoločenstvo je charakteristické svojim zatienením a medzidruhovou konkurenciou a tým dochádza jednak k ochrane lesného porastu pred introdukciou nepôvodných druhov, na druhej strane, ak už dôjde k rastu nepôvodných svetlomilných druhov na otvorenejšom mieste lesného porastu (napr. po odumretí starších drevín), postupnou sukcesiou ich napokon lesné druhy vytlačia. Naproti tomu rúbaniská poskytujú otvorený priestor pre príchod a udomácnenie svetlomilných synantropných, rúbaniskových, inváznych druhov. V lesnom poraste došlo iba k udomácneniu tieňomilnej inváznej byliny *Impatiens parviflora* a dreviny *Robinia pseudoacacia*. Na základe výsledkov je viditeľný značný rozdiel v druhovom zložení rúbanísk a lesného porastu. Na rúbaniskách kvitlo 64 (2012), príp. 59 (2013) druhov, kým v lesnom poraste na rovnako veľkej ploche iba 24 (rok 2012), príp. 22 taxónov (rok 2013).

V skorej jari sú abiotické podmienky týchto dvoch stanovišť (rúbanisko – lesný porast) veľmi podobné. V marci a začiatkom apríla kvitli na oboch typoch stanovišť iba lesné druhy – efemeroidy, jarné geofyty a iné jarné druhy typické pre lesné spoločenstvo. Výrazný rozdiel sme zaznamenali v mesiaci marec a to pri porovnaní sledovaných rokov. V marci 2013 sa vyskytla veľmi nízka teplota a došlo aj k výskytu mrazov.

Kvitnutie druhov *Anemone ranunculoides*, *Cornus mas*, *Corydalis solida*, *Ficaria bulbifera*, *Gagea lutea*, *Isopyrum thalictroides*, *Mercurialis perennis*, *Pulmonaria officinalis* je markantne posunuté na neskoršie jarné obdobie roka 2013. V apríli 2013, najmä jeho začiatkom sa teplota intenzívne zvyšuje a dochádza ku kvitnutiu takmer všetkých jarných druhov, ktoré sa na rúbaniskách či v lesnom poraste vyskytovali. V apríli 2012 kvitlo na rúbaniskách 12, kým v roku 2013 to bolo až 21 taxónov. V lesnom poraste kvitlo v roku 2012 6 taxónov a v roku 2013 to bolo až 11 taxónov. Túto skutočnosť nám potvrdzuje aj veľmi rozdielne číslo kvitnúcej významnosti. V roku 2012 sa významnosť kvitnutia pohybovala okolo hodnoty 120, kým v roku 2013 dosiahla hodnotu až okolo 300. Konštatujeme, že začiatkom apríla 2013 dochádza k intenzívnemu vplyvu teploty vzduchu, ktorá aktivizuje fázu kvitnutie takmer u všetkých jarných druhov.

Koncom apríla a v máji na rúbaniskách okrem lesných druhov začínali kvitnúť aj synantropné a rúbaniskové druhy (*Ballota nigra*, *Carduus acanthoides*, *Tithymalus cyparissias*, *Fragaria viridis*, *Galium aparine*, *Rosa canina* agg., *R. tomentosa*, *Rubus fruticosus* agg., *Sambucus nigra*, *Stellaria media* a invázny taxón *Erigeron annuus* subsp. *annuus*). V mesiacoch apríl a máj naopak v lesnom poraste kvitli druhy typické len pre dubovo-hrabové lesy. Od konca apríla nedochádza k výraznejšiemu rozdielu v rámci teploty počas rokov 2012 a 2013. U fázy kvitnutie preto nepozorujeme väčší posun alebo veľmi markantné rozdiely.

V júni sa v lesnom poraste výrazne znižuje počet kvitnúcich druhov, kvitnú tu len 2 druhy: invázna bylina *Impatiens parviflora* a tráva *Roegneria canina*. Naopak na rúbanisku kvitli v júni a júli 2012 ďalšie synantropné, rúbaniskové a invázne druhy: *Arctium lappa*, *Artemisia vulgaris*, *Astragalus glycyphyllos*, *Ballota nigra*, *Cirsium arvense*, *C. canum*, *C. vulgare*, *Calamagrostis epigejos*, *Clematis vitalba*, *Clinopodium vulgare*, *Impatiens parviflora*, *Inula conyzae*, *Linaria vulgaris*, *Sambucus ebulus*, *Serratula tinctoria*, *Silene latifolia* subsp. *alba*, *Solanum dulcamara*, *Urtica dioica*, *Verbascum austriacum*. V auguste k nim pribudli ďalšie taxóny, ako *Aster lanceolatus*, *Aster novi-belgii* agg., *Ballota nigra*, *Fallopia dumetorum*, *Lactuca serriola*, *Securigera varia*, *Solidago canadensis*.

Kvitnúce druhy na rúbanisku pretrvávajú až do 30. novembra 2012. V roku 2013 boli pri poslednom pozorovaní 11. decembra 2013 ako kvitnúce zdokumentované *Aster novi-belgii* agg., *A. lanceolatus*, *Erigeron annuus* subsp. *annuus*, *Inula conyzae*, *Lamium maculatum*, *Solidago canadensis*. Dôvodom rozdielu medzi rokmi je fakt, že v roku 2012 sa pri poslednom terénnom pozorovaní 10. decembra už vyskytovala hrubšia snehová pokrývka, kým v roku 2013 boli podmienky na pretrvávajúce generatívnych orgánov rastlín vhodné aj v novembri či decembri. V lesnom poraste posledný kvitnúcí druh (*Impatiens parviflora*) bol zaznamenaný v auguste počas oboch rokov. Tento fakt predstavuje veľmi výrazný rozdiel (štyri mesiace) v pretrvávajúci kvitnutia medzi skúmanými dvomi stanovišťami.

Medzi druhy, ktoré sa vyskytovali spoločne v oboch typoch stanovišť patrili jarné efemeroidy: *Anemone ranunculoides*, *Corydalis solida*, *Ficaria bulbifera*. Pri týchto efemeroidoch neboli spozorované väčšie rozdiely v nástupe a trvaní sledovanej fenofázy kvitnutia medzi TVP na rúbaniskách a v lese. Medzi ďalšie druhy, vyskytujúce sa v oboch typoch stanovišť, pri ktorých nebol pozorovaný rozdiel v dobe kvitnutia medzi TVP na rúbaniskách a na TVP v lese patrili: *Pulmonaria officinalis*, *Mercurialis perennis*, *Polygonatum latifolium*, *P. multiflorum*, *Glechoma hirsuta*.

Väčšie rozdiely sú zaznamenané pri drevine *Cornus mas*, a to v roku 2012 taxón kvitol skôr a dlhšie v lesnom poraste. Táto skutočnosť je pravdepodobne spôsobená tým, že rúbanisková TVP je husto zarastená krovinami a drevina nemala dostatok svetla a tepla na vývoj kvetných púčikov na začiatku jari ako v lese.

Na rúbaniskách kvitli taxóny priemerne 43, príp. až 47 dní, v lesnom poraste to bolo len 24, príp. 26 dní, čo je výrazný rozdiel medzi sledovanými stanovišťami. Na TVP na rúbaniskách kvitli veľmi dlho hlavne synantropné a invázne druhy, čo je dôsledkom holorubnej ťažby a tým vytvorením stanovišť a rúbanisko.

Fenologické optimum bolo v roku 2012 zaznamenané na rúbaniskách 23. apríla a v lesnom poraste 13. apríla. V roku 2013 bolo fenologické optimum 17. apríla, a to na oboch typoch stanovišť. Kým na TVP v lesnom poraste fenologické optimum tvoria len lesné druhy, u TVP na rúbaniskách okrem lesných sú to aj synantropné a rúbaniskové druhy: *Alliaria petiolata*, *Ballota nigra*, *Tithymalus cyparissias*, *Fragaria viridis*, *Stellaria media*, *Viola hirta*, *V. riviniana*. Konštatujeme, že na základe vzniku nového typu stanovišť – rúbanisko dochádza k výraznej zmene vo fenologickom optime. Kým fenologické optimum je v lesnom poraste tvorené jarnými lesnými druhmi, na rúbaniskách už začínajú kvitnúť rúbaniskové druhy a to v dosť vysokej pokryvnosti. Konštatujeme, že fenologické optimum na rúbaniskách je tvorené z 50 % pokryvnosti kvitnúcich lesných a 50 % pokryvnosť tvoria kvitnúce jarné synantropné a rúbaniskové taxóny.

Záver

V príspevku sú spracované výsledky fenologického výskumu uskutočneného na lokalite Bábsky les vo vegetačnom období rokov 2012 a 2013. Konkrétne je príspevok zameraný na

zhodnotenie a porovnanie nástupu a priebehu fenologickej fázy – kvitnutie a určenie fenologického optima. Na základe výsledkov sme dospeli k záverom:

1. Ťažbou dreva dochádza k vytvoreniu dvoch typov stanovišť a týmto narušením sa výrazne zmenilo fenologické optimum, dĺžka kvitnutia a počet kvitnúcich druhov.
2. V skorej jari sú abiotické podmienky týchto dvoch stanovišť veľmi podobné. V marci a začiatkom apríla kvitli na oboch typoch stanovišť iba lesné druhy – efemeroidy, jarné geofyty a iné jarné druhy typické pre lesné spoločenstvo. Výrazný rozdiel sme zaznamenali v mesiaci marec a to pri porovnaní sledovaných rokov. V marci 2013 sa vyskytla veľmi nízka teplota a došlo aj k výskytu mrazov. Koncom apríla a v máji na rúbaniskách okrem lesných druhov začínali kvitnúť aj synantropné a rúbaniskové druhy. V júni v lesnom poraste kvitnú len 2 druhy – *Impatiens parviflora* a *Roegneria canina*. Naopak na rúbanisku kvitli v júni, júli a auguste ďalšie synantropné, rúbaniskové a invázne druhy.
3. Fenologické optimum bolo v roku 2012 zaznamenané na rúbaniskách 23. apríla a v lesnom poraste 13. apríla. V roku 2013 bolo fenologické optimum 17. apríla, a to na oboch typoch stanovišť. Kým na TVP v lesnom poraste fenologické optimum tvoria len lesné druhy, u TVP na rúbaniskách okrem lesných sú to aj synantropné a rúbaniskové druhy: *Alliaria petiolata*, *Tithymalus cyparissias*, *Fragaria viridis*, *Stellaria media*, *Viola hirta*, *V. riviniana*.
4. Na rúbaniskách kvitli taxóny priemerne 43, príp. až 47 dní, v lesnom poraste to bolo len 24, príp. 26 dní, čo je výrazný rozdiel medzi sledovanými stanovišťami. Na TVP na rúbaniskách kvitli veľmi dlho hlavne synantropné a invázne druhy, čo je dôsledkom holorubnej ťažby a tým vytvorením stanovišť a rúbanisko.

Literatúra

- ELIÁŠ, P. 2010a. Zmeny biodiverzity v Bábskom lese a blízkom okolí (Nitrianska pahorkatina, Juhozápadné Slovensko). In *Starostlivosť o biodiverzitu vo vidieckej krajine*, Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita, s. 151-158. ISBN 978-80-552-0445-1,
- ELIÁŠ, P. 2010b. Fenotypové plastické odpovede netýkavky malokvetej (*Impatiens parviflora*) na zmeny prostredia po ťažbe stromov v lese. *Rosalia*, Nitra, roč. 21, s. 33-46. ISBN 978-80-970672-1-2.
- FUTÁK, J. 1980. Fytogeografické členenie. Mapa 1: 100 000. In MAZÚR, E. (red): *Atlas Slovenskej socialistickej republiky*. 1. vyd. Bratislava, SAV; SÚGK, 88 s.
- JEDLIČKA, J. - KALIVODOVÁ, A. 2002. Zoogeografické členenie – terestrický biocyklus (1:2000 000), In Miklós, L. (ed.): *Atlas krajiny Slovenskej republiky* (mapa č. 27). MŽP SR Bratislava a Agentúra životného prostredia Banská Bystrica, 344 s.
- JURKO, A. 1970. Subject, problems and goals of the „Báb“ Research Project. In *Res. Project Báb, Progr. Rep. I*. Bratislava. s. 9-14.
- KOLEKTÍV 2000. *Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska*. Bazálna referenčná taxonómia. ES VÚPOP Bratislava, 76 s.
- KONČEK, M. 1980. Klimatické oblasti. Mapa 1: 1 000 000. In *Atlas SSR*, 1. vyd., Bratislava, SAV, SÚGK, 64 s.
- MARHOLD, K. - HINDÁK, F. (eds.) 1998. *Zoznam nižších a vyšších rastlín Slovenska*. Bratislava, Veda, 687 s.
- MAZÚR, E. - LUKNIŠ, M. 1980. Geomorfologické jednotky. Mapa 1:500 000. In Kol. autorov: *Atlas SSR*. Kap. IV. Povrch. Bratislava, SAV, SÚGK, s. 54-55.
- MORAVEC, J. a kol. 1994. *Fytocenologie*. Praha : Academia, 403 s. ISBN 80-200-0457-2.
- WESTHOFF, W. – VAN DEN MAAREL, E. 1978. The Braun-Blanquet approach. In: R. H. WHITTAKER (ed.): *Classification of Plant Communities*. The Hague, s. 287-399
- ZLATNÍK, A. 1978. *Lesnická fytocenologie*. Praha : Státní zemědělské nakladatelství, 495 s.

VNÍMANIE KONCEPTU SPOLOČENSKEJ ZODPOVEDNOSTI NA OKRESNÝCH ÚRADOCH V BANSKOBYSSTRICKOM KRAJI

PERCEPTION OF THE CONCEPT OF CORPORATE SOCIAL RESPONSIBILITY AT THE DISTRICT OFFICES IN BANSKÁ BYSTRICA REGION

Maroš Pliešтик¹, Jana Jadudová²

¹Mgr. Maroš Pliešтик, Okresný úrad Banská Bystrica – odbor starostlivosti o životné prostredie, Nám. Ľ. Štúra 1, 974 05 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: Maros.Pliestik@minv.sk

²RNDr. Jana Jadudová, PhD., Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, Slovenská republika, e-mail: Jana.Jadudova@umb.sk

Abstrakt: Príspevok prezentuje čiastkové výsledky prieskumu z oblasti uplatňovania spoločenskej zodpovednosti organizácií v prostredí verejnej správy. Prieskum sa realizoval v časovom období koniec roka 2013 – prvá polovica roka 2014 formou dotazníka, distribuovaného e-mailovou formou. Hodnotená vzorka predstavovala okresné úrady Banskobystrického kraja: Revúca, Brezno, Lučenec, Poltár, Rimavská Sobota, Veľký Krtíš, Detva, Zvolen, Žiar nad Hronom, Banská Štiavnica, Žarnovica, Banská Bystrica, Krupina. Z každého úradu sme dostali jeden kompletne vyplnený dotazník. Pre potreby príspevku sme vybrali otázky z oblasti: známosť pojmu spoločenská zodpovednosť, zodpovednosť voči zainteresovaným stranám, transparentné a etické riadenie, podporné programy na zabezpečenie rozvoja ľudských zdrojov (odmeňovanie, flexibilné formy práce), ochrana životného prostredia. Na základe výsledkov môžeme konštatovať, že 12 respondentov pozná pojem spoločenská zodpovednosť, v rámci ktorého sa správajú zodpovedne k občanom. Len 4 respondenti využívajú princípy work-life balance a ochrane životného prostredia sa venujú v prevažnej väčšine.

Kľúčové slová: spoločenská zodpovednosť, verejná správa, okresný úrad, triple-bottomline.

Abstract: The article presents partial results of a survey on the field of application on the Corporate Social Responsibility in the area of public administration. The results was realized during the end of 2013-the first half of 2014, on a questionnaire, distributed by e-mail form. The sample, which was evaluated, represented district offices of Banská Bystrica region: Revúca, Brezno, Lučenec, Poltár, Rimavská Sobota, Veľký Krtíš, Detva, Zvolen, Žiar nad Hronom, Banská Štiavnica, Žarnovica, Banská Bystrica, Krupina. For each office, we received only one fully completed questionnaire. For the needs of the article we have selected issues: perception of the concept of corporate social responsibility, responsibility to stakeholders, transparent and ethical management, support programs to ensure the development of human resources (reward, flexible forms of work), protection of the environment. Based on the results, we can conclude that the 12 respondents are aware of the Corporate Social Responsibility, behave as responsible to citizens. Only 4 respondents utilize the principles of work-life balance and the majority of offices perform environmental protection.

Key words: Corporate Social Responsibility, public administration, district office, triple-bottom-line.

Úvod

Organizácie na celom svete si v rastúcej miere uvedomujú potrebu zodpovedného spoločenského správania. Spoločenská zodpovednosť organizácií (Corporate Social Responsibility, CSR) predstavuje v dnešnej dobe štandard, pomocou ktorého organizácie prispievajú k udržateľnému rozvoju, zdraviu a prosperite spoločnosti. Je to odraz rastúceho uznania potreby zabezpečenia zdravého životného prostredia, sociálnej rovnosti a riadenia v organizácii. Nástroj komplexného manažérstva organizácie, za ktorý je spoločenská zodpovednosť organizácií označovaná, sa stal základom politiky Európskej únie a Svetového ekonomického fóra na nasledujúce storočie. Jej spresnenie priniesol celosvetovo, ale aj v podmienkach Slovenskej republiky, ISO štandard - ISO 26000:2010 (pre Slovenskú republiku STN ISO 26000:2011 *Usmernenie k spoločenskej zodpovednosti*). Za hlavnú charakteristiku popri trojzložkovom riadení (triple bottom line: ekonomická, environmentálna, sociálna línia) možno považovať dobrovoľnosť a udržateľný rozvoj.

Na území Slovenskej republiky daný dobrovoľný nástroj využívajú hlavne veľké a stredne veľké organizácie zo súkromného sektora s majetkovou účasťou zahraničného akcionára. Ako uvádza STN ISO 26000 (2011) tento nástroj je univerzálny, použiteľný vo všetkých sférach spoločnosti, čo vytvára priestor pre aplikáciu v podmienkach verejnej správy a samosprávy. Verejná správa vykonáva služby pre spoločnosť, kde hlavným cieľom je maximálne priblíženie sa k občanom. Filozofia spoločenskej zodpovednosti v prostredí orgánov verejnej správy je postavená na predpoklade, že žiadny úrad neexistuje len v ekonomických súvislostiach, ale ovplyvňuje celé okolie (komunitu, sociálnu situáciu zamestnancov, štátnych úradníkov, občanov). Daný vzťah je obojstranný, nakoľko zainteresované strany ovplyvňujú úspešnosť úradu. Zmyslom implementácie sa stáva, tak ako popisuje Mirvis, Googins (2006) minimalizácia dopadov svojej činnosti na okolité prostredie, maximalizácia prínosov (nielen v podobe ekonomických výnosov, ale aj budovanie dobrého mena, imagu, posilnenie konkurenčnej výhody), zodpovednosť a reagovanie na podnety svojich stakeholderov. Verejná správa môže profitovať aj z výhod, ktoré vymedzil Pavlík, Bělčík, et al. (2010): ochrana a rozvoj dobrej povesti úradov, posilňovanie zodpovednosti voči občanom, šetrnejšie využívanie verejných prostriedkov (rôzne úspory), prilákanie kvalitných zamestnancov do úradov, objektívne dokazovanie a porovnávanie výsledkov (benchmarking, reporting), príležitosti pre rozvoj regiónu. Služby samosprávy sú službami pre občanov, ktorí požadujú dôveryhodnosť, transparentnosť, spoluprácu a skvalitnenie poskytovaných služieb, ako uvádza Jaďud'ová, Repa (2011).

Cieľom príspevku je zhodnotiť úroveň uplatňovania systému spoločenskej zodpovednosti podľa STN ISO 26000:2011 vo vybranej samospráve Slovenskej republiky na príklade okresných úradov Banskobystrického kraja.

Metodika

Výskumná časť prebiehala formou dotazníkového prieskumu, do ktorého boli zapojené okresné úrady Banskobystrického kraja: Revúca, Brezno, Lučenec, Poltár, Rimavská Sobota, Veľký Krtíš, Detva, Zvolen, Žiar nad Hronom, Banská Štiavnica, Žarnovica, Banská Bystrica a Krupina, v časom rozmedzí koniec roka 2013 – prvá polovica roka 2014. Vytvorený bol v balíku GoogleDocs a distribuovaný prostredníctvom e-mailov po prvotnom telefonickom oslovení úradov. Dotazník bol zameraný na zisťovanie úrovne zodpovedného správania subjektov a obsahoval 35 otázok, z ktorých bolo 21 otázok zatvoreného charakteru a 14 otázok otvoreného charakteru rozdelených v zmysle metódy triple-bottom-line. Pre potreby príspevku boli vybrané nasledovné otázky: známosť pojmu spoločenská zodpovednosť, zodpovednosť voči zainteresovaným stranám, transparentné a etické riadenie, podporné programy na zabezpečenie rozvoja ľudských zdrojov (odmeňovanie, flexibilné formy práce),

ochrana životného prostredia. Dotazník vyplňali zástupcovia rôznych odborov na okresných úradoch: pozemkový a lesný odbor, odbor starostlivosti o životné prostredie, organizačný odbor, pričom sme za každý úrad dostali jeden kompletne vyplnený dotazník. Návratnosť predstavovala 100%. Následne sme otázky vyhodnocovali formou grafov.

V zmysle realizovaného výskumu sme stanovili hypotézy, ktoré sme vyhodnocovali štatisticky pomocou chí kvadrátu.

Hypotéza 1: Úrady so zavedeným systémom manažérstva kvality vykazujú známky etického správania.

Hypotéza 2: Úrady, ktoré poznajú systém spoločenskej zodpovednosti v zmysle STN ISO 26000:2011, vykonávajú opatrenia na ochranu životného prostredia.

Hypotéza 3: Úrady, ktoré poznajú systém spoločenskej zodpovednosti v zmysle STN ISO 26000:2011 motivujú (odmeňujú) svojich zamestnancov k dobrým a kvalitným výsledkom.

Pre vyhodnotenie stanovených hypotéz sme zvolili štatistickú metódu hodnotenia kvalitatívnych dát pomocou asociačnej tabuľky typu 2 x 2 (Tab 1). Hodnotenie vychádza z výpočtu testovacieho kritéria chí kvadrátu, ktorý možno vyjadriť v tvare:

$$\chi^2 = \frac{n (f_{11}f_{22} - f_{12}f_{21})^2}{f_{1.}f_{2.}f_{.1}f_{.2}} \quad (1)$$

Tab 1 Schéma asociačnej tabuľky
Tab 1 Scheme of Association Table

Znak B \ Znak A	1	2	Súčet $f_{i.}$
1	f_{11}	f_{12}	$f_{1.}$
2	f_{21}	f_{22}	$f_{2.}$
Súčet $f_{.j}$	$f_{.1}$	$f_{.2}$	$n = f_{..}$

Výpočet chí kvadrátu sa porovnáva s tabuľkovými hodnotami na štandardnej 95 a 99 % hladine významnosti. Pokiaľ je vypočítaná hodnota chí kvadrátu < ako tabuľková hodnota, testovanú hypotézu zamietame a prijímame jej alternatívu.

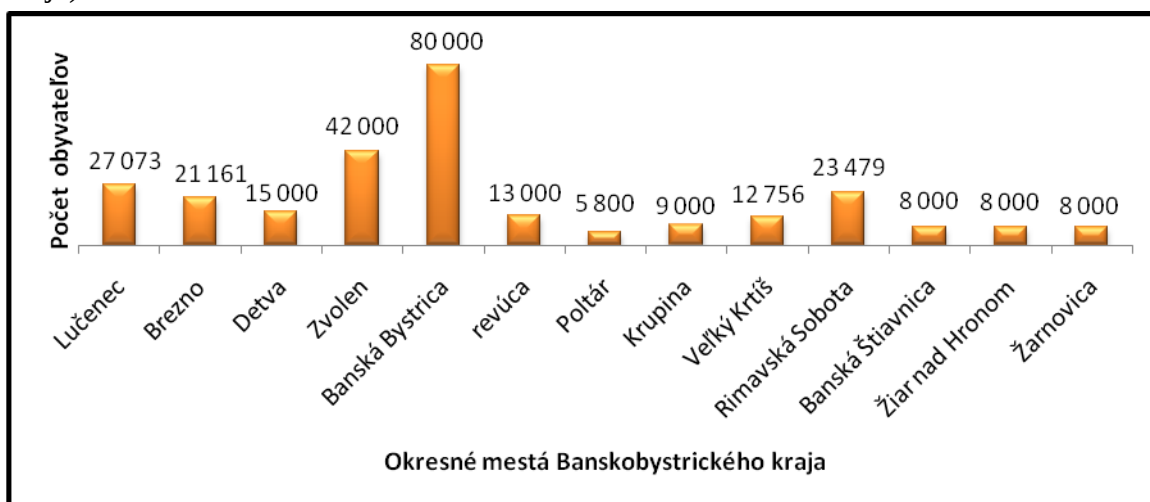
Charakteristika skúmanej vzorky

Štátna správa predstavuje jednu zo základných činností riadenia štátu, vykonávajú ju takzvané orgány štátnej správy. Štátna správa spolu so samosprávou tvorí verejnú správu. Okresné úrady predstavujú miestny orgán štátnej správy, ktorý je preddavkovou organizáciou Ministerstva vnútra Slovenskej republiky. Riadenie a jeho činnosť zabezpečuje prednosta okresného úradu, ktorého vymenúva a odvoláva vláda Slovenskej republiky na návrh ministra vnútra. Vykonávanie štátnej správy zabezpečuje odbor okresného úradu, alebo organizačný útvar odboru (Zákon č. 180/2013). Štátna správa prešla niekoľkými zmenami, kým k októbru 2013 vzniklo na území Slovenskej republiky 72 okresných úradov v sídlach kopírujúcich územnosprávne členenie Slovenskej republiky. V realizovanom výskume sme sa orientovali na banskobystrický kraj.

Banskobystrický kraj je rozlohou najväčší kraj na Slovensku. Je rozdelený do trinástich okresov.: Revúca, Brezno, Lučenec, Poltár, Rimavská Sobota, Veľký Krtíš, Detva, Zvolen,

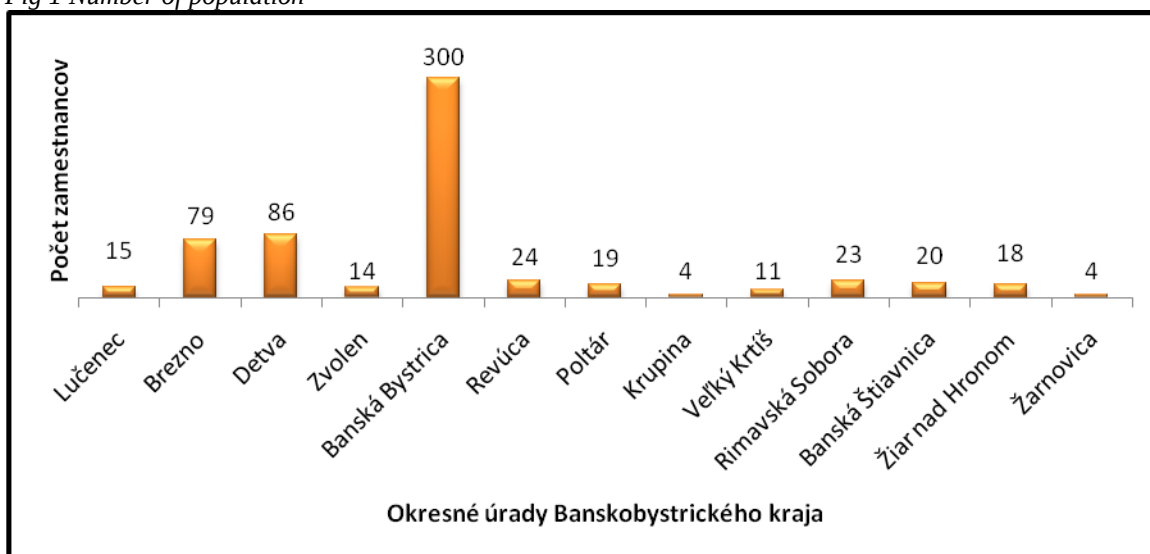
Žiar nad Hronom, Banská Štiavnica, Žarnovica, Banská Bystrica, Krupina. Kraj leží v južnej časti stredného Slovenska obkolesený desiatkami chránených území s maximálnou nadmorskou výškou 2043 metrov (Ďumbier) a minimálnou 130 metrov (Ipeľská kotlina). Z hľadiska prírody, mimoriadny krajinný význam predstavujú národné parky Nízke Tatry, Slovenský raj, Muránska planina a Veľká Fatra i chránené územia ako Štiavnické vrchy, Ponitrie, Cerova vrchovina či Poľana, ktorá je súčasne aj biosferickou rezerváciou v rámci programu UNESCO Človek a biosféra.

Banskobystrický samosprávny kraj sa rozprestiera na rozlohe 9 455 km² a zaraďuje sa v rámci Slovenskej republiky k najrozľahlejším krajom na Slovensku. V porovnaní s inými krajmi Slovenskej republiky má pomerne nízky počet obyvateľov (656 813 obyvateľov k 31.12.2013, čo predstavuje 12% podiel na celkovom počte obyvateľov Slovenskej republiky v rámci krajov). Hustota na 1 km² predstavuje necelých 70 obyvateľov, čo je najmenej zo všetkých krajov Slovenskej republiky. (Vachová, 2013) Demografiu obyvateľstva podľa skúmaných okresných miest prezentuje na základe výsledkov prieskumu Obr 1. Vo všeobecnej časti dotazníka sme sa zamerali aj na počet zamestnancov na pracovisku (Obr 2), ktorý odráža postavenie jednotlivých miest v kraji (Banská Bystrica ako hlavné sídlo kraja).



Obr 1 Počet obyvateľov

Fig 1 Number of population



Obr 2 Počet zamestnancov

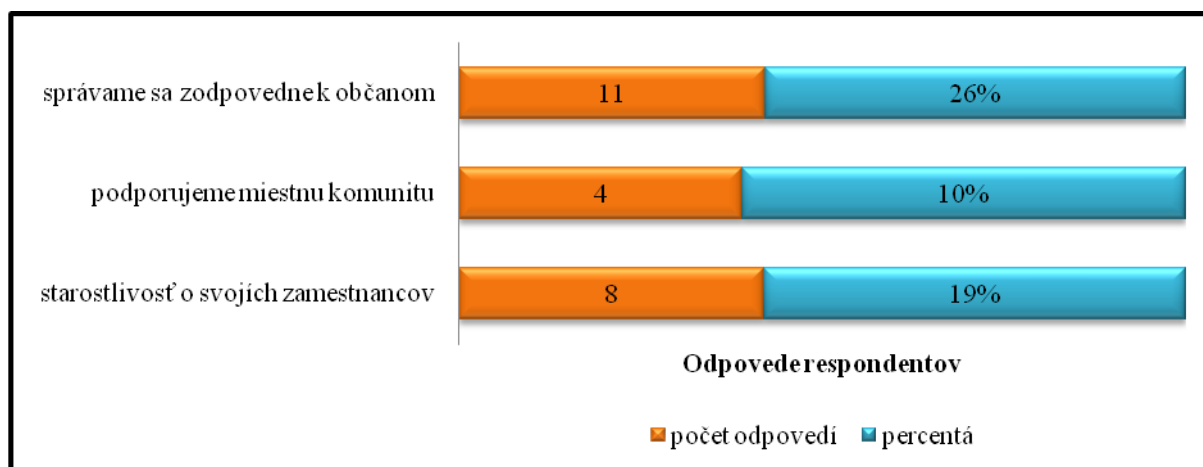
Fig 2 Number of employees

Výsledky a diskusia

Problematika spoločenskej zodpovednosti pre verejný sektor Slovenskej republiky predstavuje napriek norme STN ISO 26000:2011 pomerne neznámy pojem. Vyplýva to aj zo skutočnosti, že na území Slovenskej republiky sa doteraz realizovali prieskumy prevažne v prostredí privátneho sektora spoločnosti a len niekoľko prác sa venuje problematike vnímania spoločenskej zodpovednosti v územných samosprávach, (napr. Jaďuďová, Repa, 2011; Hrala, 2011; Sándorová, 2013). Výber výskumnej vzorky sme preto považovali za vhodný. Dotazník bol určený pre zástupcov okresných úradov v Banskobystrickom kraji.

Prieskumom sme zistili, že okresné úrady Banskobystrického kraja vnímajú pojem spoločenská zodpovednosť, zodpovedné podnikanie, či zodpovedné správanie v prevažnej väčšine oslovených respondentov. Z trinástich okresných úradov na nami položenú otázku odpovedalo kladne dvanásť, čo predstavuje 92%. Okresný úrad Revúca, ako jediný uviedol, že sa s danými pojmami nestretol. Vzhľadom na skutočnosť, že v dotazníku nebolo bližšie špecifikované vysvetlenie pojmov, sme v nasledujúcich otázkach zisťovali, s akými oblasťami prejavov zodpovedného správania si ho spájajú.

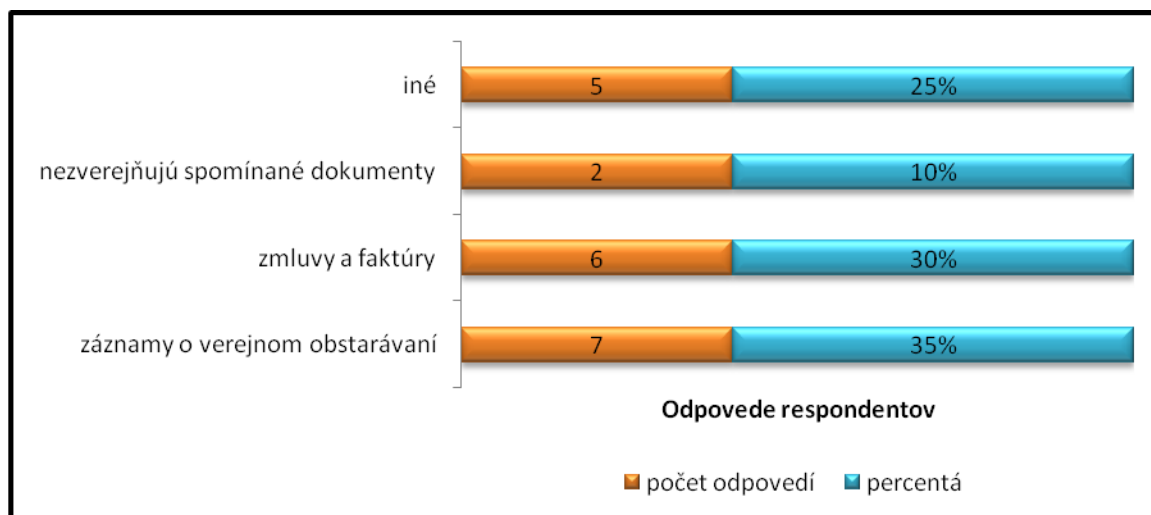
Vychádzajúc z charakteristík spoločenskej zodpovednosti, ako uvádza Bussard, et al. (2004); Zelený, et al. (2010); Kunz (2012) sme sa zamerali na aktívnu spoluprácu a otvorený dialóg so zainteresovanými stranami. Všetky oslovené strany sa jednoznačne zhodli na tom, že k daným subjektom pristupujú zodpovedne. Nakoľko sme dosiahli 100% kladnú odpoveď, bolo potrebné konkretizovať subjekty zodpovedného správania. Respondenti mali možnosť označiť viac odpovedí. Ako vyplýva z výsledkov prieskumu (Obr. 3) najviac označovanou odpoveďou boli občania (26%). Najmenej označovanou odpoveďou bola podpora miestnej komunity, kde túto možnosť označili len 4 oslovení (10%).



Obr 3 Subjekty zodpovedného správania

Fig 3 Entities responsible behavior

S ekonomickou líniou spoločenskej zodpovednosti sa spája etické a transparentné riadenie. Zo skúmanej vzorky 12 okresných úradov označilo odpoveď áno – správajú sa eticky a transparente, a preto sme skúmali, aké informácie zverejňujú na svojich internetových stránkach (Obr4). Najviac zverejňované údaje boli rôzne záznamy o verejnom obstarávaní (vyhlásenia, výsledky a pod.), čo predstavovalo 7 odpovedí. Ďalej to boli zmluvy a faktúry, 6 odpovedí. Úrady označovali aj informácie o konaniach, rôzne vzory žiadostí, rozhodnutia, rozvojové dokumenty, všeobecne záväzné nariadenia, vyhlášky, 5 odpovedí (iné). Len 2 úrady nezverejňujú žiadne informácie. Transparentné riadenie a vystupovanie organizácie zdôrazňuje aj Jaďuďová, Repa (2011).

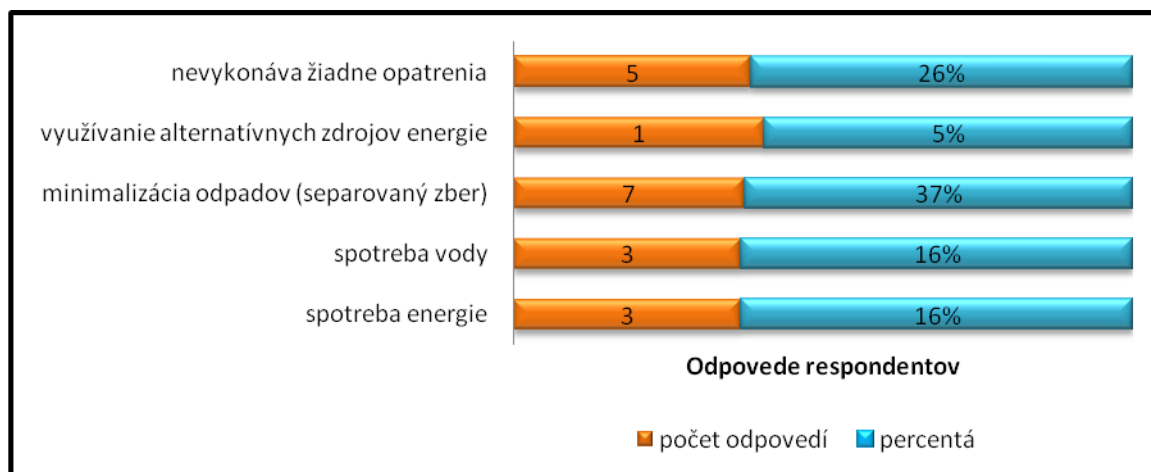


Obr 4 Zverejňovanie materiálov na internetových stránkach

Fig 4 Disclosure materials on websites

V sociálnej oblasti sme sa zamerali na podporu zamestnancov z hľadiska ich motivácie, napr. vo forme finančných a nefinančných benefitov. Výsledky prieskumu ukázali, že len 4 úrady (Poltár, Detva, Banská Štiavnica, Brezno) odmeňujú svojich zamestnancov. Pri kladnej odpovedi mali možnosť uviesť konkrétne formy odmeňovania, z nich: päť dní dovolenky navyše, sociálny fond - príspevky na stravovanie, príspevky na dopravu, nenávratnú výpomoc pri dlhodobej PN, návratná výpomoc - formou pôžičiek, príležitostné odmeny - spoločné podujatia (výlety, posedenia). So spoločenskou zodpovednosťou organizácií sa v sociálnej línii spája aj princíp work-lifebalance, ktorý je v prostredí administratívnych úradov dobre aplikovateľný. Náš prieskum ukázal, že len 4 úrady (Žarnovica, Rimavská Sobota, Revúca, Detva) majú zavedenú možnosť využívania flexibilnej formy práce vo forme pružnej pracovnej doby (od 06:00 - 08:00 a od 14:00 do 17:30). Súhlasíme s tvrdením Ľapinovej, Jakaba (2008) ktorí uvádzajú, že v európskych krajinách má daný princíp dlhoročnú tradíciu, ale v Slovenskej republike sa začína len udomácňovať.

Pre potreby príspevku sme z otázok zameraných na environmentálnu líniu vybrali otázku, či oslovené úrady prispievajú k ochrane životného prostredia (Obr 5). Úrady najčastejšie odpovedali, že využívajú separovaný zber (37%). Najčastejšie separujú papier, plasty a plastové fľaše. K ochrane životného prostredia naopak neprispievajú žiadnymi opatreniami úrad v Žiari nad Hronom, Žarnovici, Rimavskej Sobote, Krupine a Lučenci. Daný výsledok bol pre nás prekvapivý. Výskumy v tejto problematike organizované rôznymi inštitúciami aj v podmienkach Slovenskej republiky bývajú prevažne realizované v prostredí privátneho sektora spoločnosti, a preto sme aspoň čiastočne podrobili konfrontácii naše zistenia s diplomovými prácami realizovanými v rámci študijného odboru environmentálny manažment na pôde našej univerzity. Diplomové práce prostredia spoločenskej zodpovednosti vo verejnej správe a samospráve: Sándorová (2013) na príklade Mestského úradu Zvolen a Hrala(2011) z Mestského úradu Banská Bystrica uvádzajú, že environmentálna línia spoločenskej zodpovednosti nie je v podmienkach samosprávy zanedbateľná.



Obr 5 Ochrana životného prostredia
Fig 5 Protect the environment

Vyhodnotenie stanovených hypotéz dotazníkového prieskumu

Úrady ktoré sa správajú v súlade s princípmi spoločenskej zodpovednosti by mali vykazovať lepšie výsledky v oblasti ekonomickej, environmentálnej a sociálnej línie. V zmysle cieľa príspevkuzhodnotiť úroveň uplatňovania systému spoločenskej zodpovednosti podľa STN ISO 26000 vo vybranej samospráve Slovenskej republiky na príklade okresných úradov Banskobystrického kraja sme stanovené hypotézy vyhodnocovali štatisticky, prostredníctvom asociačnej tabuľky a chí kvadrátu.

Hypotéza 1: Úrady so zavedeným systémom manažérstva kvality vykazujú známky etického správania.

Tab 2 Výpočtová tabuľka pre hypotézu H1

Tab 2 Calculation table for hypothesis H1

Znak B Znak A	Kvalita		Spolu
	Áno	Nie	
S etickým správaním	2	10	12
Bez etického správania	0	1	1
Spolu	2	11	13

Výpočet chí kvadrátu:

$$\chi^2 = \frac{13 \times (2 \times 1 - 10 \times 0)^2}{2 \times 11 \times 12 \times 1} = \frac{52}{264} = 0,197 \quad (2)$$

Na základe hodnotenia chí kvadrátu (Tab 2): $\chi^2 = 0,197 < \chi^2_{0,05}(1) = 3,84$ a $\chi^2_{0,01}(1) = 6,64$, stanovenú hypotézu H1 zamietame, úrady so zavedením systémom manažérstva kvality nevykazujú známky etického správania.

Hypotéza 2: Úrady, ktoré poznajú systém spoločenskej zodpovednosti v zmysle STN ISO 26000:2011, vykonávajú opatrenia na ochranu životného prostredia.

Tab 3 Výpočtová tabuľka pre hypotézu H2

Tab 3 Calculation table for hypothesis H2

Znak B \ Znak A	Spoločenská zodpovednosť		Spolu
	Poznajú	Nepoznajú	
Vykonávajú opatrenia na ochranu ŽP	7	1	8
Nevykonávajú opatrenia na ochranu ŽP	5	0	5
Spolu	12	1	13

Výpočet chí kvadrátu:

$$\chi^2 = \frac{13 \times (1 \times 5 - 7 \times 0)^2}{12 \times 1 \times 8 \times 5} = \frac{325}{480} = 0,677 \quad (3)$$

Na základe hodnotenia chí kvadrátu (Tab 3): $\chi^2 = 0,677 < \chi^2_{0,05}(1) = 3,84$ a $\chi^2_{0,01}(1) = 6,64$, stanovenú hypotézu H2 zamietame, úrady, ktoré poznajú systém spoločenskej zodpovednosti v zmysle STN ISO 26000:2011, nevykonávajú opatrenia na ochranu životného prostredia.

Hypotéza 3: Úrady, ktoré poznajú systém spoločenskej zodpovednosti v zmysle STN ISO 26000:2011 motivujú (odmeňujú) svojich zamestnancov k dobrým a kvalitným výsledkom.

Tab 4 Výpočtová tabuľka pre hypotézu H3

Tab 4 Calculation table for hypothesis H3

Znak B \ Znak A	Spoločenská zodpovednosť		Spolu
	Poznajú	Nepoznajú	
Motivujú zamestnancov	4	0	4
Nemotivujú zamestnancov	8	1	9
Spolu	12	1	13

Výpočet chí kvadrátu:

$$\chi^2 = \frac{13 \times (4 \times 1 - 0 \times 8)^2}{12 \times 1 \times 9 \times 4} = \frac{208}{432} = 0,481 \quad (4)$$

Na základe hodnotenia chí kvadrátu (Tab. 4): $\chi^2 = 0,481 < \chi^2_{0,05}(1) = 3,84$ a $\chi^2_{0,01}(1) = 6,64$, sa stanovená hypotéza H3 zamietajú, úrady, ktoré poznajú systém spoločenskej zodpovednosti v zmysle STN ISO 26000:2011 nemotivujú svojich zamestnancov k dobrým a kvalitným výsledkom.

Na základe výsledkov prieskumu ste dospeli k názoru, že poznanie systému spoločenskej zodpovednosti v zmysle STN ISO 26000:2011 nesúvisí s aktivitami organizácie v rámci línií triple-bottom-line. Sledované okresné úrady banskobystrického kraja zmienené aktivity nespájajú so spoločenskou zodpovednosťou. Vzhľadom k povahe príspevku by bolo potrebné

rozšíriť výskum aj na iné okresné úrady Slovenskej republiky, aby sa dali kompletizovať zistenia za Slovenskú republiku v oblasti spoločenskej zodpovednosti vo verejnej správe a samospráve.

Záver

Nami realizovaný prieskum v oblasti vnímania spoločenskej zodpovednosti v prostredí subjektov samosprávneho riadenia poukázal na skutočnosť, že v porovnaní napr. s Českou republikou (niekoľko mestských úradov má implementovanú spoločenskú zodpovednosť, z nich medzi prvý úrad patril Praha 10) je táto oblasť v našich podmienkach málo aplikovaná. Spoločenská zodpovednosť pre nami sledované okresné úrady, ako prezentujú výsledky, nie je neznámym pojmom, ale absentuje konkrétnejšia obsahová náplň. Tieto nedostatky si vo veľkej miere spôsobujú organizácie, ktoré vo viacerých prípadoch nemajú záujem vytvárať niečo nad rámec zákona. Z tohto dôvodu v Slovenskej republike v implementácii spoločenskej zodpovednosti dominuje súkromný sektor a veľké korporácie s vlastníckym podielom zahraničného akcionára. Aby sa o integráciu spoločenskej zodpovednosti na Slovensku začal zaujímať verejný sektor je potrebné zo strany štátu zaoberať sa viac touto problematikou a zabezpečiť pre verejný sektor lepšie podmienky. Pre zamestnancov by to predstavovalo vykonávanie ďalších nových činností a zvýšenie nárokov na odbornosť a vzdelávanie, čo u mnohých zamestnancov predstavuje problémy. Ďalšou podmienkou by boli finančné prostriedky potrebné na tieto činnosti

Literatúra

- BUSSARD, A. et al. 2004. *Spoločensky zodpovedné podnikanie*. Bratislava : Nadácia Integra, 2004. 112 s.
- HRALA, M. 2011. *Návrh konceptu CSR pre vybranú organizáciu* : diplomová práca. Banská Bystrica: Fakulta prírodných vied UMB Banská Bystrica, 2011. 68 s.
- JAĎUĎOVÁ, J.- REPA, M. 2011. Spoločenská zodpovednosť v prostredí verejnej správy a samosprávy. In *Trendy v podnikaní*, roč. 1, č. 2, s. 14-22. ISSN 1805-0603.
- KUNZ, V. 2012. *Společenská odpovědnost firem*. Praha : Grada Publishing, 2012. 208 s. ISBN 978-80-247-3983-0.
- LAPINOVÁ, E. – JAKAB, K. 2008. *Podpora zosúladzovania pracovného a rodinného života v zamestnávateľskej organizácii (metodické a koncepčné východiská)*. Banská Bystrica : Regionálne európske informačné centrum Banská Bystrica a Ústav vedy a výskumu Univerzity Mateja Bela Banská Bystrica, 2008. 120 s. ISBN 978-80-8083-435-7.
- MIRVIS, P. – GOOGINS, B. K. 2006. *Stages of Corporate Citizenship: A Developmental Framework*. [online]. Boston : The Center for Corporate Citizenship at Boston College, 2006. 24 p. [cit. 2009.10.10]. Dostupné na internete: <<http://www.bccccc.net/document/docWindow.cfm?fuseaction=document.viewDocument&documentid=1030&documentFormatId=2191>>.
- PAVLÍK, M.- BĚLČÍK, M. et al. 2010. *Společenská odpovědnost organizace*. Praha: Grada, 2010. 176 s. ISBN 978-80-247-3157-5.
- SÁNDOROVÁ, J. 2013. *Spoločenská zodpovednosť v prostredí územnej samosprávy*: diplomová práca. Banská Bystrica: Fakulta prírodných vied UMB Banská Bystrica, 2013. 93 s.
- STN ISO 26000: 2011 : Usmernenie k spoločenskej zodpovednosti STN ISO 26000.
- VACHOVÁ, A. 2013. *Demografia 2013 : Stav obyvateľstva v regiónoch SR*. Bratislava: Ústredie ŠÚ SR, 2013. 2 s.
- Zákon č. 180/2013 Z.z. o organizácii miestnej štátnej správy a o zmene a doplnení niektorých zákonov.*
- ZELENÝ, J. et al. 2010. *Environmentálna politika a manažérstvo organizácií : Environmentálna politika, manažérstvo a spoločenská zodpovednosť*. Banská Bystrica : Fakulta prírodných vied UMB, 2010. 180 s. ISBN 978-80-8083-972-7.

MANAŽMENT TRVALO UDRŽATEĽNEJ A EKOLOGICKEJ POĽNOHOSPODÁRSKEJ VÝROBY V LIPTOVSKÉJ TEPLIČKE

Management of permanent sustainable organic production in LIPTOVSKÁ TEPLIČKA

Lucia Bahýlová, Ján Tomaškin

Mgr. Lucia Bahýlová, Ústredný kontrolný a skúšobný ústav poľnohospodársky v Bratislave, Matúškova 21, 833 16 Bratislava, e-mail: Lucia.Bahylova@uksup.sk

Ing. Ján Tomaškin, PhD., Univerzita Mateja Bela v Banskej Bystrici, Fakulta prírodných vied, Katedra životného prostredia, Tajovského 40, 974 01 Banská Bystrica, e-mail: jan.tomaskin@umb.sk

Abstrakt: Článok sa zaoberá porovnaním produkcie rastlinnej výroby – tritikale, trvalých trávnych porastov, zemiakov a ďatelinotrávnej miešanky (ĎTM) v ekologickej poľnohospodárskej výrobe a konvenčnej výrobe v priebehu rokov 2011 – 2013. Zber údajov z ekologickej poľnohospodárskej výroby sme realizovali na družstve v Liptovskej Tepličke a následne sme ich porovnávali s priemernou konvenčnou produkciou v rámci Slovenskej republiky. V ekologickej poľnohospodárskej výrobe dosiahla priemerná produkcia ĎTM 1,59 – 2,64 t/ha, čo je o 44,11 % menej ako konvenčná produkcia. Produkcia TTP v ekologickej poľnohospodárskej výrobe bola o 22,19 % nižšia ako konvenčná produkcia a dosahovala 1,58 – 1,98 t/ha. Priemerná produkcia zemiakov v ekologickej poľnohospodárskej výrobe predstavovala 14,05 t/ha, čo je v porovnaní s konvenčnou výrobou až o 27,09 % menej. Na základe výsledkov možno konštatovať, že produkcia v ekologickej poľnohospodárskej výrobe je nižšia ako v konvenčnej výrobe. Výnimkou je tritikale, ktorého produkcia z ekologickej výroby (3,25 – 4,43 t/ha) bola o 15,3 % vyššia, ako z konvenčnej výroby.

Kľúčové slová: ekologická poľnohospodárska výroba, produkcia, tritikale, trvalé trávne porasty, zemiaky, ďatelinotrávna miešanka

Abstract: The article handles with the comparison of plant production – triticale, permanent pastures, potatoes and clover-grass mixture in organic farming and non-organic farming over the years 2011 – 2013. Gathering of the data from organic farming have we realized at the farm in Liptovská Teplička. Then we have compared the data with the average non-organic farming production in Slovak Republic. In organic farming the production reached an average production of clover-grass mixtures 1.59 – 2.64 t/ha, which is about 44.11 % less than non-organic farming. The production of permanent pastures in organic farming was about 22.19 % lower than non-organic farming and reached 1.58 – 1.98 t/ha. The average production of potatoes in organic farming was 14.05 t/ha, which is in contrast to non-organic farming less up to 27.09 %. On the basis of the results we can state that the production in organic farming is lower than in the non-organic farming. An exception is triticale, where the production of organic farming (3.25 – 4.43 t/ha) was about 15.3 % higher than that of non-organic farming.

Key words: organic farming, production, triticale, permanent pastures, potatoes, clover-grass mixture

Úvod

Ekologickú poľnohospodársku výrobu definuje čl. 2 nariadenia Rady (ES) č. 834/2007 v znení neskorších predpisov ako využívanie výrobných metód v súlade s pravidlami stanovenými v uvedenom nariadení, nariadení Komisie (ES) č. 889/2008 v znení neskorších predpisov a nariadení Komisie (ES) č. 1235/2008 v znení neskorších predpisov, na všetkých stupňoch výroby, prípravy a distribúcie.

Všeobecnými cieľmi ekologickej poľnohospodárskej výroby sú:

- vytvorenie trvalo udržateľného systému manažmentu poľnohospodárstva, ktorý:
 - rešpektuje prírodné systémy a zvyšuje zdravie pôdy, vody, rastlín a zvierat,
 - prispieva k vysokej úrovni biodiverzity,
 - zodpovedne využíva energiu a prírodné zdroje,
 - dodržiava vysokú úroveň pohody zvierat, vrátane rešpektovania druhovo špecifických potrieb.

výroba produktov vysokej kvality.

zameranie sa na výrobu širokého spektra potravín a ďalších poľnohospodárskych produktov, pričom postupy výroby nepoškodzujú životné prostredie, zdravie ľudí, rastlín a zvierat (Bogová, 2013, Schlosserová, 2012).

Ekologická poľnohospodárska výroba je multifunkčným systémom, ktorý zohráva niekoľko úloh:

- spoločenskú a ekonomickú úlohu - plnenie požiadaviek spotrebiteľov,
- ochranu životného prostredia - nepoužívanie chemických syntetických vstupov,
- sociálnu úlohu: výroba miestnych regionálnych produktov, využívanie miestnych pracovných síl, čo pozitívne vplyva na rozvoj vidieka, zamestnanosť vidieckeho obyvateľstva a rozvoj agroturizmu.

V systéme ekologickej poľnohospodárskej výroby je zakázané:

- aplikovanie prípravkov na ochranu rastlín,
- používanie ionizujúceho žiarenia na ošetrovanie,
- používanie GMO, produktov vyrobených z GMO a produktov vyrobených pomocou GMO,
- realizovanie hydroponickej výroby, ako spôsob pestovania rastlín bez pôdy (Demo et al., 2011, Schlosserová, 2012).

Rastlinná výroba

Rastlinná výroba je definovaná v čl. 2 Nariadenia Rady (ES) č. 834/2007 v znení neskorších predpisov ako výroba rastlinných poľnohospodárskych produktov vrátane zberu voľne rastúcich rastlín, ktoré sú určené na komerčné účely.

Obdobie konverzie je prechod z konvenčnej na ekologickú poľnohospodársku výrobu počas presne vymedzeného časového obdobia, počas ktorého sa uplatňujú pravidlá ekologickej poľnohospodárskej výroby. Produkty vyrobené počas obdobia konverzie sa nesmú uvádzať na trh s označeniami „bio“ a „eko“.

Nariadenie Komisie (ES) č. 889/2008 v znení neskorších predpisov stanovuje trvanie konverzie pre rastlinnú výrobu nasledovne:

- rastlinné produkty – 2 roky,
- trvalé trávne porasty a viacročné krmoviny – 2 roky,
- viacročné plodiny iné ako krmoviny – 3 roky.

Pre rastlinnú výrobu platia nasledovné pravidlá:

- používanie takých postupov obrábania a pestovania, ktoré zvyšujú stabilitu a biodiverzitu pôdy, zabráňujú jej zhutneniu a erózii,
- zachovávanie a zvyšovanie pôdnej úrodnosti a biologickej aktivity pôdy viacročnou rotáciou plodín a používaním maštalného hnoja alebo organickej hmoty, ktoré pochádzajú z ekologickej poľnohospodárskej výroby,
- používanie biodynamických prípravkov je povolené,
- používanie hnojív a pôdnych pomocných látok je možné, len ak boli povolené na používanie v ekologickej poľnohospodárskej výrobe podľa Prílohy I k nariadeniu (ES) č. 889/2008 v znení neskorších predpisov,
- používanie minerálnych dusíkatých hnojív je zakázané,
- predchádzanie škodám, ktoré spôsobujú škodcovia, choroby a buriny, sa zakladá na ochrane prírodných nepriateľov, výbere vhodných druhov, odrôd a pestovateľských techník,
- používanie prípravkov na ochranu rastlín je možné len v prípade zisteného ohrozenia určitej plodiny, a len ak boli povolené na používanie v ekologickej poľnohospodárskej výrobe podľa Prílohy II k nariadeniu (ES) č. 889/2008 v znení neskorších predpisov,
- na výrobu produktov okrem osív a vegetatívnych množiteľských materiálov sa používa iba ekologicky vypestované osivo a množiteľský materiál (Schlosserová, 2012).

Metodika

Podklady z ekologickej poľnohospodárskej výroby boli získané z dokumentácie družstva – evidencia o pozemkoch, ročné výkazy, skladové karty, osobnou komunikáciou a z interných dokumentov Ústredného kontrolného a skúšobného ústavu poľnohospodárskeho – prehľad výmer – úrod za roky 2011 – 2013. Získané údaje sme porovnali s údajmi Štatistického úradu, s priemernou ročnou produkciou úrod v konvenčnej výrobe.

Charakteristika územia

Obec Liptovská Teplička sa nachádza v Prešovskom kraji, v okrese Poprad s nadmorskou výškou od 846 do 1429 m n. m. na rozhraní dvoch národných parkov – Tatranský národný park a Národný park Nízke Tatry. Na území obce sa nachádzajú ochranné pásma vodných zdrojov 1. a 2. stupňa Podtatransko-spišskej vodárenskej sústavy.

Obec sa nachádza v členitom teréne a okolie obce je charakteristické ihličnatými lesmi a poľnohospodárskou krajinou, ktorú tvoria trvalé trávne porasty (lúčno-pasienková krajina). V území preto prevláda lesná činnosť vo vzdialenejších polohách od obce a extenzívne poľnohospodárstvo na lúkach. Liptovská Teplička patrí do chladnej klimatickej oblasti, so snehovou prikrývkou 160 až 180 dní v roku a priemerným počtom desať teplých dní s teplotou 25°C. Územie patrí do povodia Váhu a čiastkového povodia Čierneho Váhu (Atlas krajiny SR, 2002).

Družstvo v obci Liptovská Teplička hospodári v systéme ekologickej poľnohospodárskej výroby už od jeho vzniku v Slovenskej republike v roku 1991. Každoročne družstvo organizuje Dni ekologického poľnohospodárstva a v roku 2012 získali prvé miesto v celoslovenskej súťaži Biofarma roka. Nakoľko sa ich plochy nachádzajú v chránených územiach, ekologicky obhospodarujú celú výmeru 1276,75 ha, z toho 1212,54 ha trvalých trávnych porastov (TTP) a 64,21 ha ornej pôdy. Na ornej pôde pestujú d'atelinotrávne miešanky (ĎTM), zemiaky, tritikale ozimné a pšenicu špaldovú.

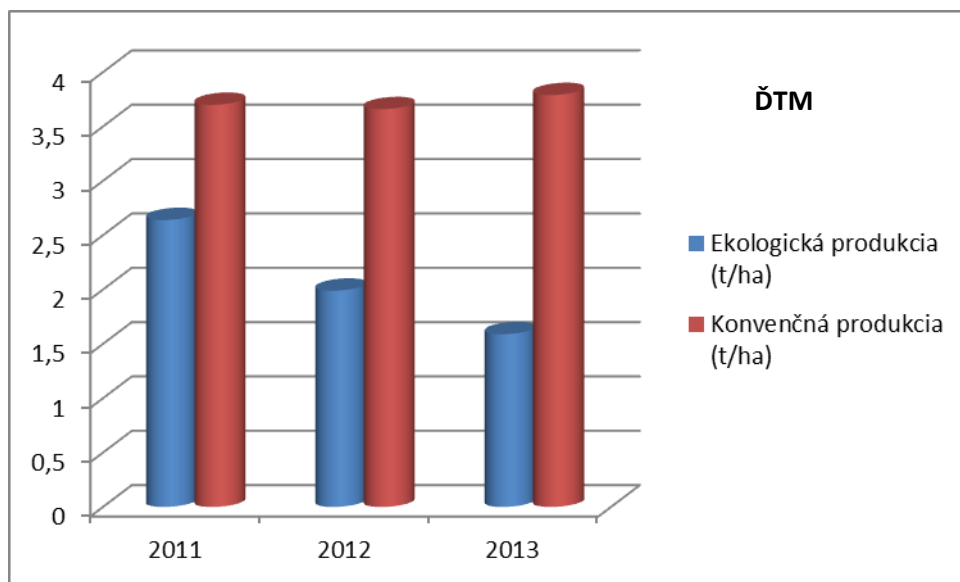
Výsledky

Produkcia ĎTM (Tab 1, Obr 1) v ekologickom hospodárení mala v sledovanom období klesajúcu tendenciu, pričom konvenčná produkcia bola stabilná. Ekologická produkcia ĎTM bola o 1,06 t/ha – 2,20 t/ha nižšia ako konvenčná, čo predstavuje o 28,65 % nižšiu ekologickú produkciu v roku 2011 a až o 58,05 % v roku 2013. Priemerne bola v sledovanom období ekologická produkcia nižšia o 44,11 % ako konvenčná produkcia.

Tab 1 Produkcia ĎTM v ekologickej poľnohospodárskej výrobe

Tab 1 Production of clover-grass mixture in organic farming

ĎTM	2011	2012	2013
Výmera (ha)	30,93	30,93	20,21
Produkcia (t)	81,68	61,63	32,15
Produkcia (t/ha)	2,64	1,99	1,59



Obr 1 Porovnanie ekologickej produkcie ĎTM a priemernej konvenčnej produkcie ĎTM v SR

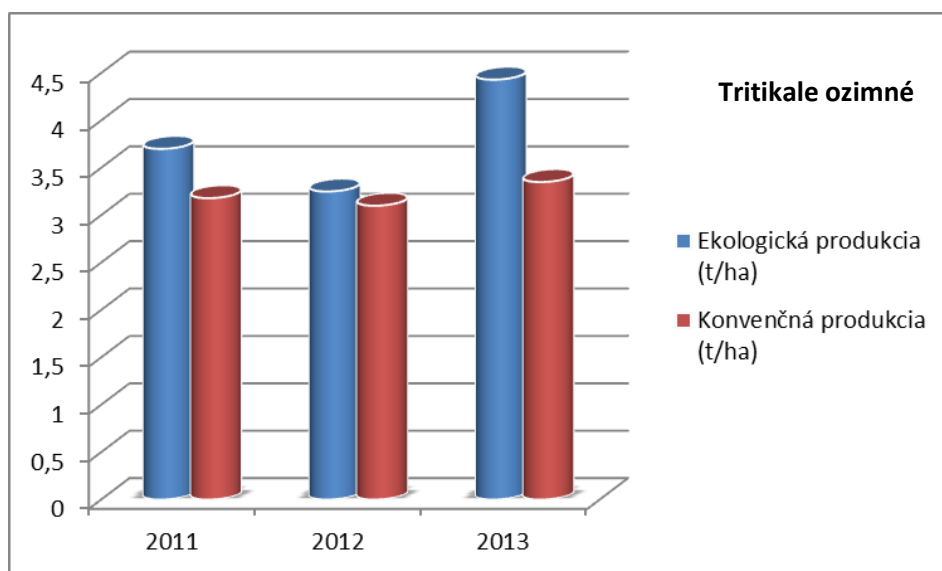
Fig 1 Comparisson of organic production and average non-organic farming production in SR for clover-grass mixture

Produkcia tritikale (Tab 2, Obr 2) v ekologickom hospodárení mala v sledovanom období kolísajúcu tendenciu, ale ekologická produkcia bola o 0,15 t/ha až po 1,08 t/ha vyššia ako konvenčná, čo predstavuje rozdiel v priemere 14,35 %.

Tab 2 Produkcia Tritikale ozimné v ekologickej poľnohospodárskej výrobe

Tab 2 Production of tritikale in organic farming

TRITIKALE OZIMNÉ	2011	2012	2013
Výmera (ha)	9,84	10,89	11,00
Produkcia (t)	36,40	35,35	48,70
Produkcia (t/ha)	3,70	3,25	4,43



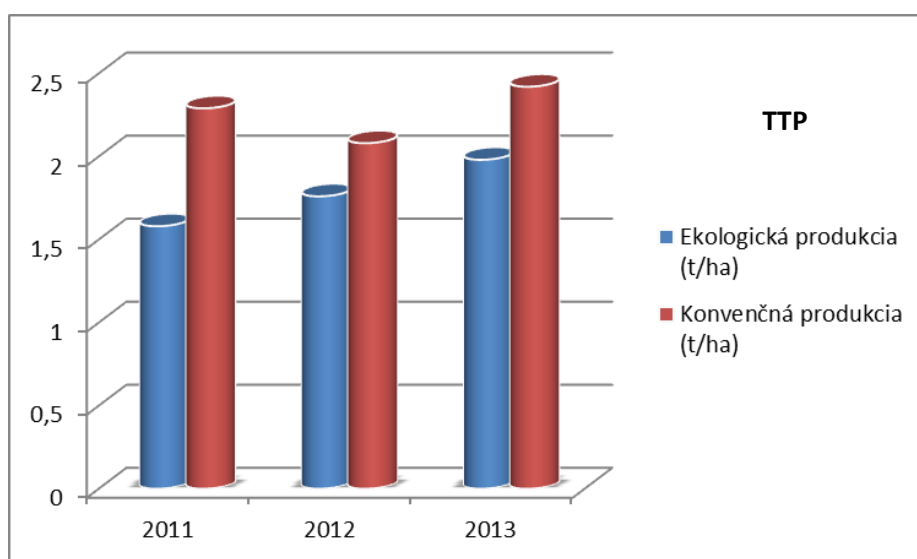
Obr 2 Porovnanie ekologickej produkcie a priemernej konvenčnej produkcie v SR pre Tritikale ozimné
Fig 2 Comparisson of organic production and average non-organic farming production in SR for tritikale

Produkcia TTP (Tab 3, Obr 3) v ekologickom hospodárení mala v sledovanom období stúpajúcu tendenciu, pričom konvenčná produkcia bola kolísavá. Ekologická produkcia TTP bola o 0,32 t/ha – 0,71 t/ha nižšia ako konvenčná. Priemerne bola v sledovanom období konvenčná produkcia vyššia o 22,19 % ako ekologická produkcia.

Tab 3 Produkcia TTP v ekologickej poľnohospodárskej výrobe

Tab 3 Production of permanent pastures in organic farming

TTP	2011	2012	2013
Výmera (ha)	1212,02	1212,20	1211,80
Produkcia (t)	1918,85	2135,95	2402,7
Produkcia (t/ha)	1,58	1,76	1,98



Obr 3 Porovnanie ekologickej produkcie a priemernej konvenčnej produkcie v SR pre TTP

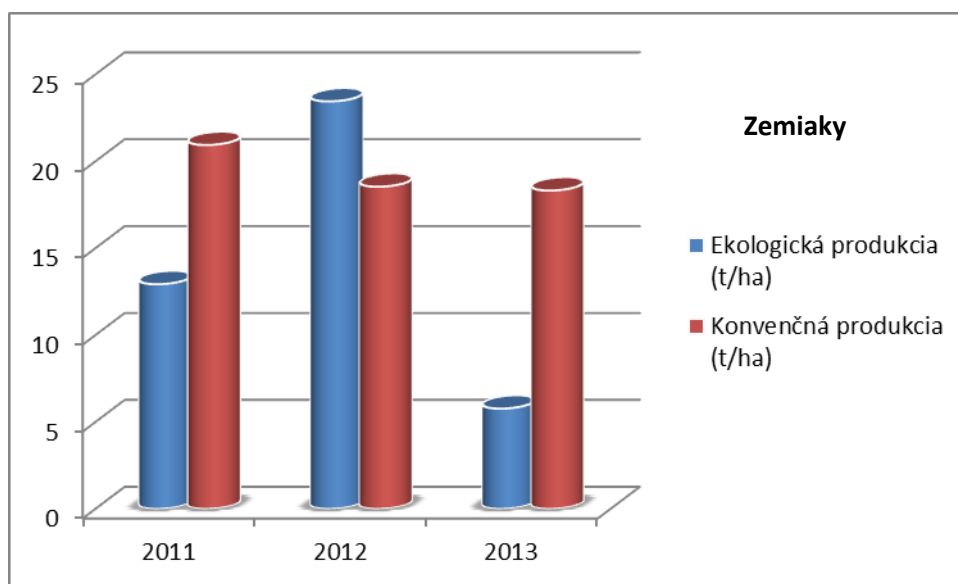
Fig 3 Comparisson of organic production and average non-organic farming production in SR for permanent pastures

Produkcia zemiakov (Tab 4, Obr 4) bola v roku 2012 najvyššia a v roku 2013 najnižšia, s rozdielom až 17,68 t/ha. V konvenčnej produkcii bola tiež najnižšia úroda v roku 2013, ale najvyšší rozdiel v sledovanom období bol len 2,62 t/ha. Produkcia ekologických zemiakov bola nižšia okrem roku 2012, kedy bola ekologická produkcia vyššia o 4,91 t/ha.

Tab 4 Produkcia zemiakov v ekologickej poľnohospodárskej výrobe

Tab 4 Production of potatoes in organic farming

ZEMIAKY	2011	2012	2013
Výmera (ha)	3,00	3,50	3,20
Produkcia (t)	38,80	82,08	18,45
Produkcia (t/ha)	12,93	23,45	5,77



Obr 4 Porovnanie ekologickej produkcie a priemernej konvenčnej produkcie v SR pre zemiaky

Fig 4 Comparisson of organic production and average non-organic farming production in SR for potatoes

Diskusia

Výsledky ukazujú, že produkcia tritikale bola každoročne vyššia ako produkcia z konvenčného poľnohospodárstva o 15,3 %. Priemerná úroveň ekologickej produkcie dosiahla 3,79 t/ha, podobne ako uvádza Kozáková et al. (2012) 3,9 t/ha. Výsledky sú porovnateľné s Rakúskom 3,43 t/ha a Holandskom 3,7 t/ha.

Kozáková et al. (2012) uvádza o 45,81 % nižšiu ekologickú produkciu TTP ako z konvenčného poľnohospodárstva. Naše výsledky ukazujú nižšiu produkciu len o 21,7 %, pričom hektárové výnosy každý rok stúpajú. Tento rozdiel môže byť spôsobený predovšetkým zvýšeným využívaním plôch na spásanie v systéme ekologickej poľnohospodárskej výroby.

Podľa Kozákovej et al. (2012) bola priemerná produkcia zemiakov v ekologickej výrobe 16,89 t/ha, čo je v porovnaní s konvenčnou výrobou viac o 1,61 %. V našom skúmanom súbore predstavovala priemerná produkcia 14,05 t/ha, čo je v porovnaní s konvenčnou výrobou až o 27,09 % menej. Podobnú úroveň produkcie dosiahli ekologickí prevádzkovatelia v Rakúsku 17,81 t/ha a Fínsku 12,15 t/ha. Produkcia zemiakov v ekologickom systéme bola v jednotlivých rokoch výrazne nerovnomerná, s najvýraznejším

poklesom v roku 2013, čo by mohlo byť spôsobené nepriaznivými klimatickými zmenami a obmedzenej chemickej a biologickej regulácie nepriaznivých vplyvov oproti konvenčnej výrobe, v ktorej boli úrody stabilnejšie. Kováč et al. (1997) zdôrazňuje, že pri výbere odrôd ekologických zemiakov je dôležité prihliadať na rezistenciu proti plesni zemiakovej.

Záver

Z uvedených výsledkov vyplýva, že ekologická produkcia bola vo väčšine prípadov nižšia ako konvenčná, s výnimkou tritikale a zemiakov v roku 2012. Nižšie úrody v systéme ekologickej poľnohospodárskej výroby sú spôsobené predovšetkým nemožnosťou používať prípravky na ochranu rastlín a syntetické hnojivá. Ochrana rastlín v ekologickej poľnohospodárskej výrobe, podpora ich zdravia a tým aj vyššie výnosy je zabezpečovaná výberom odolných rastlín, vhodným osevným postupom, agrotechnickými opatreniami, používaním maštalného hnoja, výberom vhodného stanovišťa, druhu a odrody.

Literatúra

- Atlas krajiny Slovenskej republiky. 2002. 1. vydanie. Bratislava, Banská Bystrica : MŽP SR, SAŽP. 344 s. ISBN 80-88833-27-2.
- BOGOVÁ, O. 2013. *Alternatívne poľnohospodárstvo*. Nitra : KONTAKT PLUS, s.r.o. 240 s. ISBN 978-80-89625-10-9.
- Definitívne údaje o úrode poľnohospodárskych plodín a zeleniny v SR za rok 2011*. Bratislava : Štatistický úrad Slovenskej republiky, 2012. 26 s.
- Definitívne údaje o úrode poľnohospodárskych plodín a zeleniny v SR za rok 2012*. Bratislava : Štatistický úrad Slovenskej republiky, 2013. 25 s.
- Definitívne údaje o úrode poľnohospodárskych plodín a zeleniny v SR za rok 2013*. Bratislava : Štatistický úrad Slovenskej republiky, 2014. 24 s.
- DEMO, M. et al. 2011. *Projektovanie udržateľných poľnohospodárskych systémov v krajinnom priestore*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita. 663 s. ISBN 978-80-552-0547-2.
- KOVÁČ, K. et al. 1997. *Projekt ekologického hospodárenia na farme Plavé Vozokany*. Piešťany : Výskumný ústav rastlinnej výroby. 68 s. ISBN 80-236-0078-8.
- KOZÁKOVÁ, J. et al. 2012. *Manažment a ekonomika ekologickej poľnohospodárskej výroby*. Nitra : Slovenská poľnohospodárska univerzita. 190 s. ISBN 978-80-552-0880-0.
- Nariadenie Rady (ES) č. 834/2007 z 28. júna 2007 o ekologickej výrobe a označovaní ekologických produktov, ktorým sa zrušuje nariadenie (EHS) č. 2092/91 v znení neskorších predpisov.
- Nariadenie Komisie (ES) č. 889/2008 z 5. septembra 2008, ktorým sa ustanovujú podrobné pravidlá implementácie nariadenia Rady (ES) č. 834/2007 o ekologickej výrobe a označovaní ekologických produktov so zreteľom na ekologickú výrobu, označovanie a kontrolu v znení neskorších predpisov.
- SCHLOSSEROVÁ, J. 2012. *Hospodárenie v ekologickej poľnohospodárskej výrobe*. Nitra : Agroinštitút Nitra š.p. 80 s. ISBN 978-80-7139-154-8.

KONTAMINÁCIA HALDOVÝCH POLÍ PODLIPA A REINER V ĽUBIETOVEJ ARZÉNOM A ANTIMÓNOM

Arsenic and Antimony contamination of PODLIPA and reiner dump-fields
at ĽUBIETOVÁ

Jozef Krnáč¹ – Jana Dadová² – Peter Andráš Jr.^{2,3}

¹Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela, Tajovského 40, Banská Bystrica, Slovenská republika, krny13@gmail.com

²Hornicko-geologická fakulta, VŠB-TU Ostrava, 17. listopadu 15 708 33 Ostrava-Poruba, jana.ruskova72@gmail.com, paand4@gmail.com

³Štátna ochrana prírody Slovenskej republiky, Tajovského 28B, 974 09 Banská Bystrica

Abstrakt: Predmetom štúdia bola distribúcia As a Sb na haldovom poli Podlipa a Reiner v oblasti Cu-ložiska Ľubietová (Slovensko). Distribúcia oboch ťažkých kovov je na jednotlivých lokalitách rozdielna. Obsah As a Sb závisí od mineralogických podmienok, geochemických vlastností, schopností migrácie a spôsobov ich resorpcie na povrch prirodzených sorbentov ako ílové minerály a/alebo hydrogoethit. Korelácia As a Sb s ďalšími ťažkými kovmi je na uvedených dvoch lokalitách rozdielna. Na haldovom poli Podlipa je významná korelácia As/Fe ale korelácia As/Sb nebola preukázaná. Naopak, na haldovom poli Reiner korelácia As/Sb ako aj As/Fe ($\pm$ Sb/Cd) bola preukázaná.

Kľúčové slová: haldy, arzén, antimón, distribúcia ťažkých kovov, mobilita

Abstract: Distribution of As and Sb at the dump-fields Podlipa and Reiner at abandoned Cu-deposit Ľubietová (Slovakia) was studied. The distribution of both metals differ at the individual localities. The As and Sb content depend on the mineralogical association, geochemical properties, migration ability and kinetics of their sorption on surface of the natural sorbents as clay minerals or hydrogoethite. The correlation of As and Sb with another heavy metals is at the mentioned two localities variable. At Podlipa important As/Fe correlation at but no As/Sb correlation was proved. On the other hand at Reiner dump-field As/S as well as As/Fe ($\pm$ Sb/Cd) correlations were described.

Key words: dumpf-fields, arsenic, antimony, heavy metal distribution, mobility

Úvod

Územie Ľubietovej sa rozkladá v centrálnej časti Západných Karpát. Južná časť územia leží podľa geomorfologického členenia Slovenska v oblasti Slovenského stredohoria v celku Poľana (oddiel Vysoká Poľana), západná časť v oblasti Slovenského stredohoria vo Zvolenskej kotline (v severozápadných okrajoch Bystrickej vrchoviny a Povrazníckej brázdy) a severovýchodná časť v oblasti Slovenského rudohoria vo Veporských vrchoch (Mazúr a Lukniš, 1980).

Obec Ľubietová a jej okolie patrili v minulosti medzi významné medenorudné banské regióny. Rudná medená mineralizácia v okolí obce Ľubietová je vyvinutá na troch ložiskách: Podlipa na východnom okraji obce, Svätodušná a Kolba v závere doliny Peklo, asi 5 km východne od obce, kde sa okrem medi a železa výraznejšie uplatňuje aj kobalt, striebro a nikel. Na území okolo obce Ľubietová, zahrňujúceho povodie Hutného potoka a potoka drenujúceho dolinu Peklo východne od obce, sa od skončenia ťažby na konci 19. storočia už nerealizovali žiadne banícke a len zanedbateľné prospekčné aktivity (Ilavský et al., 1994).

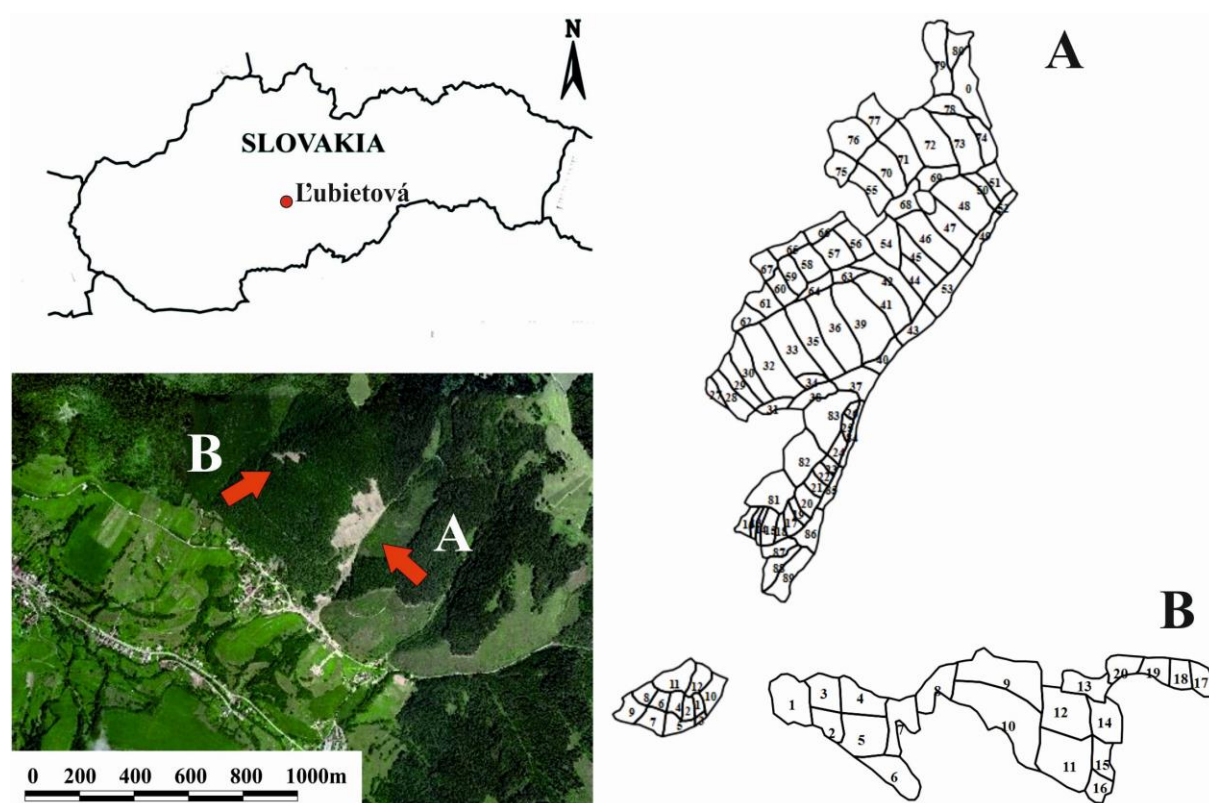
Stáročia banskej a hutníckej činnosti vytvorili z okolia Ľubietovej nevšednú montánnu krajinu. Členité, svažité a zalesnené horské prostredie dotvára množstvo pozostatkov bývalých štôlní, šacht, stúp a hút, banských ciest, vodných jarkov a menších odvalov i veľkých hald. Banská činnosť značne zmenila pôvodný výzor časti obce a jej okolia (Križani et al., 2002).

Ťažké kovy, vynášané do povrchových recipientov podzemnými vodami, banskými vodami a priesakovými vodami z hald, majú rôznu mobilitu a na ich značnú kontamináciu poukazuje hojný výskyt sekundárnych minerálov, ktorých značná časť je metastabilná (vodorozpustná), jednak v pripovrchových častiach rudných telies a takisto v haldách odpadových produktov po ťažbe medených a kobaltovo-niklových rúd (Dirner et al., 2012). Na miestach výtokov haldových drenážnych vôd na povrch precipitujú sekundárne minerály (Križani et al., 2002; Andráš et al., 2009, 2012). Rieuwerts et al. (1998) zdôrazňuje dôležitosť mobility kovov, aby bolo možné odhadnúť ich koncentrácie v pôdnom roztoku, v povrchových, drenážnych a podzemných vodách. Celková koncentrácia kovov závisí od obsahu kovov v roztoku, ktorý zase závisí od sorpcie na prírodné sorbenty (napr. ílové minerály, hydrogoethit, zeolity...) a uvoľňovania tohto kovu do pôdneho roztoku (Sterckeman et al., 2000). Niektoré koloidné zložky v pôdnom roztoku môžu mať v závislosti od pH kladné alebo záporné náboje, čo významným spôsobom ovplyvňuje kinetiku sorpčných procesov v pôdach, ióno-výmenné reakcie a teda aj mobilitu kovov (Čurlík et al., 2003; Andráš 2012a).

V práci sa venujeme distribúcii a mobilitě dvoch dôležitých toxických kovov As a Sb, ktoré sa na študovaných haldových poliach Podlipa a Reiner vyskytujú vzhľadom na zloženie rudných žíl v pomerne vysokých koncentráciách.

Metodika práce

Odber technogénnych sedimentov a pôdy z haldového materiálu sa uskutočnil v októbri 2010, pričom vzorky sa z jednotlivých hald odobrali v štvorcovej sieti 10 x 10 m tak, aby každá vzorka (o hmotnosti cca 1000 g) reprezentovala v bode odberu profil do hĺbky 30 cm. Odoberala sa len tá časť sedimentov, ktorej zrnitosť nepresahovala 1,5 cm, pretože táto jemnozrnná časť sedimentov predstavuje ich najreaktívnejšiu časť (väčšie úlomky hornín a balvany majú malý reakčný povrch a z hľadiska uvoľňovania ťažkých kovov do krajinných zložiek nepredstavujú výraznejšie riziko). Celkovo sa na Podlipe odobralo 683 bodových vzoriek a na lokalite Reiner 259 bodových vzoriek. Bodové vzorky sa spojili tak, aby reprezentovali jeden zo segmentov haldového poľa (v lokalite Podlipa 1 - 90 a Reiner 1 - 20; obr. 1). Následne sa tieto združené vzorky rozkvartovali a zhomogenizovali.



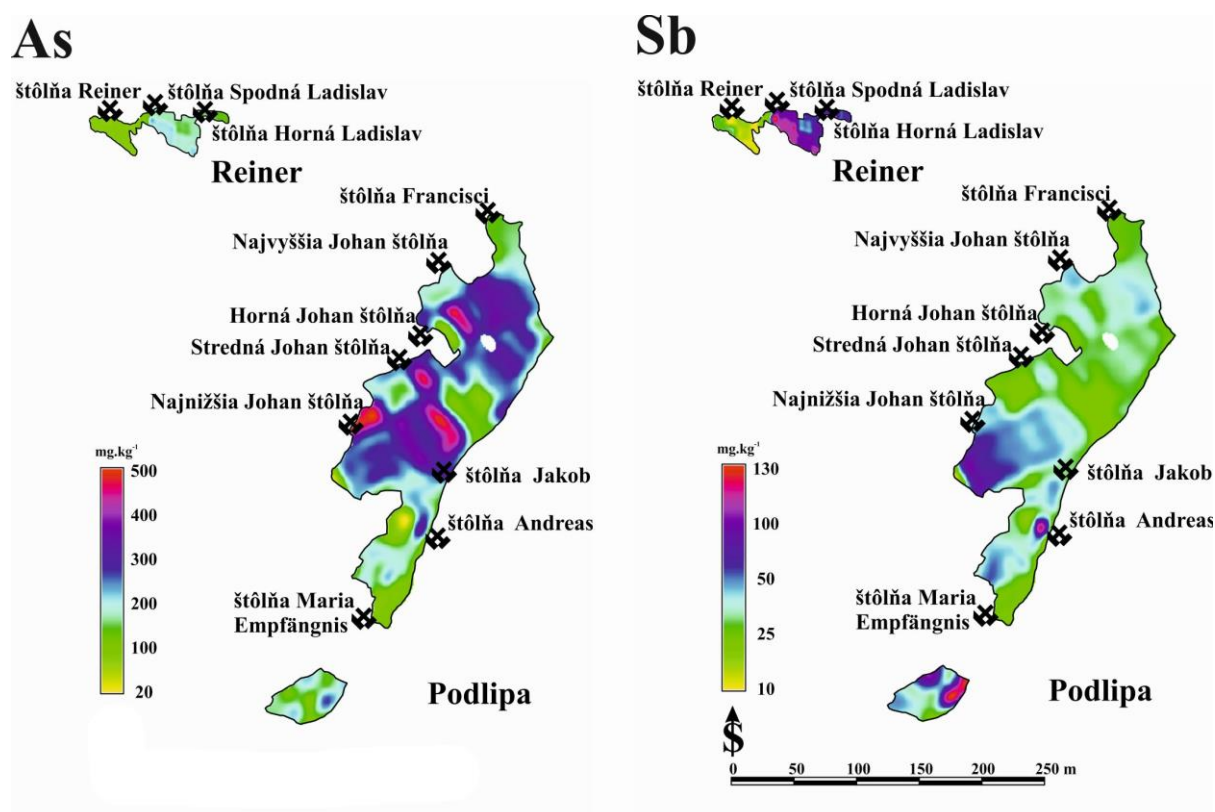
Obr. 1 Lokalizácia vzoriek technogénnych sedimentov a pôdy na haldových poliach A – Reiner, B – Podlipa.

Fig. 1 Location of samples technogenic sediments and soil in heaped fields A - Reiner, B - Podlipa

Vzorkový materiál technogénnych sedimentov a pôd (20 vzoriek z lokality Reiner a 89 vzoriek z lokality Podlipa) sa vysušil a odoslal na analytické spracovanie do laboratórií ACME Analytical Laboratories Vancouver, Kanada. 0,2 g vzorky sa roztavilo za použitia prídavku zmesi metaborátu a tetraborátu Li a následne rozpustilo v zriedenej kyseline dusičnej. As a Sb (medza stanoviteľnosti $0,5 \text{ mg.kg}^{-1}$), ako aj celý rad ďalších prvkov sa stanovili ICP/MS analýzou.

Výsledky a diskusia

Medzi najrizikovejšie ťažké kovy z hľadiska toxicity patria As a Sb. Ich obsahy sa na Podlipe pohybujú v rozmedzí $19 - 504 \text{ mg.kg}^{-1}$ (As) a $9,4 - 131,8 \text{ mg.kg}^{-1}$ (Sb), pričom najvyššie hodnoty sa podobne ako pri Cu a Fe zistili v okolí štôlne Spodná Ladislav a na priľahlých svahoch (tab. 1). Najvyššie obsahy Sb potvrdili analytické výsledky na severnom okraji haldy štôlne Maria Empfängnis a o čosi nižšie v ústí štôlne Najnižšia Johan. V okolí štôlní Andreas a Mária Empfängnis boli obsahy Sb mimoriadne nízke. Podobne nízke sú aj obsahy Sb v oblasti ústia štôlne Jakob (obr. 2). Korelácia priestorovej distribúcie As/Sb sa nezistila ($r = 0,304$).



Obr. 2 Priestorová distribúcia As a Sb na haldových poliach Podlipa a Reiner.

Fig. 2 Spatial distribution of As and Sb on heaped fields Podlipa and Reiner.

Na lokalite Reiner sú obsahy As ($22 - 192 \text{ mg.kg}^{-1}$) a Sb ($6,8 - 36,4 \text{ mg.kg}^{-1}$) zvýšené vo vrchnej časti haldového poľa v oblasti vyústenia štôlne Spodná Ladislav (obr. 2; tab. 2).

Korelácia distribúcie As/Sb je na Reineri vysoká ($r = 0,949$) a pomerne významná je aj korelácia As/Fe ($r = 0,622$) a Sb/Cd ($r = 0,652$; v tomto prípade ide o koreláciu vypočítanú z mimoriadne nízkyh hodnôt a preto ide o spochybniteľný údaj – vid' tab. 1, 2). Na Podlipi sa potvrdila len korelácia As/Fe ($r = 0,560$).

Tabuľka 1. Obsahy As, Sb, Cd a Fe vo vzorkách technogénnych sedimentov/pôdy na haldovom poli Podlipa
Table 1 The contents of As, Sb, Cd and Fe in samples of technogenic sediment / soil to heaped field Podlipa

Vzorka	As	Sb	Cd	Fe
	mg.kg ⁻¹		%	
1	261	121,3	<0,1	2,74
2	176	50,7	<0,1	2,27
3	121	32,6	0,1	1,96
4	68	33,0	0,1	1,53
5	81	18,1	<0,1	1,55
6	116	34,8	<0,1	2,15
7	181	36,2	<0,1	2,70
8	91	34,4	<0,1	1,91
9	133	50,2	0,1	2,19
10	181	109,8	<0,1	2,42
11	144	60,6	<0,1	2,12
12	113	42,1	<0,1	2,19
13	183	58,0	<0,1	1,49
14	185	55,5	<0,1	1,90
15	75	46,5	0,2	1,96
16	124	39,2	<0,1	1,43
17	154	30,7	<0,1	1,92
18	221	39,9	<0,1	2,28
19	172	46,9	<0,1	2,05
20	146	31,4	<0,1	2,24
21	140	44,3	0,2	2,12
22	180	48,8	<0,1	2,27
23	340	131,8	<0,1	3,48
24	247	36,4	<0,1	2,13
25	127	46,0	<0,1	1,8
26	171	49,2	<0,1	1,87
27	19	9,4	0,2	1,81
28	205	76,1	<0,1	3,10
29	234	76,0	<0,1	3,14
30	251	67,4	<0,1	3,47
31	136	38,3	<0,1	2,47
32	269	58,7	<0,1	3,04
33	265	51,5	<0,1	2,96
34	218	42,6	<0,1	2,70
35	373	44,0	<0,1	2,89
36	300	47,2	<0,1	2,34
37	284	29,8	<0,1	1,99
38	171	20,9	0,1	1,31
39	438	38,4	<0,1	2,77
40	257	25,5	<0,1	1,97
41	97	14,3	0,1	1,31
42	89	11,6	<0,1	2,15
43	102	11,9	<0,1	1,14
44	53	10,8	<0,1	2,55
45	170	19,2	<0,1	1,44

Vzorka	As	Sb	Cd	Fe
	mg.kg ⁻¹		%	
46	249	27,0	<0,1	2,41
47	314	31,6	<0,1	2,50
48	252	27,2	<0,1	2,09
49	178	21,5	0,1	1,45
50	288	28,9	<0,1	2,58
51	143	20,3	<0,1	1,48
52	104	16,5	<0,1	1,23
53	242	23,4	<0,1	2,26
54	255	26,2	<0,1	2,19
55	64	18,1	0,1	1,19
56	239	20,2	<0,1	1,62
57	446	36,4	0,1	2,08
58	143	12,4	<0,1	1,41
59	118	11,3	0,1	1,92
60	226	20,7	<0,1	2,02
61	493	43,7	<0,1	2,96
62	504	42,7	<0,1	2,91
63	325	26,5	<0,1	1,38
64	261	27,3	<0,1	1,38
65	220	19,5	0,1	2,09
66	304	25,2	0,1	2,77
67	178	15,9	<0,1	2,22
68	250	24,8	<0,1	2,41
69	340	34,9	<0,1	2,46
70	446	35,9	<0,1	3,23
71	269	23,1	<0,1	2,21
72	338	34,2	<0,1	2,23
73	300	42,5	<0,1	2,90
74	231	38,4	<0,1	2,60
75	261	31,4	0,1	2,76
76	160	29,6	0,1	2,77
77	170	44,1	<0,1	2,28
78	205	35,5	0,1	2,69
79	105	20,0	<0,1	2,29
80	121	22,1	<0,1	2,26
81	175	44,4	0,4	1,76
82	41	27,4	0,3	2,37
83	182	38,1	0,6	2,29
84	118	26,2	<0,1	1,76
85	84	17,8	<0,1	1,76
86	70	16,4	<0,1	1,56
87	70	17,8	<0,1	1,60
88	38	16,7	<0,1	1,66
89	57	14,3	<0,1	1,41

Pri zvetrávaní sa arzénové rudné minerály (v prípade Ľubietovej hlavne tetraedrit - $(\text{Cu,Fe,Ag,Zn})_{12}\text{Sb}_4\text{S}_{13}$ a tennantit - $\text{Cu}_{12}[\text{S}(\text{AsS}_3)_4]$) ľahko oxidujú, pričom As prechádza z formy As^{3+} na As^{5+} , tvoriac zlúčeniny kyseliny arzeničnej (Lin a Puls, 2000). Táto je rozpustná vo vode, ale len zriedka môže migrovať na väčšie vzdialenosti, pretože rýchle reaguje s kationmi ťažkých kovov a As sa viaže vo forme rozličných arzeničnanov (Gibson, 2003; Selhub et al., 2007). As nevytvára v sedimentoch a pôde samostatné kationy ale vystupuje vo forme $[\text{H}_2\text{AsO}_4]^-$ čiastočne aj v mobilnejšej forme $[\text{H}_3\text{AsO}_3]^0$, čo potvrdzujú aj výsledky, ktoré prezentovala Franková et al. (2012). $[\text{H}_3\text{AsO}_3]^0$ forma je dominantná pri nízkych hodnotách pH a Eh (O'Neill, 1990).

Tabuľka 2. Obsahy As, Sb, Cd a Fe vo vzorkách technogénnych sedimentov/pôdy na haldovom poli Reiner.

Table 2 The contents of As, Sb, Cd and Fe in samples of technogenic sediment / soil to heaped field Reiner.

Vzorka	As	Sb	Cd	Fe	Vzorka	As	Sb	Cd	Fe
	mg.kg ⁻¹		%			mg.kg ⁻¹		%	
1	25	15,8	<0.1	2,35	11	156	32,4	<0.1	2,40
2	31	16,5	<0.1	2,58	12	120	23,5	0,1	1,98
3	22	6,9	<0.1	1,40	13	139	26,0	0,2	2,23
4	31	10,2	<0.1	2,27	14	142	30,2	<0.1	2,76
5	37	8,7	<0.1	2,05	15	150	29,3	<0.1	2,36
6	28	7,0	<0.1	1,47	16	192	36,2	0,2	3,01
7	26	6,8	<0.1	1,34	17	97	26,7	<0.1	2,14
8	53	13,3	<0.1	1,80	18	105	25,4	<0.1	2,03
9	144	32,4	<0.1	2,31	19	135	35,8	<0.1	2,18
10	184	36,4	<0.1	2,40	20	122	27,1	<0.1	2,18

As vo vode vystupuje najčastejšie vo forme $[\text{HAsO}_4]^{2-}$, zriedkavejšie aj ako $[\text{H}_2\text{AsO}_4]^-$ a $[\text{HAsO}_2]^0$ (Greenwood a Earnshaw, 1990) alebo komplexných iónov (Fergusson, 1990). V redukčných podmienkach je mobilita As daná väzbou arzeničnanov a arzenitanov na povrch minerálov, hlavne na Fe-oxyhydroxidy, avšak v sulfidických vodách a v systémoch obsahujúcich sulfidy sa veľká časť rozpusteného As vyskytuje vo forme As-S zlúčenín, ktoré potom zohrávajú významnú úlohu pri rozpúšťaní As-sulfidických minerálov v alkalickom prostredí (Wallschläger a Stadey 2004; Rusková et al., 2009; Andráš et al., 2010).

Sb sa vyskytuje vo vode ako Sb^{5+} a menej ako Sb^{3+} , prípadne vo forme komplexov s organickými kyselinami. Jeho mobilitu kontroluje tvorba chelátových komplexov (Kabata-Pendias a Pendias, 2000). Sb môže byť sorbovaný ílovými minerálmi, aktívnymi formami oxidov a hydroxidov Fe a Al a organickou hmotou.

Sb a As sú dôležitými prvkami určujúcimi zloženie minerálov tetraedrit-tennantitovej série, pričom aj malé rozdiely v pomere Sb/(Sb+As) ovplyvňujú ich charakter (Kharbush, 2007). Je všeobecne dobre známe, že obsah Sb sa v nich vyznačuje negatívnou koreláciou voči As (Johnson et al., 1986; Kharbush et al., 2007). Koncentrácie As a Sb na študovaných haldových poliach vykazujú jednak pozitívnu ale aj žiadnu vzájomnú koreláciu, čo môže byť na jednej strane dôsledkom výskytu odlišných As- a Sb-minerálov (napr. tetraedritu, tennantitu ako aj početných sekundárnych minerálov), kým na druhej strane, grafy pomeru As a Sb vs. Fe (obr. 2) odrážajú pozitívnu vzájomnú koreláciu týchto prvkov, čo naznačuje, že koncentrácia As a Sb nie je závislá len na type As-Sb prítomných minerálov, ale pravdepodobne aj na zložení Fe-minerálov, vyskytujúcich sa v sedimentoch študovaných haldových polí.

Ako upozorňuje už Dubiel et al. (2013), na rozdielnú distribúciu jednotlivých kovov a odlišné korelačné vzťahy majú pravdepodobne vplyv aj špecifické sorpčné schopnosti jednotlivých speciácií študovaných ťažkých kovov. Tak napríklad najintenzívnejšia sorpcia As na ílové minerály nastáva pri pH 4, pričom sa na ne oveľa ľahšie sorbuje menej toxický As^{5+} ako toxickejší As^{3+} (Lin a Puls, 2000). Sb^{3+} sa najlepšie sorbuje pri pH 3 – 12, kým maximálna sorpcia Sb^{5+} nastáva pri pH < 7 (Leus et al., 2006). Pomerne široké rozpätie hodnôt pH na Podlipa a Reineri: 4,2 – 7,93 (Andráš et al., 2009) umožňuje rozličnú intenzitu sorpcie na jednotlivých polygónoch študovaných haldových polí.

Záver

Distribúcia As a Sb na študovaných haldových poliach je nerovnomerná. Závisí na pôvodnej koncentrácii uvedených kovov v technogénnych sedimentoch odvalov, ako aj na ich migračných schopnostiach a sorpčných vlastnostiach.

Koncentrácie As sú vyššie na haldovom poli Podlipa a koncentrácie Sb na haldovom poli Reiner. Tento rozdiel indikuje odlišné kvantitatívne zastúpenie minerálov tetraedrit – tennantitovej skupiny na jednotlivých lokalitách a z toho vyplývajúcu rozdielnú priestorovú distribúciu As a Sb.

Odlišné korelačné vzťahy As a Sb s inými kovmi na lokalite Podlipa a Reiner možno u týchto geochemicky príbuzných prvkov vysvetliť aj ich rozlične intenzívnou sorpciou na prírodné sorbenty (ílové minerály, limonit a pod.), vstupovaním do rôznych metastabilných fáz a sekundárnych minerálov, kontrolované oxidačným stupňom a iónovým polomerom.

Literatúra

- ANDRÁŠ, P. – LICHÝ, A. – KRIŽÁNI, I. – RUSKOVÁ, J. 2009. *The heavy metal sorption on clay minerals and risk of the AMD formation at the Reiner and Podlipa dump-fields at Lubietová deposit (Slovakia)* Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 2009, 4, 2, ISSN-1842-4090, 133-147.
- ANDRÁŠ, P. – RUSKOVÁ, J. – LICHÝ, A. 2010. *Toxicita As a Sb v oblasti Cu-Ag ložiska Lubietová*. Bubeníková, T. (Ed.) Zem v pasci? Analýza zložiek životného prostredia. 3. medzinárodná vedecká konferencia, Vyhne, 27. – 30. 4. 2010, TU Zvolen, ISBN 978-80-228-2094-3, p. 11.
- ANDRÁŠ, P. – TURISOVÁ, I. – MARINO, A. – BUCCHERI, G. 2012. *Environmental Hazards associated with Heavy Metals at Lubietová Cu-deposit (Slovakia)*. Chemical Engineering Transactions, 28, ISSN 1974-9791, 259-264.
- ANDRÁŠ, P. – NAGYOVÁ, I. – SAMEŠOVÁ, D. – MELICHOVÁ, Z. 2012a. *Study of environmental risks at an old spoil dump field*. Polish Journal of Environmental Studies, 21 6, ISSN: 1230-1485, 1529-1538.
- ČURLÍK, J. – BEDRNA, Z. – HANES, J. – HOLOBRADÝ, K. – HRTÁNEK, B. – KOTVAS, F. – MASARYK, Š. – PAULEN, J. 2003. *Pôdna reakcia a jej úprava*. Bratislava, 2003, 249 p. ISBN 80-967696-1-8.
- DIRNER, V. – KRŇÁČ, J. – ČMIELOVÁ, L. – LACKOVÁ, E. – ANDRÁŠ, P. 2012. *Acidification process in the area of the abandoned Lubietová-Podlipa Cu-deposit, Slovakia*. GeoScience Engineering, LVIII, 3, ISSN 1802-5420, 63-72.
- DUBIEL, J. – KRŇÁČ, J. – DADOVÁ, J. – ASCHENBRENER, Š., 2013. *Modelovanie priestorovej distribúcie ťažkých kovov za pomoci nástrojov GIS v lokalite Lubietová*. In: Zborník z konferencie Fórum mladých geoinformatikov, 2.-3.5. 2013. TU vo Zvolene, ISBN 978-80-228-2518-4, p. 22-29
- FERGUSON, J. E. 1990. *The heavy metals, chemistry. Environmental impact and health effect*. Pergamon Press, New Zealand, 614 p.
- FRANKOVÁ, H. – ČMIELOVÁ, L. – KLIMKO, T. – LACKOVÁ, E. – ANDRÁŠ, P. 2012. *Comparative study of Cu, As and Sb toxicity between dump-fields of abandoned Cu-deposits Lubietová and Špania Dolina (Central Slovakia)*. Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 7, 4, ISSN 1842-4090, 79-88.
- GIBON, S. 2003. *Micronutrient intakes, micronutrient status and lipid profiles among young people consuming different amounts of breakfast cereals: further analysis of data from the National Diet and Nutrition Survey of Young People aged 4 to 18 years*. Cambridge University Press, 6, 815-820.

- GREENWOOD, N. N. – EARNSHAW, A. 1990. *Chemie der Elemente*. Würzburg, ISBN 3-527-26169-9, 1707 p.
- ILAVSKÝ, J. – VOZÁROVÁ, A. – VOZÁR, J. 1994. *Lubietová - štruktúrno-vyhľadávacie vrty LU-1, Lu-2 a Lu-3*. Geologický ústav Dionýza Štúra, Bratislava, 7 p.
- JOHNSON, N. E. – CRAIG, J. R. – RIMSTIDT, J. D. 1986. *Compositional trends in tetrahedrite*. Canadian Mineralogist, 24, ISSN 0008-4476, 385-397.
- KABATA-PENDIAS, A. – PENDIAS, H. 2000. *Trace Elements in Soils and Plants*. CRC Press. Boca Ratón, Florida, EEUU. ISBN 978-0-8493-1575-6, 432 p.
- KHARBISH, S. 2007. *Mineralogical, crystal chemical and spectroscopic investigations of fahlores from Austrian localities*. PhD. Thesis, University Wien, Austria, 157 p.
- KHARBISH, S. – GÖTZINGER, M. – BERAN, A. 2007. *Compositional variations of fahlore group minerals from Austrian localities*. Austrian Journal of Earth Science, 100, ISSN 0812-0099, 44-52.
- Križani, I. – JELEŇ, S. – HÁBER, M. – ANDRÁŠ, P. 2002. *Banické záťaže v banskobystričkom regióne*. Geochémia 2002, Bratislava, 15 – 17.
- LEUS, A. K. – MÖNCH, H. – JOHNSON, C. A. 2006. *Sorption of Sb(III) and Sb(V) to goethite: influence on Sb(III) oxidation and mobilization*. Environmental Science & Technology, 40, 23, 7277-7282.
- LIN, Z. – PULS, R. V. 2000. *Adsorption, desorption and oxidation of arsenic affected by clay minerals and aging process*. Environmental Geology, 39, 7, ISSN 0943-0105. 753-759.
- MAZÚR, E. – LUKNIŠ, M. 1978. *Regionálne geomorfologické členenie Slovenska*. Geografický časopis, 30, 2, Veda SAV, Bratislava, 101 – 124.
- O'NEILL, P. 1990. ARSENIC. B.J. Alloway (Ed.), *Heavy metals in soils*, Blackie and Son. Glasgow, 5, ISBN 0 751401986, 83-99.
- RIEUWERTS, J. S. – THORNTON, I. – FARAGO, M. E. – ASHMORE, M. R. 1998. *Factors influencing metal bioavailability in soils: preliminary investigations for the development of a critical loads approach for metals*. Chem. Spec. Bioavail. 10 (2), 61–75.
- RUSKOVÁ, J. – ANDRÁŠ, P. – HLAVÁČIK, R. – LICHÝ, A., 2009. *Toxicita arzénu a antimónu vo vode v okolí ložiska Lubietová. Toxicity of arsenic and antimony in water in the surrounding of Lubietová*. Acta universitatis Matthiae Belii, roč. 11, č.1, FPV UMB BB, ISBN 978-8083-967-3, p. 63-72.
- SELHUB, J. – MORRIS, M.S. – JACQUES, P. F. 2007. *Vitamin B12 deficiency, higher serum folate is associated with increased total homocysteine and methylmalonic acid concentrations*. Proceedings of the National Academy of Sciences, ISSN 1091- 6490, 104 p.
- STERCKEMAN, T. – DOUAY, F. – PROIX, N. – FOURRIER, H. 2000. *Vertical distribution of Cd, Pb and Zn in soils near smelters in North of France*. Environ. Pollution 107, 377–389.
- WALLSCHLÄGER, D. – STADEY, C. J. 2004. *Arsenic geochemistry in reducing environments – influence of arsenic-sulphide interaction on mobility*. Fate of arsenic, antimony and similar elements in the environment. Goldschmidt 2004, Copenhagen. A513.

SPATIAL VARIATION AND ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF HEAVY METAL IN THE SURFICIAL SEDIMENTS ALONG THE EGYPTIAN RED SEA COAST.

Alaa M. Younis^{1a}, I. S. Ismail^{1b}, Lamiaa I. Mohamedein², Shimaa Farouk Ahmed²

^{1a} Aquatic Environment Department, Faculty of Fisheries Resources, Suez University, Suez-Egypt.

^{1b} Geology Department, Faculty of Science, Suez University, Suez-Egypt.

² Marine pollution Lab, National Institute of Oceanography and Fisheries, Suez-Egypt

Abstract: The concentrations of certain heavy metals (Fe, Mn, Zn, Cr, Ni, Pb, Cu, and Cd) of sandy sediment samples collected from eight sites along the Egyptian Red Sea coast were investigated in order to evaluate the pollution status and ecological risk assessment of the study area. The results of the partitioning study showed that the average concentrations of the heavy metals analyzed in investigated sediment exhibited the following decreasing order Fe > Mn > Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > Cd. The degree of surface sediment contamination was computed using Metal Pollution Index (MPI) and Geoaccumulation index (I_{geo}). Metal Pollution Index showed that station 5 (Qusier Middle) suffered with metal pollutions. Association with adverse effects to marine organisms was determined using the classification of the sediments according to SQGs. Sediment quality guidelines based on the consensus approach revealed that Pb and Cu had no adverse ecological effects.

1. Introduction

Rapid industrialization and economic development in coastal regions have undoubtedly introduced heavy metals into these regions all over the world and it is more so in Red Sea, wherein the industrial growth has been phenomenal during the last decade. Coastal sediments act as ultimate sinks for metals that are discharged into this environment. Recent studies have shown that sediment from coastal milieu near industrial and urban areas have been contaminated to some extent by heavy metals, which are toxic to biota (Feng et al. 2004; Romano et al. 2004; Santos et al. 2005). Thus, studies of metals in the sediment are important to decipher the source, to evaluate their enrichment pattern and to assess any probable localized influence. This leads to better understanding of their behavior in an aquatic environment and also helps in detecting the source of the pollution (Jayaprakash et al. 2008; Pekey 2006; Buccolieri et al. 2006). Sediments are also important carriers of metals in the hydrological cycle, because metals are partitioned with the surrounding waters, and thus they reflect the quality of an aquatic system. Metals accumulated in this process may be subsequently released to the overlying water column as a result of either physical disturbance or diagenesis and the sediments may persist as a source of pollutants long after the cessation of direct discharges. Moreover, diagenetic reactions are also important near the sediment–water interface responding to redox changes and affecting metal concentrations in vertical sediment profiles. Thus, this study provides some information on the surface sediment geochemistry of the investigated area to improve the sediment data inventory, characterize the geochemistry of heavy metals in surface sediments as well as understand the influence of anthropogenic activities and distribution of metals in sediments along Red Sea Coast.

2. Material and Methods

2.1. Area of Study

The Red Sea is one of the most important repositories of marine biodiversity on a global scale and features a range of important coastal habitats. Although the Red Sea is still one of the least ecologically disturbed seas relative to other enclosed water bodies. There is a growing risk of marine pollution, and environmental degradation from urban expansion, tourism and industrial development; this causes excessive sedimentation, which in turn leads to suffocation of benthic communities and ecosystem damage (gesamp 2001). Coastal habitat is being converted for urban and industrial development. Tourism and recreation usage are growing quickly. The Red Sea remains one of the busiest marine transport regions of the world, making this multi-national sea prone to major metals and oil pollution. It is extended from 22° 15' to 27° 15' N and from 33° 0' to 37° 0' E. (Abo-El-Khair et al. 2008).

Table1. List of names, sites codes and different sampling locations of the Red Sea Coast:

Name	Site Code	Latitude	Longitude
Red Sea			
1- Hurghada (Sheraton Hotel)	RE-1	27° 1' 37.5"	33° 50' 48.4"
2- Safaga North (Suma Bay)	RE-2	26° 47' 34.9"	33° 56' 12.5"
3- Safaga Middle	RE-3	26° 30' 20"	34° 0' 20"
4- El Hamarawein	RE-4	26° 15' 9"	34° 12' 5"
5- Qusier Middle	RE-5	26° 8' 30"	34° 14' 30"
6- Qusier South	RE-6	25° 55' 48"	34° 36' 36"
7- Marsa Alam	RE-7	25° 4' 6.1"	34° 45' 0.4"
8- Bir Shalatin	RE-8	23° 9' 9.9"	35° 36' 48.3"

2. Sample collection and analyses

Surface sediment samples were collected from eight stations in the depth 3-5 m after tidal zone using Hydro-Bios stainless steel grab sampler along Egyptian Red Sea Coast (Fig 1). Each sample was placed in polyethylene plastic bags and they were then kept in an ice box. As soon as the field work was finished, samples were brought to laboratory and stored at -20 freezers for future analysis. The samples for assessment were dried using room tempresur and kept in an acid washed container for future use.

The total metals were extracted from the sediment samples according to standard operating procedures for trace metals (UNEP/IAEA, 1986). An exact weight (1g) of dry sample (drying at room temperature) of sediment was completely digested in Teflon vessels using a mixture of HNO_3 , HF and HClO_4 (3:2:1) at 70 °C (UNEP/IAEA 1986 and Ajay and Van Loon 1989). The final solution was diluted to 10 ml with double deionized distilled water. All digested solutions were analyzed in duplicate using an atomic absorption spectrophotometer (AAS Perkin Elmer analyst, Model 100) and the results were expressed in $\mu\text{g/g}$; dry weight. Reagents of analytical grade were utilized for the blanks and calibration curves. Precision was checked against standard reference material and lied within the range of certified values with 90-97% recovery for all metals studied.

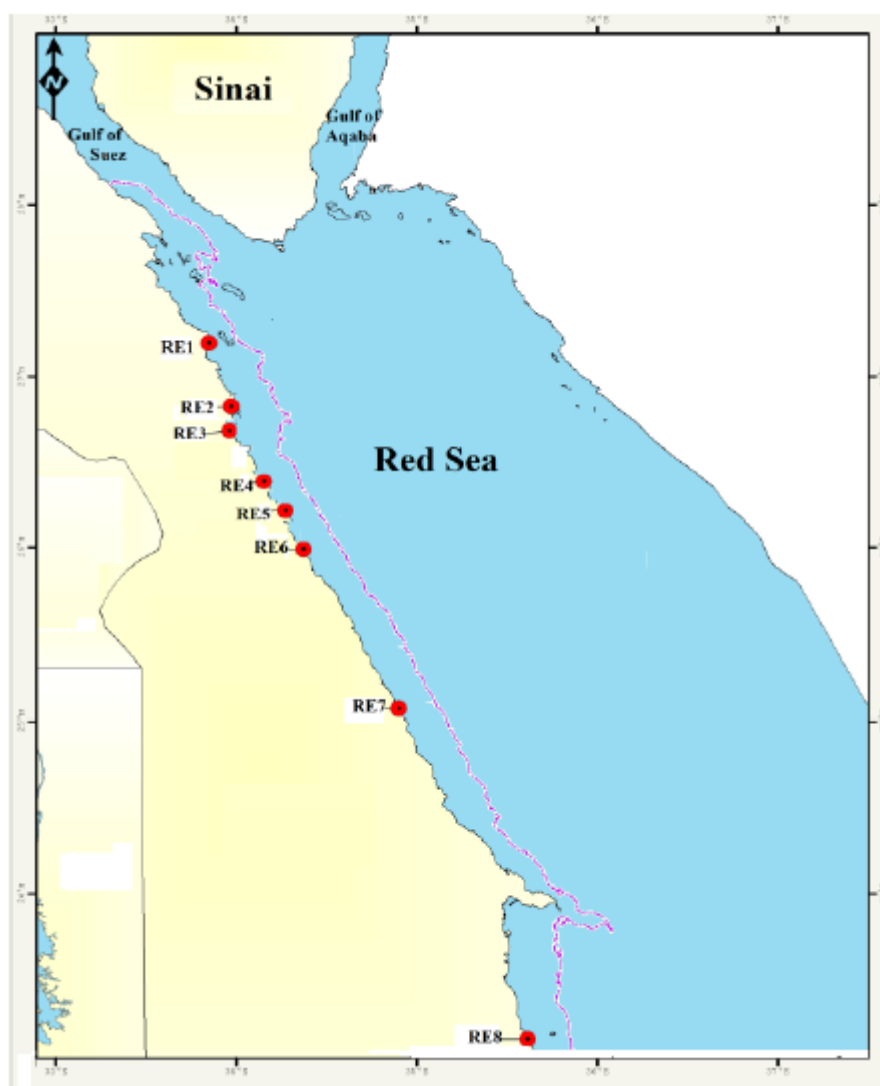


Figure 1: Sampling Sites of the Study Area.

Water content (WC %) Measurement is carried out gravimetrically after drying at a maximum temperature of 105°C over night to constant weight. Controlled period of time, is sufficiently high to eliminate “free” forms of water and sufficiently low not to cause a significant loss of organic matter and unstable salts by volatilization (Pansu and Gautheyrou 2006). The carbonates were determined by destroyed using hydrochloric acid and the volume of released carbon dioxide is measured at controlled temperature and pressure. This method is part of the international standard (NF ISO 10693) an improvement of this method using the pressure calcimeter. The pressure change caused by the reaction between HCl and the soil or sediment (0.5g dry and sieved) sample is measured with a digital plunge-in Manometer through a silicone–rubber septum placed on a screw-capped tube (Balazs et al. 2005).

The result is generally expressed as a percentage of limestone:

$$\text{CaCO}_3 \% = \frac{V \times M \times 2.28 \times 100}{1.000 \times P}$$

V: volume of evolved CO₂ per sample (ml), M: mass in g of 1 L of CO₂ in titration pressure and temperature conditions (M= 1.773) P: weight of sample (g) and 2.28 is the ratio between the molecular weight of CaCO₃ to that of CO₂.

A grain-size analysis was carried out using the conventional method (Folk 1974). About 30g of washed and quartered dried sample was subjected to the combined technique of dry sieving and pipette analysis. Granulometric analysis was carried out manually to describe the sediment. Organic carbon was determined using acid/dichromate titration method as described by (Gaudette et al. 1974). The results of the analysis were calculated by the following equation:

$$\% \text{ Organic Carbon} = 10 (1-T/S) [1.0N (0.003) (100/W)]$$

Where T= sample titration, ml ferrous solution, S= standardization blank titration, ml ferrous solution. N= normality of K₂Cr₂O₇, and W= weight of sediment sample in grams.

Metal Pollution Index (MPI), Geoaccumulation Index (I_{geo}), Sediment quality guidelines (SQGs) were calculated to determine the degree of metal pollution as well as to predict adverse biological effects in contaminated sediments of the investigated area.

Person's correlation was applied to determine correlation matrix between metal concentrations, TOC%, CaCo₃% and grain size in surface sediments of Red Sea coast using Statistical Package for Social Science (SPSS) version 15.

3. Results and discussion

3.1 Sediments characterization

The water content is an important factor in controlling the early diagenetic processes of sediments. It affects the rate of reactions particularly, the redox processes and the pH. The result of water content of the collected samples showed that, the Red Sea sediments have water in its pore ranged from 19.8 % at Marsa Alam site to 9.06 % at Bir Shalatin site (Table 1). Water content reflects the ability of sediment to hold water molecules between its particles, which are mainly a function of particle size and mineral composition (Mehrem 2002).

Maxwell (1968), classified sediments based on carbonate content to high carbonate (>80%), impure carbonate (80 – 60%), transitional (60 – 40%), terrigenous (40 – 20%) and high terrigenous (<20%). The results of the present study showed that, sediments from Safaga

North (Suma Bay) and Safaga Middle are characterized by high percentage of CaCO_3 with value 91.50 % and 90 % respectively. The major sources of carbonate in these stations are weathering of limestone rock on the sea floor in addition to the detrital fragmental molluscal shells and skeletons (Madkour, 2004). Transitional carbonate was found in Hurghada (Sheraton Hotel) and Marsa Alam with value 50 % and 59.10 % respectively. While El Hamarawein , Qusier Middle , Qusier South and Bir Shalatin sites belonging to terrigenous carbonate with value 40 % , 40 % , 30 % and 30 % respectively .

Total Organic Carbon (TOC) contents in the investigated sediments ranged from 1.77 % Qusier South to 0.66 % Marsa Alam area. It was noticed that the sediments in the study area are relatively low in TOC content. This reflect to the high productivity of the water column that contributes organic detritus to bottom sediment. It also reflects, terrestrial input from land-based sources. The organic matter is mainly derived from the autolysis of dead cells or actively excreted by diverse organisms as benthic algae, copepods, sea urchins planktonic species (Kenneth, 1988). TOC is composed of light-weight materials, and there is a close connection between the presence of fine sediments and the contents of organic matter (El-Askary et al., 1988). Fine sediments contained higher organic matter than coarser ones. Coarse sediments usually have larger pores, thus faster circulation and movement of interstitial water and oxygen-rich seawater.

Table 2: Sediments characterization along the area of study.

stations	sand	silt	clay	TOC	WC	CaCO_3	sediment type
Re1	99.76	0.24	0	1.453	14.53	50	sand
Re2	99.62	0.38	0	1.483	14.93	91.5	sand
Re3	100	0	0	1.356	13.56	90	sand
Re4	100	0	0	1.571	15.71	40	sand
Re5	99.95	0.05	0	0.79	15.83	40	sand
Re6	99.39	0.61	0	1.77	17.68	30	sand
Re7	100	0	0	0.66	19.8	59.1	sand
Re8	83.23	14.58	2.19	0.91	9.06	30	sand

Grain size analysis of the Egyptian Red Sea coastal sediments revealed the dominance of the sand fraction in all of the investigated samples (Table 2). The mean size of sediments ranged from -0.64Φ at Safaga Middle to 2.14Φ at Bir Shalatin (i.e. from very coarse sand to fine sand). Sorting changed from 0.48 at El Hamarawein to 1.91 at at Bir Shalatin (i.e. from well sorting to poorly sorting). Skewness varying from -0.62 at Qusier South to 0.49 at Safaga Middle (i.e. from strongly coarse skewed to strongly fine skewed). Kurtosis varying from 0.35 at Safaga Middle to 1.26 at El Hamarawein (i.e. from very platykurtic to leptokurtic). Samples characterized by the presence of quartz, feldspar, aragonite, epsomite, Mg-calcite and calcite. Types of flux of clastic sediments, diversity of skeletal grains and the effectiveness of currents and wave actions produce this variation in

the sediment characteristics. The relative abundance of the fine sediments in some samples of the different areas is not only due to the abundance of terrigenous fine sediments but also due to the landfilling and dredging in these areas. Our results are in agreement with Madkour et al. (2008) and Mansour et al. (2000).

3.2 Spatial distribution of total heavy metals

The total concentrations of Fe, Mn, Pb, Zn, Ni, Cr, Cd and Cu. in surface sediments of the Egyptian Red sea coast are given in Table 3. Iron (Fe) concentrations were ranged between 12755 to 45869 mg kg- stations 1 and 7 with average concentration 261.5163 mg kg-1. Fe concentrations of the shallow marine sediments in different transects along the Red Sea coast are relatively high indicating the terrigenous contamination (Mansour et al. 2000).

The manganese content in the investigated sediments ranged between 32.94 mg kg-1 to 153.6 mg kg-1 at stations 1 and 7 with average concentration 102.175 mg kg-1. Iron was the most abundant metal measured followed by Mn and there are wide variations in the levels of the two metals among the sites of the study area. A significant correlation with $r = 0.81$ ($p = 0.05$) was found between the concentration of Fe and Mn reflecting the occurrence of these two metals is mainly controlled by natural processes such as coastal erosion deposition (Nasr et al., 1990). The concentrations of lead (Pb) in this study fluctuated from 11.16 to 29.66 mg kg-1 with average value 20.8688 mg kg-1 this may be attributed to anthropogenic activities in Bir Shalatin such as fishing boats, resulting in the release of large amount of Pb to the surrounding environment.

Zinc (Zn) concentration values recorded in this study ranged between 0.0193 to 207.6 $\mu\text{g/g}$ with an average value 62.4350 $\mu\text{g/g}$. Zinc showed a common trend of increase towards El Hamarawein due to the disposal of municipal wastewaters at El Hamarawein harbor. The range concentrations (mg kg-1) of Ni, Cr and Cu were 6.033 to 45.53, 5.674 to 52.65 and 1.895 to 17.81 with average concentrations (mg kg-1) were 22.5029, 30.438 and 8.9381(mg kg-1).

Ni, Cr and Cu showed a common trend of increase towards Marsa Alam may be attributed to the terrigenous origin and the increase of human activities in the region such as tourism, landfilling and marinas (Mansour et al., 2007). While the concentrations range of Cd were 0.752 mg kg-1 to 2.453 mg kg-1 with average 1.6048 mg kg-1. The high Cd concentrations in the sediments of Bir Shalatin may be attributed to the high intensity of fishing boats activities in this area. The total heavy metal concentration in the bed sediments of the Red sea coast decreases in the order of $\text{Fe} > \text{Mn} > \text{Zn} > \text{Cr} > \text{Ni} > \text{Pb} > \text{Cu} > \text{Cd}$.

Table 3. Metal concentrations ($\mu\text{g/g}$) in sediments of The Red Sea Coast:

Stations	Fe	Mn	Pb	Zn	Ni	Cr	Cd	Cu	MPI
1	207.96	32.94	11.16	6.32	6.033	5.674	0.752	1.895	8.3472
2	261.03	61.84	21.25	13.49	11.51	15.86	1.649	3.462	16.2333
3	268.18	117.1	21.48	0.0211	16.47	27	1.11	7.991	9.3038
4	270.91	130.9	15.7	187.1	30.52	36.49	1.233	9.67	32.9314
5	270.87	124.7	24.99	207.6	24.06	42.16	2.274	11.88	38.4749
6	270.21	123.7	17.97	84.91	25.44	40.35	1.374	7.607	29.3270
7	276.9	153.6	24.74	0.0193	45.53	52.65	1.993	17.81	14.2788
8	266.07	72.62	29.66	0.0197	20.46	23.32	2.453	11.19	10.5010
Mean	261.5163	102.175	20.8688	62.4350	22.5029	30.438	1.6048	8.9381	19.9247
Aver. Shale ^a	4.7	805	20	95	68	90	0.30	45	-
*TEL ^d	n.a.	n.a.	30	124	18	52	0.7	19	-
*TET ^d	n.a.	n.a.	112	271	61	160	4.2	108	-

a Turekian and Wedepohl (1961).

d. MacDonald et al. (2000).

4. Heavy Metals Contamination and Risk Assessment:

4.1 Metal Pollution Index (MPI):

The overall metal contents at the sites investigated in this study were compared, using the metal pollution index (MPI) calculated according to Usero et al. (1996 and 1997) to estimate the degree of pollution with the formula:

$$\text{MPI} = (\text{MFe} \times \text{MMn} \times \text{MZn} \times \text{MPb} \times \text{MCd} \times \text{MCu} \times \text{MCr} \times \text{MNi})^{1/8}$$

The MPI values of Fe, Mn, Pb, Zn, Ni, Cr, Cd and Cu in the collected samples are summarized in Table (3). MPI indicated metal pollution load at the each site. The highest MPI values were measured at the site 5 (Qusier Middle) suffered from metal pollutions with values of 38.4749. this may be due to impact from human related activities such as tourism, Fishing, Boats .

4.2. Geoaccumulation Index (Igeo)

The Geoaccumulation Index (Igeo) was calculated to determine metals contamination in sediments of Egyptian Red Sea Coast. This expression was proposed by Müller (1979) in order to calculate metals concentration in sediments by comparing current concentrations with undisturbed or crustal sediment (control) levels. Müller (1981) has classified Igeo in relation to contamination levels into seven classes, Unpolluted (Class 0, $\text{Igeo} < 0$), unpolluted to moderately polluted (Class 1, $0 < \text{Igeo} < 1$), moderately polluted (Class 2, $1 < \text{Igeo} < 2$), moderately to strongly polluted (Class 3, $2 < \text{Igeo} < 3$), strongly polluted (Class 4, $3 < \text{Igeo} < 4$), strongly to very strongly polluted (Class 5, $4 < \text{Igeo} < 5$) and very strongly polluted (Class 6, $\text{Igeo} > 5$), the highest grade reflecting a 100-fold enrichment above baseline values. The geoaccumulation (Igeo) is expressed by the following pattern:

$$\text{Igeo} = \log_2 (\text{Bn} / 1.5 * \text{Cn})$$

Where Cn is the measured concentration of the sediment for metal (n), Bn is the geochemical background value of metal (n) and factor 1.5 is the possible variations of background data due to lithogenic impacts. The values of geoaccumulation index (Igeo) of investigated metals were shown in table (4). This suggests that the Fe concentrations were very strongly polluted ($\text{Igeo} > 5$) except station 1 was strongly to very strongly polluted ($4 < \text{Igeo} < 5$). While the investigated sediments were Unpolluted ($\text{Igeo} < 0$) at all stations by Mn, Pb, Ni, Cr and Zn except stations 8 and 9 which were unpolluted to moderately polluted ($0 < \text{Igeo} < 1$) by Zn , Whereas the concentration of Cd had variation so recorded at many classes , unpolluted to moderately polluted ($0 < \text{Igeo} < 1$) at station 1, moderately polluted ($1 < \text{Igeo} < 2$) at stations 2, 3, 4 and 6 but at stations 5, 7 and 8 was moderately to strongly polluted ($2 < \text{Igeo} < 3$). .

Table 4. Geoaccumulation Index (Igeo) values in surface sediments of Red Sea coast:

Stations	Fe	Mn	Pb	Zn	Ni	Cr	Cd	Cu
1	4.90	-5.29	-1.43	-4.51	-4.09	-4.59	0.74	-5.17
2	5.23	-4.38	-0.50	-3.41	-3.16	-3.10	1.88	-4.30
3	5.27	-3.46	-0.48	-12.77	-2.64	-2.33	1.31	-3.09
4	5.28	-3.30	-0.94	0.39	-1.75	-1.89	1.46	-2.81
5	5.28	-3.37	-0.26	0.54	-2.09	-1.68	2.35	-2.51
6	5.28	-3.38	-0.74	-0.75	-2.01	-1.75	1.62	-3.16
7	5.31	-3.06	-0.28	-12.89	-1.17	-1.36	2.15	-1.93
8	5.26	-4.15	-0.02	-12.86	-2.33	-2.54	2.45	-2.60

4.3 Sediment Quality Guideline (SQGs)

In order to predict adverse biological effects in contaminated sediments, numerous sediment quality guidelines (SQGs) have been developed over the past decade (MacDonald et al., 2000). In the present study, we compared the concentration of investigated metals with SQG of threshold effect level (TEL), which includes threshold effect concentrations, and toxic effect threshold (TET), which includes probable effect concentrations (PEC) as described by MacDonald et al. (2000) to assess the possible biological consequences of the metal concentrations in the surface sediments (Table 3). Threshold effect concentrations should be used to identify sediments that are unlikely to be adversely affected by sediment-associated contaminants, while the PECs should be used to identify sediments that are likely to be toxic to sediment-dwelling organisms (MacDonald et al., 2000).

The results of the present showed that the concentrations of Pb and Cu at all sediment samples are lower than TEL indicated that there are no harmful effects from this metal. Concentration of Zn in sediment samples at all stations lower than TEL except stations 4 (El Hamarawein) and 5 (Qusier Middle) with values 187.1 µg/g and 207.6 µg/g respectively, which higher than TEL and lower TET. But concentration of Ni recorded values between TEL and TET except stations 1(Hurghada), 2 (Safaga North) and 3 (Safaga Middle) with values (6.033, 11.51 and 16.47 respectively) lower than TEL. This indicated that these stations were in potential risk. Cr was lower than TEL at all sediment stations except station 7(Marsa Alam) with value 52.65 µg/g higher than TEL and lower TET. On the other hand, the concentration of the Cd at all sediment stations has values between TEL (0.7) and TET (4.2).

4.4 Correlation Matrix

Pearson's correlation matrix was used to determine the relationships between Fe, Mn, Pb, Zn, Ni, Cr, Cd, Cu, CaCO₃%, TOC% and grain-size of surface sediments (Table 5). The result indicated that most metals Fe, Mn, Ni, Cr, Cd and Cu have positive significant association with in metals but there are negative correlation between Pb and Zn ($r = -0.11$). On the other hand, CaCO₃ recorded negative correlation with Fe, Mn, Pb, Zn, Ni, Cr, Cd, Cu and grain size ($r = -0.02, -0.13, -0.03, -0.46, -0.29, -0.29, -0.29, 0.28$ and -0.05 respectively). There are negative correlations between TOC and metals except Zn was significant positive correlation ($r = 0.05$). There were negative correlation between grain size and TOC, CaCO₃, Fe, Mn, Ni, Cr and Cu except Pb, Zn and Cd were significant positive correlation with grain size ($r = 0.41, 0.03$ and 0.61 respectively). The sediments in our study area of investigation were mainly sand, thus the total metal concentrations were not grain size controlled with between total metal concentration and mean size of each sediment sample. Significant correlations between most of these metals were probably due to influxes of some non-lithogenic and natural sources into the surface sediments.

Table 5. Pearson's correlation coefficient between metals, CaCo₃%, TOC% and grain-size

	Fe	Mn	Pb	Zn	Ni	Cr	Cd	Cu	CaCo ₃ %	TOC%	Grain Size
Fe	1										
Mn	0.81	1									
Pb	0.65	0.29	1								
Zn	0.30	0.43	-0.11	1							
Ni	0.69	0.87	0.36	0.24	1						
Cr	0.79	0.96	0.39	0.43	0.93	1					
Cd	0.57	0.26	0.92	0.12	0.42	0.44	1				
Cu	0.70	0.79	0.65	0.17	0.91	0.86	0.65	1			
CaCo ₃ %	-0.02	-0.13	-0.03	-0.46	-0.29	-0.29	-0.29	-0.28	1		
TOC%	-0.28	-0.27	-0.73	0.05	-0.46	-0.40	-0.76	-0.74	0.09	1	
Grain Size	-0.10	-0.35	0.41	0.03	-0.19	-0.1	0.61	-0.01	-0.50	-0.31	1

4 Conclusions

This study showed that heavy metal concentrations in the sediments along the Egyptian Red Sea coast were in the following decreasing order Fe > Mn > Zn > Cr > Ni > Pb > Cu > Cd. The degree of surface sediment contamination was computed using Metal Pollution Index (MPI) and Geoaccumulation index (I_{geo}). Metal Pollution Index showed that station 5 (Qusier Middle) suffered with metal pollutions.

The Geoaccumulation Index (I_{geo}) exhibited the concentrations of Fe were very strongly polluted (I_{geo}>5) except station 1 was strongly to very strongly polluted (4< I_{geo}<5). While the investigated sediments were Unpolluted (I_{geo}<0) at all stations by Mn,Pb,Ni,Cr and Zn except stations 8 and 9.

sediment quality guidelines (SQGs) showed that the concentration of Pb and Cu at all sediment samples are lower than TEL. On the other hand, the concentration of the Cd and Ni at all sediment stations have values between TEL and TET.

References

- AMIN B, ISMAIL A, ARSHAD A, YAP CK, KAMARUDIN MS. 2009. *Anthropogenic Impacts on heavy metal concentrations in the coastal sediments of Dumai, Indonesia*. Environmental Monitoring and Assessment 2009; 148: 291-305.
- ALI, Y.A., BELTAGY, A.I., LOTFY, I.H. 1987. *Grain size analysis and environmental of deposition of tidal and bottom sediment from Ghardaqa region, Red Sea area*. Bull. Inst. Oceanogr. Fish. ARE 13 (2), 147–167.
- ABO-EL-KHAIR E.M., ABDEL HALIM A.M., FAHMY M.A. AND SHREADAH M.A. 2008. *Environmental impact Assessment of Northern Red Sea regions during 2005- 2007*. Egyptian Journal of Aquatic Research 34 (2): 20-30.
- BAPTISTA-NETO J.A, SMITH B.J, MCALLISTER J.J. 2000. *Heavy metal concentrations in surface sediments in a nearshore environment, Jurujuba Sound, Southeast Brazil*. Environment Pollution 2000; 109: 1- 9.
- BELTAGY, A.I., 1984. *Elemental geochemistry of some recent marine sediments from Red Sea*. Bull. Inst. Oceanogr. Fish. Egypt 10, 1– 12.
- BUCCOLIERI A, BUCCOLIERI G, CARDELLICCHIO N, DELL'ATTI A, DI LEO A, MACI A. 2006. *Heavy metals in marine sediments of Taranto Gulf (Ionian Sea, Southern Italy)*. Mar Chem 99:227–235.
- BALAZS H., OPARA-NADIB O. AND BEESEA F. 2005. *A simple method for measuring the carbonate content of soil*. Soil Science Society of Amrica journal. 69: 1066–1068.
- CHEN CW, KAO CM, CHEN CF, DONG CD. 2007. *Distribution and accumulation of heavy metals in sediments of Kaohsiung Harbor, Taiwan*. Chemosphere 2007; 66(8); 1431–40.

- CEVIK F, GOKSU M, DERICI O, FINDIK O. 2009. *An assessment of metal in surface sediments of Seyhan dam by using enrichment factor, geoaccumulation index and statistical analyses*. Environmental Monitoring and Assessment 2009; 148: 291-305.
- DASKALAKIS KD, O'CONNOR TP. 1995. *Normalization and elemental sediment contamination in the coastal United States*. Environmental Science and Technology 1995; 29:470-77.
- DAR, A.M., 2002. *Geological basis to study the environmental defect in the marine ecosystem as a result of tourist activities in Hurghada area and surroundings, Red Sea, Egypt*. Ph.D. Thesis, Suez Canal University, Egypt, 218 pp.
- EL-SIKAILY, A., KHALED, A. AND EL-NEMR, A. 2004. *Heavy metals monitoring using bivalves from Mediterranean Sea and Red Sea*. Environmental Monitoring and Assessment, 98 (1-3): 41-58.
- EL-NEMR A., KHALED A. AND EL-SIKAILY A. 2006. *Distribution and statistical analysis of leachable and total heavy metals in the sediments of the Gulf of Suez*. Environmental Monitoring and Assessment 118: 89-112.
- EL-ASKARY, M.A., NASR, S.M., MOUSSA, A.A., EL-MAMONY, M.H. 1988. *Geochemical approach to the beach and bottom sediments of the Jubal area at the entrance of the Gulf of Suez*. M.Sc. Thesis, Ain Shams University, Egypt, 304 pp.
- EL-SIKAILY A., KHALED A. AND EL-NEMR A. 2005. *Leachable and total nine heavy metals in muddy and sandy sediment collected from Gulf of Suez*. Egyptian Journal of Aquatic Research. 31: 99-119.
- FOLK, R. 1974. *Petrography of sedimentary rocks*. Herrphill, Texas, 182 pp.
- FENG H, HAN X, ZHANG W, YU L 2004. *A preliminary study of heavy metal contamination in Yangtze River intertidal zone due to urbanization*. Mar Pollut Bull 49:910-915.
- GESAMP 2001. *Protecting the oceans from land-based activities – Land- based sources and activities affecting the quality and uses of the marine, coastal and associated freshwater environment*. Rep. Stud. Gesamp No. 71. United Nations Environment Programme, Nairobi.
- GAUDETTE E., FLIGHT R., TONER L. AND FLOGER W. 1974. *An inexpensive titration method for the determination of organic carbon in recent sediments*. Journal of Sedimentary Petrology 44: 249 -253.
- HAMED, M.A., LOTFY, H.R., KANDAWA-SCHULZ, M. 2009. *Chemical forms of copper, zinc, lead and cadmium in sediments of the northern part of the Red Sea*. Egypt. Namibia Dev. J. 2, 1-14.
- JAYAPRAKASH M, JONATHAN MP, SRINIVASALU S, MUTHU RAJ S, RAM- MOHAN V, RAJESHWARA RAO N. 2008. *Acid-leachable trace metals in sediments from an industrialized region (Ennore Creek) of Chennai City, SE coast of India: an approach towards regular monitoring*. Estuar Coast Shelf Sci 76:692-703
- JAIN C, MALIK D, YADAV R. 2007. *Metal fractionation study on bed sediments of Lake Nainital*. Uttaranchal, India. Environ Monit Assess 2007;130:129-39.
- KENNETH P. 1988. *Sediment transport and depositional processes*. Postgraduate Research Institute For Sedimentology, University of Reading. White Kenights, UK, p. 397.
- LUOMA S.N, RAINBOW P.S. 2008. *Metal Concentration in Aquatic Environments*. New York: Cambridge University Press, New York, USA. 2008; 101-16.
- MEHERM M. 2002. *Assessment of the state of pollution by Antifouling paints in marine Environment of Alexandria coastal Region*. Ph.D. Thesis in Maritime transport technology (Environmental protection), Arab Academy for Science and Technology and Maritime transport, 125p.
- MUCHA A.P, VASCONCELOS MTSD, BORDALO A.A. 2003. *Macrobenthic community in the Douroestuary: relations with trace metals and natural sediment characteristics*. Environmental Pollution 2003; 121: 169 - 80.
- MIL-HOMENS M, STEVENS RL, ABRANTES F, CATO I. 2006. *Heavy metal assessment for surface sediments from three areas of the Portuguese continental shelf*. Continent Shelf Res 26:1184-1205.
- MACDONALD D.D, INGERSOLL C.G., BERGER T.A. 2000. *Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems*. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 2000; 39: 20-31.
- MAXWELL WGH. 1968. *Atlas of the Great Barrier Reef*. Elsevier Amsterdam. Mar. Pollut. Bull., 28/4, April 1994, p. 268.
- MILLIMAN J.D. 1974. *Marine carbonates*. Springer Berlin Heidelberg, New York, p. 375
- MÜLLER G. 1971. *Schwermetalle in den sedimenten des Rheins- Veränderungen seitt 1971*. Umschau 1979; 79: 778- 83.

- MANSOUR, A.M., NAWAR, A.H., MOHAMED, A.W. 2000. *Geochemistry of coastal marine sediments and their contaminant metals, Red Sea, Egypt: a legacy for the future and a tracer to modern sediment dynamics*. Sedimentol. Egypt 8, 231–242.
- MANSOUR, A.M., NAWAR, A.H., MADKOUR, H.A. 2011. *Metal pollution in marine sediments of selected harbours and industrial areas along the Red Sea coast of Egypt*. Ann. Naturhist. Mus. Wien Ser. A 113, 225–244.
- MANSOUR, A.M., MOHAMED, A.W., EL DIEN, G.K., SAYED, S.M. 2007. *Sedimentological and environmental impacts of development projects along the coast of Hurghada, Red Sea, Egypt*. Egypt. J. Aquat. Res. 33 (1), 59–84.
- MADKOUR, H.A. 2004. *Geochemical and environmental studies of recent marine sediments and some invertebrates of the Red Sea, Egypt*. Ph.D. Thesis, Faculty of Science, South Valley University, 317 pp.
- MADKOUR, H.A., MOHAMED, A.W., AHMED, N.A. 2008. *The impact of anthropogenic activities on the physical and chemical characteristics of surface sediments in some coastal lagoons along the Egyptian red sea coast*. Egypt. J. Aquat. Res. 34 (1), 53–68.
- MADKOUR, H.A. 2011. *Impacts of human activities and natural inputs on heavy metal contents of many coral reef environments along the Egyptian Red Sea coast*. Arab. J. Geosci. <http://dx.doi.org/10.1007/s12517-011-0482-5>.
- NAS (National Academy of Sciences), 1973. *Medical and Biological Effects of Environmental Pollutants: Manganese*. National Academy of Sciences, National Academy Press, Washington, DC, pp. 1–101.
- NAWAR, A.H., SHATA, M.A. 1989. *Geochemistry of carbonate fraction in Mersa El-At neashore sediments, northern Red Sea, Egypt*. Bull. Fac. Sci. Zagazig Univ. 11, 225–236.
- NAJI A, ISMAIL A, ISMAIL AR. 2010. *Chemical speciation and contamination assessment of Zn and Cd by sequential extraction in surface sediment of Klang River*. Malaysia, Microchemical Journal 2010; 95: 285–92.
- PREGO, R., BELZUNCE SEGARRA, M. J., HELIOS-RYBICKA, E., & BARCIELA, M. C. 1999. *Cadmium, manganese, nickel and lead contents in surface sediments of the lower Ulla River and its estuary (northwest Spain)*. Bulletin de l'Institut Oceanographique. Institut Oceanographique, 15, 495–500.
- PEKEY H., KARAKAS D., AYBERK S., TOLUM L. AND BAKOGLU M. 2004. *Ecological risk assessment using trace elements from surface sediments of Izmir Bay (Northeastern Marmara Sea) Turkey*. Marine Pollution Bulletin 48: 946–953.
- ROMANO E, AUSILI A, ZHAROVA N, MAGNO MC, PAVONI B, GABELLINI M 2004. *Marine sediment contamination of an industrial site at Port of Bagnoli, Gulf of Naples, Southern Italy*. Mar Pollut Bull 49:487–495
- SCHROP S.J., LEWIS F.G., WINDOM H.L., RYAN J.D., CALDER F.D., BURNEY L.C. 1990. *Interpretation of metal concentration of metal in estuarine sediments of Florida using aluminum as a reference element*. Estuaries 1990; 13: 227–35.
- SUMMERS J.K., WADE T.L., ENGLE V.D., MALAEB Z.A. 1996. *Normalization of metal concentrations in estuarine sediments from the Gulf of Mexico*. Estuaries 1996; 19: 581–94.
- SANTOS I.R., SILVA-FILHO E.V., SCHAEFER CEGR, ALBUQUERQUE-FILHO M.R., CAMPOS L.S. 2005. *Heavy metal contamination in coastal sediments and soils near the Brazilian Antarctic Station, King George Island*. Mar Pollut Bull 50:185–194
- SCHIFF K.C., WEISBERG S.B. 1999. *Iron as a reference element for determining trace metal enrichment in Southern California coast shelf sediments*. Marine Environmental Research 48: 161–176.
- TUREKIAN K.K., WEDEPOHL K.H. 1961. *Distribution of the elements in some major units of the earth's crust*. Bulletin of Geological Society of America 1961; 72: 175–92.
- VIOLINTZIS C, ARDITSOGLOU A, VOUTSA D. 2009. *Elemental composition of suspended particulate matter and sediments in the coastal environment of Thermaikos Bay, Greece: delineating the impact of inland waters and wastewaters*. J Hazard Mater 2009;166:1250–60.
- ZHANG L, YE X, FENG H, JING Y, OUYANG T, YU X, LIANG R, CHEN W. 2007. *Heavy metal contamination in western Xiamen Bay sediments and its vicinity, China*. Marine Pollution Bulletin 2007; 54: 974–82.
- ZHANG W, FENG H, CHANG J, QU J, XIE H, YU L. 2009. *Heavy metal contamination in surface sediments of Yangtze River intertidal zone: An assessment from different indexes*. Environmental Pollution 2009; 157: 1533–43.

Prípadové štúdie

LIKVIDÁCIA NÁSLEDKOV ROPNEJ EKOLOGICKEJ HAVÁRIE, MINIMALIZOVANIE ŠKÔD A ZAMEDZENIE POŠKODENIA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA

Liquidation consequences of oil pollution incidents, a minimized damages and prevent damage to the environment

Juraj Fabian¹, Ján Slezák²

¹Juraj Fabian, Ing., Katedra protipožiarnej ochrany, Drevárska fakulta Technická univerzita vo Zvolene, Masaryka 24, 960 53 Zvolen, jurofabian@gmail.com

²Ján Slezák, Ing., PhD. Transpetrol a.s.

Abstrakt: Dňa 9.10.2014 sa realizovalo taktické cvičenie súčinnosti krízového štábu TRANSPETROL, a.s. PS 5 Bučany v súčinnosti s krízovým štábom KR PZ Trnava, OR HaZZ Skalica, Obvodného úradu Senica a SVP, š.p. OZ Správy POVODIA Moravy, Malacky pri odstraňovaní následkov po narušení potrubia ropovodu pri križovaní s vodným tokom rieky Morava v katastri obce Vradište, okres Skalica. Ekologické prostriedky ako látky prvotného zásahu pri priemyselných a ekologických haváriách zohrávajú majoritnú úlohu pri zásahu hasičov - záchranárov v prípade dopravnej nehody, živelné pohromy či mimoriadnej udalosti. Uvedené prostriedky sú neoddeliteľnou pomôckou pri riešení krízových situácií pri úniku nebezpečnej látky do prostredia.

Cieľom príspevku je popísať priebeh zrealizovaného cvičenia, činnosť záchranných zložiek a ukázať súčasný stav vecných prostriedkov, ktoré existujú k dispozícii na ropné ekologické havárie.

Kľúčové slová: ropa, ekologická havária, sorbenty

Abstract: On 10th September 2014 were carried out tactical exercises synergies Task Force TRANSPETROL, as PS 5 Bučany in conjunction with the Emergency Headquarters KR PZ Trnava, HaZZ Skalica, Senica District Office and SVP, OZ Morava river basin management, Malacky in the aftermath of the disruption of the oil pipeline at a watercourse crossing the river Morava in the village Vradište, Skalica. Organic solvents such substances initial intervention in industrial and environmental accidents play a majority role in the intervention of firefighters - rescuers in the event of an accident, natural disaster or emergency. Such compositions are an integral tool in crisis management in the release of dangerous substances into the environment.

The aim of this paper is to describe the sequence of realized exercises, activities, and emergency responders show the current status of material means that there are available to oil pollution incidents.

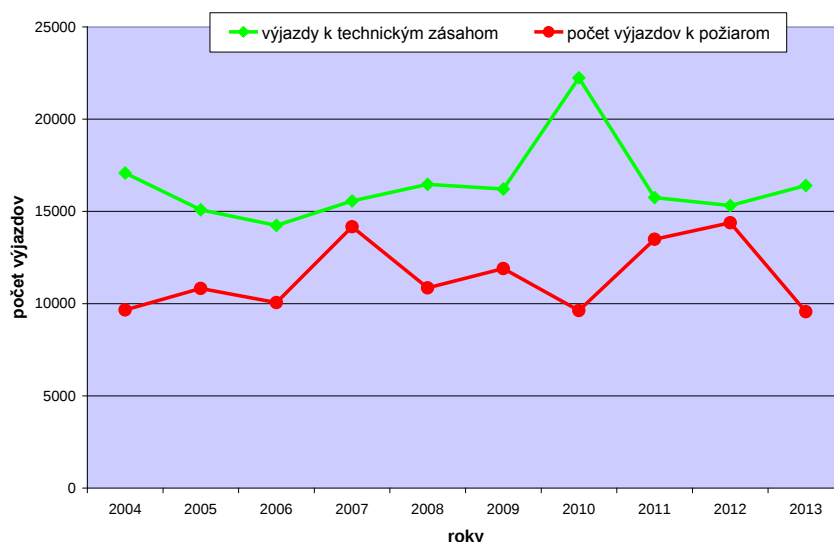
Keywords: oil, environmental accident, sorbents

Úvod

Za posledných 20 rokov sa chemický priemysel značne rozvíjal. Žiaľ, priemyselná činnosť prináša s pokrokom v uspokojovaní potrieb ľudstva aj negatívne prejavy. Chemický priemysel patrí medzi najrizikovejšie odvetvia, čo sa týka možnosti vzniku závažných priemyselných havárií. Havárie v tomto odvetví majú prevažne veľký dopad na životné prostredie a spôsobujú nielen veľké materiálne škody, ale ohrozujú aj zdravie človeka. Súčasťou výroby je následná preprava chemických látok.

Vznik priemyselnej havárie s únikom nebezpečných látok je jednou z možností negatívneho prejavu. K strategickým odvetviám slovenského priemyslu patrí práve výroba chemikálií a chemických výrobkov.

Za posledné desaťročie počet technických výjazdov presiahol počet výjazdov k požiarom, čo je zdokumentované na obr. 1. Hasičské jednotky musia čoraz častejšie čeliť iným vnútorným zdrojom ohrozenia, ktoré sú vyjadrené pod názvom Záchranné technické a ekologické zásahy, čo je v zhode s tvrdením (Marková, Marcineková, Zelený, 2014, Štatistická ročenka HaZZ, 2011).



Obr. 1 Vzájomné porovnanie počtu výjazdov k technickým a ekologickým zásahom a počtu výjazdov ku požiarom v priebehu rokov 2004 – 2013 (Marková, Marcineková, Zelený, 2014)

Fig. 1 head to head comparison of the number of trips to the technical and environmental interventions and the number of trips to the fire during the years 2004-2013 (Marková, Marcineková, Zelený, 2014)

Záchranné technické a ekologické zásahy sa v rámci hodnotenia HaZZ v roku 2004 špecifikovali ako zásahy k dopravným nehodám a zásahom v cestnej doprave, výjazdy k ekologickým zásahom, čiže k ekologickým haváriám, pričom v príslušných rokoch išlo najmä o zaistenie podozrivého biologického materiálu, úniku ropy a ropných produktov a iných chemických látok anorganického alebo organického pôvodu. (Štatistická ročenka Ha ZZ, 2012 a 2013)

Problematika ekologických prostriedkov naberá na aktuálnosti, čo potvrdzujú oficiálne štatistiky MV SR, Prezídia Hasičského záchranného zboru Slovenskej republiky. Venovanie zvýšenej pozornosti riešeniu krízových situácií pri úniku látok do prostredia je základným predpokladom ochrany životného prostredia a zabráneniu vzniku ekologickej havárie. (Došek a kol., 2007, Monoši, M., Kapustniak, J. 2012)

Je nutné poznamenať, že u oboch typov zásahov je nutné rátať s prítomnosťou nebezpečnej látky, či už v podobe horľavej kvapaliny (palivá a iné ropné produkty), toxickkej látky či inej klasifikácie nebezpečných látok podľa zákona 67/2010 Z.z.). Je nutné akceptovať uvedené

skutočnosti aj vzhľadom na geografické umiestnenie republiky, kde sa transportujú aj chemické nebezpečné látky. V rámci analýzy jednotlivých krajov do popredia vystupuje najmä košický kraj. Je potrebné optimalizovať cestu prepravy uvedených látok s prihliadnutím na možnosti uvedenej prepravy za účelom minimalizácie rizika dopravných nehôd a ekologických havárií. (Coneva, 2009, Vidríková, 2011)

Právne predpisy týkajúce sa prepravy nebezpečných látok

V rámci súčasnej existencie človeka s nárastom jeho potrieb dochádza k rozvoju priemyslu, nových technológií a používanie nových druhov nebezpečných látok. Najrizikovejšie odvetvia v spojení s únikom nebezpečných látok patrí chemický priemysel. Každá preprava nebezpečnej látky so sebou prináša určité riziko vzniku mimoriadnej udalosti. Dopad havárie je podobný dlhodobej záťaži životného prostredia priemyselnou činnosťou s tým rozdielom, že pri havárii môže dôjsť pomerne rýchlo k nezvratným zmenám či zničeniu života ľudí a organizmom alebo k zničeniu materiálnych hodnôt. (Čorba. a kol., 2013)

Preprava nebezpečných látok má na dopravnom trhu osobitné postavenie. Preprava ropy je špecifická, formou ropovodu. Nebezpečné látky je možné charakterizovať ako látky, ktoré pri svojom nekontrolovanom úniku do životného prostredia môžu spôsobiť značné materiálne a ekologické škody, ale najmä zranenia alebo usmrtenia zasiahnutých živých organizmov. Všetky nebezpečné látky a predmety majú svoje špecifické vlastnosti a v dôsledku toho aj rozdielny stupeň nebezpečnosti v rôznych podmienkach. Tieto skutočnosti sú rozhodujúce pri preprave a manipulácii s týmito látkami a predmetmi. Z toho vyplýva, že všetci účastníci prepravy nebezpečných látok musia byť dostatočne poučení o manipulácii a preprave a musia sa riadiť všetkými bezpečnostnými opatreniami, ktoré sú pre túto činnosť potrebné. (Marková, Marcínková, Zelený, 2014)

Právna úprava oblasti nebezpečných látok na medzinárodnej úrovni vedie svet k bezpečnejšiemu používaniu chemických látok. Nariadenia REACH, CLP, GHS bližšie upravujú výrobu, dovoz a používanie výrobkov a výrobné procesy chemických látok ako aj plnenie požiadaviek právnych predpisov (Vidríková, 2011).

Globálny harmonizovaný systém - GHS

Klasifikácie a označovania chemikálií (ďalej „GHS“) je systém Organizácie Spojených národov (ďalej „OSN“) pre identifikáciu nebezpečných chemikálií a na informovanie používateľov o týchto nebezpečenstvách prostredníctvom symbolov a viet na štítkoch obalov a prostredníctvom bezpečnostných listov (Čorba. a kol., 2013).

Európsky parlament a Rada Európskej únie prijali Nariadenie o klasifikácii, označovaní a balení látok a zmesí, ktoré zosúladuje súčasnú legislatívu Európskej únie so systémom GHS (Šovčíková, 2005)

Staré smernice budú neplatné od 1. júna 2015 a kompletne ich nahradí systém GHS. Počas prechodného obdobia zabezpečuje predpis existenciu starého aj nového systému. Oproti minulému systému klasifikácie nariadenie GHS prináša niektoré zmeny a ďalšie rozšírenia (http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/classification/index_en.htm):

- dochádza k rozšíreniu nebezpečných fyzikálnych vlastností a nebezpečných vlastností pre zdravie a životné prostredie,
- pojem zmes nahrádza pojem prípravok
- pojem trieda nebezpečnosti nahrádza pojem kategória nebezpečnosti,
- nové výstražné symboly nebezpečnosti.

CLP

Nariadenie CLP (*Classification, Labelling & Packaging*) je nové európske nariadenie o klasifikácii, označovaní a balení chemických látok a prípravkov. Právna úprava zavádza nový systém pre klasifikáciu a označovanie chemických látok, založený na globálne harmonizovanom systéme Spojených Národov. (http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/-chemicals/classification/index_en.htm)

CLP informuje o nebezpečnosti chemických látok a prípravkov. Úlohou výrobcov je určiť nebezpečné látky a prípravky ešte predtým, než budú uvedené na trh a uviesť ich do súladu so zisteným nebezpečenstvom. V prípade, že je látka alebo prípravok nebezpečný, musí byť označený tak, aby pracovníci a spotrebitelia vedeli o jeho účinkoch pred tým, než s ním začnú pracovať (<https://osha.europa.eu/sk/sector/agriculture/ds>).

Chemický zákon (Zákon 67/2010 Z.z.)

Chemický zákon vo svojom predmete upravuje klasifikáciu, označovanie, balenie chemických látok a chemických zmesí, karta bezpečnostných údajov, testovanie látok, zásady správnej laboratórnej praxe, podmienky uvedenia látok a zmesí na trh, podmienky uvedenia detergentov na trh, podmienky vývozu a dovozu vybraných nebezpečných látok a vybraných nebezpečných zmesí, práva a povinnosti výrobcov, dovozcov, následných užívateľov a dodávateľov látok a zmesí, pôsobnosť orgánov štátnej správy vrátane kontroly, dohľad nad dodržiavaním ustanovení tohto zákona a osobitných predpisov, ukladanie a vymáhanie sankcií za porušenie tohto zákona a osobitných predpisov. Nevzťahuje sa na látky a zmesi uvedené v osobitných predpisoch. Okrem výrobcov a dovozcov sú dotknutí aj priemyselní používatelia chemických látok, zahŕňajúc aj malých a stredných podnikateľov.

Karta bezpečnostných údajov KBÚ je hlavným nástrojom sprostredkovania informácií na bezpečné používanie chemických látok a zmesí. Poskytuje informácie v dodávateľskom reťazci smerom nadol ale aj nahor vrátane informácií z relevantných správ o chemickej bezpečnosti bezprostredným následným užívateľom v dodávateľskom reťazci, platí, že musia byť v súlade. Ak bola správa o chemickej bezpečnosti vypracovaná - príslušné expozičné scenáre sa uvedú v prílohe ku KBÚ.

Existencia rizika pri preprave nebezpečných látok viedla k vzniku právnej úpravy, ktorá by toto riziko eliminovala. Slovenská republika, ako člen EU, je viazaná množstvom medzinárodných zmlúv, nariadení a dohôd v oblasti bezpečnosti, ktoré sú založené na Vzorových predpisoch Odporúčaní pre prepravu nebezpečného tovaru vydaných OSN. Ide o prepravu nebezpečných látok zabezpečenú medzinárodnými dohodami ADR, RID a ADN, ktoré upravujú podmienky pre prepravu nebezpečných látok medzi štátmi. Ďalšie významné dohody, ktoré riešia problematiku prepravy nebezpečných látok sú IMDG Code a ICAO (Čorba a kol., 2013).

Charakteristika ropy ako chemickej látky

Ropa ako svetlohnedá až tmavohnedá kvapalina s flouresenciou v dopadajúcom svetle môže byť pri normálnej teplote hustá s charakteristickým zápachom, často s nepríjemným zápachom sírnych a dusíkatých zlúčenín. Obsahuje kvapalné a plynné uhlíkovodíky a menšie množstvo kyslíkatých, sírnych a dusíkatých organických zlúčenín. Okrem týchto zložiek môžu byť prítomné mechanické nečistoty kvapalné (ložisková voda) ako aj pevné (piesok, íl, soľ a iné popoloviny). (Kačíková a kol. 2005)

Pre účely bezpečnej prepravy má zadefinované kódy. Podľa systému HAZCHEM (Došek a kol., 2007, Balog, 2000):

UN kód 1267
Číslo nebezpečenstva (Kemler) 30

Podľa systému ADR (DOŠEK, a kol., 2007, BALOG, 2000):

Trieda nebezpečenstva 3
Klasifikačný kód F1

Požiarno-technické charakteristiky ropy (tab.1) ako ukazovatele jej správania sa, dávajú informácie potrebné pre správny odhad rizika pri nakladaní s ropou.

Tab. 1: Požiarno-technické charakteristiky ropy (Kačíková, a kol. 2005)

Tab. 1: Fire-technical characteristics of the petroleum (Kačíková, a kol. 2005)

Charakteristika	Experimentálna hodnota	Postup stanovenia
bod vzplanutia	- 28 °C	STN 65 6065 STN EN 22592 STN EN 22719 STN 65 6065
bod vzplanutia	- 11 °C	podľa STN 65 6212
bod horenia	- 11°C	STN 65 6212
teplota vznietenia	235°C	STN 33 0371
teplotná trieda	T3	STN 33 0371
trieda nebezpečnosti	I.	Vyhláška 96/2004 Z. z.
výhrevnosť	40,0 až 48,0 MJ/kg	STN 65 6169
dolná medza horľavosti:	281,42 g/m ³ pri T = 100°C, P = 99,32 kPa	ASTM E681-85
dolná medza výbušnosti:	281,42 g/m ³ pri T = 100°C, P = 99,32 kPa	

Ako vidieť z uvedených charakteristík, ropa je mimoriadne horľavá kvapalina z nízkou teplotou vzplanutia, čo ju predurčuje do prvej triedy nebezpečnosti. Preto pri akejkoľvek manipulácii s ňou je nutné dbať na bezpečnosť. Ropa ako látka patrí podľa Zákona č. 67/2010 Z. z. medzi extrémne horľavé kvapaliny, pri jej preprave a spracovaní je nutné postupovať v zhode so zákonom 261/2002 Z. z. o priemyselných haváriách (Došek a kol., 2007). Ropa ako surovina má najväčší význam pre získavanie mechanickej a elektrickej energie tepla a ako surovina na výrobu celej škály rafinérskych a petrochemických výrobkov. Význam ropy vo svete sa odzrkadľuje v zvyšovaní jej ťažby, čo súvisí s intenzívnym rozvojom automobilovej, leteckej, lodnej a železničnej dopravy, ako i s rozvojom petrochemického priemyslu a s ním spojenou výrobou celého radu medziproduktov a hotových výrobkov (Kačíková a kol., 2005), Marková a kol., 2010).

Ropa je prepravovaná na území Slovenskej republiky prostredníctvom ropovodu Družba. Ropovod Družba na území Slovenskej republiky bol vybudovaný v šesťdesiatych a sedemdesiatych rokoch minulého storočia. V deväťdesiatych rokoch bola vykonaná jeho rekonštrukcia a modernizácia podľa najnovších, dostupných technológií a začala sa pravidelne vykonávať jeho inšpekcia s inteligentnými ježkami s následnými preventívnymi opravárenskými zásahmi. Súbežne s ropovodom bol položený optický kábel, ktorý slúži na

prenos a monitorovanie prevádzkových parametrov ropovodu a na diaľkové ovládanie uzatváracích trasových armatúr. Spoločnosť TRANSPETROL, a.s. využíva tzv. Ropovodný informačný systém. Ropovodný informačný systém (RIS) je vyvinutý ako environmentálno-technický informačný systém s využitím technológie geografického informačného systému GIS MAPINFO. Systém pracuje ako rozhranie klient/server. Existuje však aj webová aplikácia RIS určená pre širší okruh užívateľov. Systém je určený na podporu prevádzkových činností, ktoré súvisia s prácami na ropovode, podporou havarijného plánovania, technologickými prácami v prečerpávacích staniciach a všetkými prácami zabezpečujúcimi celistvosť a bezpečnosť ropovodného systému. RIS modeluje ropovodný systém s okolitým územím v šírke 2 km pozdĺž celej trasy ropovodu od hranice s Ukrajinou až po hranicu s Českou republikou. Na základe uvedených skutočností organizácia TRANSPETROL, a.s. nakladajúca s ropou je povinná organizovať taktické cvičenia.

Cieľom príspevku je prezentácia a zhodnotenie taktického cvičenia v súčinnosti krízového štábu TRANSPETROL, a.s. PS 5 Bučany v súčinnosti s krízovým štábom KR PZ Trnava, OR HaZZ Skalica, Obvodného úradu Senica a SVP, š.p. OZ Správy POVODIA Moravy, Malacky pri odstraňovaní následkov po narušení potrubia ropovodu pri križovaní s vodným tokom rieky Morava v katastri obce Vradište, okres Skalica.

Chemické havárie spojené s prepravou ropy

Pri preprave nebezpečných látok môže dôjsť k rôznym mimoriadnym udalostiam spojených s únikom nebezpečných látok, pričom každá chemická havária má svoje špecifiká [8]. Najvyšší stupeň nebezpečenstva pri mimoriadnych udalostiach týkajúcich sa úniku nebezpečnej látky spôsobujú chemické nebezpečné látky prepravované v kvapalnom skupenstve cisternovými dopravnými prostriedkami po cestných a železničných komunikáciách. (Coneva, 2009, Čorba a kol., 2013, Marková a kol., 2010)

Nemalú pozornosť je potrebné venovať aj ďalším formám prepravy, ktoré v uvedenom prípade predstavujú transport ropy potrubím. Najčastejšie je možné, v prípade chemickej havárie, sledovať požiare, za ktorými nasledujú explózie, či výrony toxických plynov a pár. (Čorba a kol., 2013). V tab. 2 je prehľad typov havárií aj s pravdepodobnosťami ich vzniku a dôsledkami na život a ekonomické prostredie.

Tab. 2 Prehľad typov, pravdepodobnosti vzniku a následkov nežiaducich udalostí (Sovčíková, 2005)

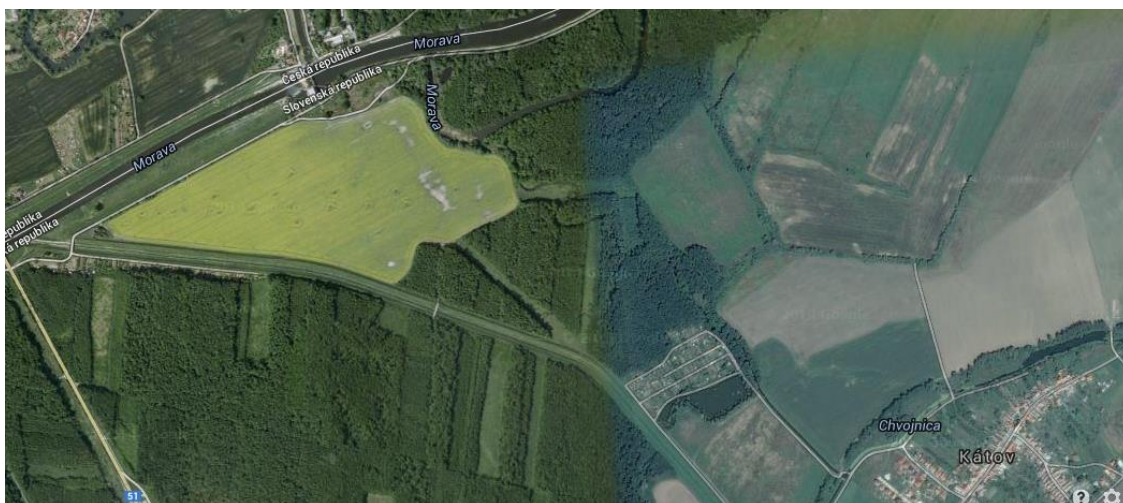
Tab. 2 Summary, the probability and consequences of adverse events (Sovčíková, 2005)

Typ havárie	Pravdepodobnosť vzniku udalosti	Smrteľné nebezpečenstvo pre osoby	Potenciálna ekonomická strata
Požiar	vysoká	malé	Stredná
Explózia	stredná	stredné	vysoká
Výrony toxických plynov	malá	vysoké	nízka

Experimentálna časť

Popis modelu mimoriadnej udalosti súvisiacej z únikom ropy

Dňa 9.10.2014 o 09.00 hod. bolo na dispečing TRANSPETROL, a.s., PS 5 Bučany nahlásené neznámou osobou porušenie armatúry na trase tranzitného ropovodu v katastri obce Vradište, okres Skalica v mieste križovania ropovodu s riekou Morava ťažkým lesným mechanizmom vozidlom. Táto mimoriadna udalosť je prezentovaná ako únik nebezpečnej látky – ropy v dôsledku narušenia potrubia ropovodu DN 500 pri križovaní s vodným tokom rieky Morava. (obr. 2)



Obr. 2 Grafická schéma situácie.

Fig. 2 The diagram of the situation.

Príčinou vzniku havárie je poškodenie potrubia po náraze ťažkým lesným mechanizmom. Náraz spôsobí prasknutie potrubia s následným únikom ropných produktov. Do doby zásahu prevádzkovateľa unikne celkom cca 2200 l ropy počas 10 minút. Nasledovalo utesnenie a výmeny poškodenej časti ropovodnej armatúry.

Na elimináciu úniku boli použité utesňovacie obruče a odstavenie ropovodu prevádzkovateľom. Na zabránenie šírenia po vodnej hladine boli použité norné steny, sorbčné materiály a čerpadlá na zber ropných látok vo vzdialenosti 2285 m od miesta úniku. Tvorenie norných stien bolo vykonané s časovým posunom po ukončení ukážky.

Zdôvodnenie určenia spôsobu likvidácie udalosti:

Rieka Morava je svojím charakterom bezrežimovým tokom. Výška hladiny, rýchlosť toku ako prietokové množstvá sú nestále v bezrežimovom systéme. Nie je možné predpokladať veličiny charakteru toku. Tieto sú ovplyvňované množstvom zrážok ale najviac ovplyvňuje režim práca vodnej elektrárne, ktorej činnosť je závislá od prípadného odberu vyrobenej elektrickej energie a činnosť vodnej elektrárne je závislá na ekonomických ukazovateľoch. Z uvedeného dôvodu je režim rieky Morava nestály.

Brehy rieky Morava majú v mieste kríženia s ropovodom sklon cca 75° , výšku 2 – 3 m nad hladinou toku. Šírka toku je cca 80 m. V prípade havárie ropovodu sa bude znečistenie šíriť rýchlosťou $v = 0,7 \text{ m/s}^{-1}$.

Vzhľadom na uvedené skutočnosti je pre havarijný zásah v prípade vzniku udalosti najvhodnejšie miesto na vytvorenie norných stien časť hate Hodonín (prístavisko Hodonín). Zároveň sú v týchto priestoroch vhodné podmienky na zber a likvidáciu ropných látok.

Rýchlosť vodného toku sa mení so šírkou koryta vodného toku. Optimálna rýchlosť vodného toku je do $0,5 \text{ m/s}^{-1}$ u norných stien inštalovaných kolmo na vodný tok. Pri šikmom umiestnení nornej steny na tok v uhle 60° dochádza k poklesu vzniku vírov a rýchlosť vodného toku môže byť až o 50% vyššia. Pre zväčšenie účinnosti zachytenia ropnej látky môžu byť inštalované dve steny i viac stien za sebou. Vzdialenosť medzi stenami nesmie byť menšia než päťnásobok ponoru prvej z nich v smere prúdu vodného toku, aby ani pod druhou stenou ropná látka nepodplávala.

Metodika zachytávania ropných látok

Materiálna výbava zasahujúcich jednotiek ku úniku nebezpečných látok (NL):

- prístroj na meranie koncentrácie uhlíkovodíkov v ovzduší
- norné steny, sorbčné hady
- laserový zameriavač
- tesnostné nádoby
- čerpacie prostriedky na likvidáciu ekologických havárií
- penidlo

Norná stena je zariadenie na zachytávanie uniknutých škodlivých látok, najčastejšie ropných produktov z vodnej hladiny. Ide spravidla o kĺbovú pevnú stenu z dreva v tvare písmena „T“, pevný chodník z ľahkých kovov, jednokomorovú plastovú vzdušnicu s priemerom 30 cm alebo o dvojkomorovú plastovú stenu, kde sa jedna komora nachádza pod hladinou vody.

Norná stena v dolnej časti môže byť opatrená hradiacou zásterkou. Nafukovacie steny sú zložené z dielov dĺžky 5 m a 10 m alebo nekonečný pás dĺžky 100 alebo 200 m; pevné steny z dreva alebo ľahkých kovových prefabrikátov alebo s výplňou polyuretánovej peny majú diely dĺžky 2 m až 5 m, ktoré sú vzájomne spájané v „kĺbe“, čím sa vytvorí pevná norná stena. Diely sa spájajú podľa potreby na šírku vodného toku, ktorý treba prehradiť.

V prípade zachytávania látok ropného pôvodu na hladine vodných tokov sa postup volí tak, aby bola plávajúca ropná látka čo najrýchlejšie ohraničená alebo aby sa účinne zabránilo jej voľnému šíreniu do okolia, a následne aby sa dala účinne odstrániť z vodnej hladiny. Na ohraničenie a na obmedzenie znečistenia sa najčastejšie používajú rôzne typy prekážok konštruovaných na princípe norných stien v podobe kruhovo-špirálovej hrádze alebo položením kolmej hrádze do profilu vodného toku.

Použitelnosť a efektívnosť norných stien závisí od prúdenia vody a na vzniku vlnobitia. Pri väčšej rýchlosti prúdenia vody ako je $0,75 \text{ m/s}$ môže byť olejový film vytvorený pred stenou hrádze strhnutý prúdom vody pod zanorený okraj nornej steny. Z praktických aplikácií norných stien bolo pozorované, že keď hrúbka olejového filmu dosiahne dve tretiny výšky zanorenej časti steny hrádze (najčastejšie sa používa výška zanorenia hrádze 10 cm), začnú byť vodným prúdom z tohto vytvoreného filmu strhávané kvapôčky oleja pod zanorenú stenu hrádze na druhú stranu hrádze.

Z týchto dôvodov sa účinnosť zachytávania ropnej látky z hladiny vody zvyšuje zošikmením polohy nornej steny na profile alebo zaradením niekoľkých stien za sebou na jednom profile. V prípade použitia šikmej nornej steny sa využíva účinok splavenia vytvoreného olejového filmu po jej stene k brehu, kde sa ropnou látkou dá lepšie manipulovať.

Pre účely zachytenia sa používajú sorpčné prostriedky. Adsorpčné prostriedky adsorbenty. V praxi sa používajú prírodné a syntetické sorbenty. Na základe formy sa uplatňujú sypké a textilné sorbenty, ich kombinácia v podobe sorpčných hadov.

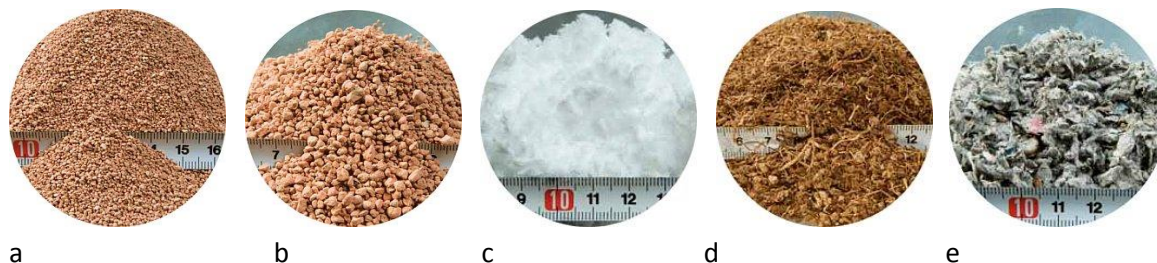
Praktické použitie adsorpčných materiálov

Pre praktické použitie je veľmi dôležité, aby bol absorbent na vodnej hladine trvale, alebo aspoň dobre plával a to bez ohľadu na stupeň nasýtenia uhl'ovodíkovými produktmi. Je nežiaduce, aby hmota spôsobovala únik zachyteného znečistenia do vodnej hladiny, alebo dokonca na dno so všetkými neskoršími dôsledkami.

Sorpčné prostriedky uplatňujúce sa na vykonávanie prác pri likvidácii unikajúcej nebezpečnej látky na vodnej hladine (Coneva a kol. 2011, Lauko, 2005):

1. sypané hydrofóbne sorpčné prostriedky na zachytávanie ropných látok
2. hydrofóbne sorpčné koberce a hydrofóbne sorpčné rohože
3. normé steny rôznych konštrukcií a hydrofóbne sorpčné prostriedky
4. odmasťovacie prostriedky na chemický rozklad uhl'ovodíkov
5. čerpadlá v nevýbušnom prostredí pre zber uniknutej látky z vodnej hladiny
6. ručné zberače znečisteného sorbentu z vodnej hladiny
7. prostriedky na manipuláciu so sorbentmi a vykonávanie záchranných prác pri likvidácii uniknutej látky na vodnú hladinu (čln, záchytné nádrže, mobilné prostriedky pre prevoz kontaminovaného materiálu).

Prostriedky slúžiace na zachytenie nebezpečnej látky, nasiaknutý absorbent už neuvolňuje viazanú tekutinu. Časť z uvedených produktov je vyrábaná z recyklovanej celulózy (e), časť z perlitov (príklad a, b). Samostatný produkt predstavuje vapex v zložení 67 % SiO_2 , 19% Al_2O_3 , 2,8 % Fe_2O_3 . (obr. 3, obr. 4)



Obr. 3.: Príklady univerzálnych (a, b) a hydrofóbných sypkých sorbentov (c, d) (LAUKO, 2005)

Fig. 3 Examples universal (a, b) and hydrophobic powder sorbents (c, d) (LAUKO, 2005)



Obr. 4.: Príklad aplikácie produktov označených ako a) a d) (LAUKO, 2005)

Fig. 4.: Example applications products labeled a) and d) (LAUKO, 2005)

Tesniaci tmel je prostriedok pre núdzové utesnenie otvoru, vytvorenie hrádze pre zabezpečenie kanalizačných otvorov, vytvorenie hrádze pre lokalizáciu uniknutej kvapaliny a

zabráneniu rozliatej nebezpečnej látky (kvapaliny) do okolia a ochrániť kanalizáciu pred vniknutím vytečenej nebezpečnej látky. Výrobca uvedených prostriedkov uvádza (LAUKO, 2005) pripravok granule, ktoré je postačujúce premiešať s vodou do formy hustej pasty a aplikovať na otvor rovnako ako predmiešanú zmes a vytvorená hrádza sa stane pre väčšinu kvapalín nepriepustnou. Druhým variantom je ponuka už hotového a pripraveného tmelu, ktorý možno použiť okamžite. Uvedený tmel väčšinou slúži k rýchlemu havarijnému utesneniu úniku kvapalín z cisterien, sudov a nádrží a úniku plynu z nízkotlakových rozvodov. Viacerý výrobcovia (Lauko, 2005, Marková, 2009, Monoši, Kapustniak, 2012) deklarujú vysokú priľnavosť k akýmkoľvek aj neupraveným povrchom (mastné, hrdzavé, špinavé, mechanicky poškodené plochy, vrátane povrchov s ostrými hranami a záhybmi)

Nasadenie síl a prostriedkov pochádzalo z nasledujúcich hasičských jednotiek:

- ZHÚ TRANSPETROL, a.s. (PS5 Bučany, PS4 Tupá), ktoré pre účely zachytenia použili Norné steny, sorbčné a čerpacie prostriedky na likvidáciu ekologických havárií
- Jednotka OR HaZZ Skalica, ktorá použila Utesňovacie prostriedky ,OOP, 1000 l voda a 100 l penidla
- Jednotka OR HaZZ Skalica hasičská stanica Holíč, ktorá použila Norné steny, sorbčné a čerpacie prostriedky na likvidáciu ekologických havárií
- OHZ Skalica,
- OHZ Holíč
- Jednotka HZS Hodonín, ktorá použila Norné steny + príslušenstvo, Príves - separátor REO 100

Na zaistenie maximálnej bezpečnosti a minimalizácie dôsledkov udalosti a následnej likvidácie je potrebné stanoviť alebo aspoň odborne odhadnúť jej nebezpečenstvo pre zasahujúce jednotky a dosah na životné prostredie . Veliteľ zásahu po príchode na miesto udalosti v prvom rade zhodnotí situáciu a zabezpečí miesto pred vznikom požiaru – zákaz fajčenia a manipulácie s otvoreným ohňom, používanie neiskriaceho náradia, vstupom neoprávnených osôb a zabezpečí vymedzenie nebezpečného a bezpečného priestoru.

Veliteľ zásahu zistil rozsah nehody. Jednotlivé činnosti si vyžadujú zriadenie zásahových úsekov a riadiaceho štábu pre potreby koordinácie a kontroly veliteľa zásahu. Taktické cvičenie bolo vykonané silami a prostriedkami uvedenými v dokumentácii správy veliteľa zásahu. Použité prostriedky sa nachádzajú vo výbave zasahujúcich jednotiek . Určený spôsob riešenia a likvidácie udalosti preveril zosúladenie činnosti jednotlivých zložiek IZS, medzinárodnú spoluprácu, spoluprácu jednotiek z iných krajov, spoluprácu s dotknutými orgánmi štátnej správy a súkromného sektora. V rámci použitých prostriedkov na zásah sa minimalizoval dopad na životné prostredie.

Vyhodnotenie

- bola preverená funkčnosť informačného systému pri vyrozumení členov krízového štábu a cvičiacich subjektov,
- prehľadili sa vedomosti a návyky pri rozhodovacom procese – riešení vzniknutej mimoriadnej udalosti a vyhlásení mimoriadnej situácie,
- zistil sa stav vycvičenosti a akcienschopnosti jednotiek HOS, oddelenia diaľkovodov, oddelenia údržby TZ v mieste zásahu,
- bolo preverené u veliteľov zasahujúcich jednotiek pripravenosť a schopnosť:

- posúdiť hlavné rizikové faktory, ktoré vyplývajú z ekologickej havárie a úniku ropných produktov do okolia (zamorenie blízkeho vodného toku , možnosť poškodenia zdravia zasahujúcich , požiarne nebezpečenstvo)
- vymedziť priestor úniku , zamedzenie ďalšieho šírenia.
- Naďalej sa upevnil pocit zodpovednosti u riadiacich pracovníkov (ochrana okolia, financovanie, spolupráca s inými zložkami a pod .) .
- Zistil sa stav vecných prostriedkov, ktoré sú k dispozícii na záchranné akcie, potreby ich modernizácie a obmeny.

Záver

Záverom je možné konštatovať splnenie pôvodného zámeru cvičenia s cieľom precvičenia organizácie záchranných prác pri likvidácii následkov ekologickej havárie, minimalizovanie škôd a zamedzenie poškodenia životného prostredia. Bola preverená schopnosť zasahujúcich zamestnancov zastaviť únik nebezpečnej látky a veliteľa zásahu, riadiť priebeh zásahu vhodnými ekologickými prostriedkami. Celý priebeh cvičenia priniesol požadovaný efekt. Ekologické prostriedky sú primárnym prostriedkom na likvidáciu prvotného znečistenia životného prostredia najmä ropnými produktmi. Je nutné brať do úvahy skutočnosť, že pri haváriách sa odstráni len určitá časť ropných látok a ropných produktov. Pri veľkých haváriách, alebo únikoch ropných látok sa kontaminujú podzemné vody a horninové prostredie. Asanáciou týchto znečistení sa zaoberajú špecializované firmy ako aj členovia hasičského a záchranného zboru. Nesprávny, neodborný a hlavne neskorý zásah v prípade úniku nebezpečnej látky na vodnú hladinu môže mať nepriaznivý dopad na naše životné prostredie. Vhodnosť ekologického prostriedku a jeho fundovaná aplikácia je prvým predpokladom pre účinnú elimináciu nebezpečnej chemickej látky alebo prípravku.

Literatúra

- BALOG, K. a kol. 2000. Nebezpečné látky. Bratislava : FINEST, 2000. 80 s.
- CONEVA, I. 2009. *Nebezpečenstvo pri mimoriadnej udalosti s výskytom nebezpečnej látky spojennej s dopravnou nehodou*. In: FIRECO 2009 : [elektronický zdroj]: VIII. medzinárodná konferencia. Evakuácia osôb: 13.-14.mája 2009 Trenčín.. Bratislava: Požiarnotechnický a expertízny ústav MV SR, NIS HaZZ, 2009, s.1 - 9, ISBN 978-80-89051-10-6, EAN: 9788089051106
- CONEVA, I., GAŠPERCOVÁ, S., OSVALDOVÁ-MAKOVICKÁ, L. 2011. *Základné pojmy a právne predpisy používané pri riešení problematiky nebezpečných látok a ich prepravy*. KRÍZOVÝ MANAŽMENT -1/2011. Dostupné na internete: http://fsi.uniza.sk/kkm/files/zamestnanci/novak/CasopisKM/KM1_2011/Coneva.pdf
- ČORBA, J., MASÁROVÁ, V., ČORBA, J. 2013. ENVIRONMENTÁLNA BEZPEČNOSŤ A OCHRANA ŽIVOTNÉHO PROSTREDIA PRED NEŽIADÚCIMI VPLYVMI PRI PREPRAVE NEBEZPEČNÝCH LÁTOK. [on-line]. Košice. [cit. 2014-11-02]. In: Transfer technológií 25/2013. Dostupné na internete: <http://www.sjf.tuke.sk/transfervinovacii/pages/archiv/transferv/25-2013/pdf/018-023.pdf>.
- Dostupné na: < http://ec.europa.eu/enterprise/sectors/chemicals/classification/index_en.htm>
- Dostupné na: <<https://osha.europa.eu/sk/sector/agriculture/ds>>
- Dostupné na: <http://www.unece.org/trans/danger/publi/ghs/ghs_rev00/00files_e.html>
- DOŠEK, J. a kol., 2007. RID 2007. 1. Vyd. Praha: DEKRA, 2007. 650 s.
- LAUKO, J. 2005. *Likvidácia ekologickej havárie*. FIRECO 2005, Trenčín, 2005 CD-room.
- KAČÍKOVÁ, D. a kol. 2005. *Materiály v protipožiarnej ochrane* : Vybrané kapitoly pre voľný ročník študijného programu Hasičské a záchranné služby. I. vydanie. Zvolen : ES TU Zvolen, 2005. 125 s. ISBN 80-228-1530-6.
- MARKOVÁ, I. 2007. *Ekologické prostriedky používané pri zachytení uniknutej nebezpečnej látky*. In: ENVIROMENTÁLNE ASPEKTY POŽIAROV A HAVÁRIÍ. 1. odborný seminar, 19.1.2007, MTF STU TRNAVA 2007. ISBN 80- 869390-9-1.

- MARKOVÁ a kol. 2010. *Ochrana osôb a majetku*. Vysokoškolská učebnica pre bakalársky študijný program Ochrana osôb a majetku. ES TU Zvolen: Zvolen, I. vydanie. 2010.
- MARKOVÁ, I., MARCINEKOVÁ, V., ZELENÝ, J.: 2014. *Korelácia zásahovej činnosti hasičských a záchranných jednotiek v poslednom desaťročí* (Požiare & Technické zásahy). In: Bezpečnosť práce v záchranných službách. Štrbské pleso, Hotel Patria 24.-27.4.2014.
- MONOŠI, M., KAPUSTNIAK, J. 2012. *Opatrenia na zvýšenie účinnosti hasenia požiarov*. Rusko Miroslav [Ed.] 2012: Sustainability - Environment – Safety . - Zborník z konferencie s medzinárodnou účasťou, 3. 12. 2012 Bratislava. - Žilina: Strix/Edícia ESE-11, 1. vydanie, ISBN 978-80-89281-84-8. 339 s.
- Nariadenie Európskeho parlamentu a Rady (ES) č. 1272/2008 o klasifikácii, označovaní a balení látok a zmesí, o zmene, doplnení a zrušení smerníc 67/548/EHS a 1999/45/ES a o zmene a doplnení nariadenia (ES) č. 1907/2006
- Štatistická ročenka 2011 Hasičský a záchranný zbor SR. Vydalo Ministerstvo vnútra SR, Prezídium Hasičského a záchranného zboru v Bratislave, Spracoval: Požarno -technický a expertízny ústav MV SR v Bratislave. 57 s
- Štatistická ročenka 2012 Hasičský a záchranný zbor SR. Vydalo Ministerstvo vnútra SR, Prezídium Hasičského a záchranného zboru v Bratislave, Spracoval: Požarno -technický a expertízny ústav MV SR v Bratislave. 54 s.
- Štatistická ročenka 2013 Hasičský a záchranný zbor SR. Vydalo Ministerstvo vnútra SR, Prezídium Hasičského a záchranného zboru v Bratislave, Spracoval: Požarno -technický a expertízny ústav MV SR v Bratislave. 52 s.
- SOVČÍKOVÁ, E . 2005. *Závažné priemyselné havárie*. [online]. Žilina. [cit. 2011-02-10]. Dostupné na internete: <<http://www.fsi.uniza.sk/kpi/dokumenty/zph.pdf>>.
- VIDRIKOVÁ, D. 2011. *Modelovanie a optimalizácia výberu ciest na prepravu nebezpečných vecí*. Ročník 6., Číslo I., duben 2011.
- Zákon 67/2010 Z.z.. chemický zákon (postavený na európskej smernici CLP)