



Biodiversity & Environment

Volume 13

Number 1

Prešov 2021

BIODIVERSITY & ENVIRONMENT

(Acta Universitatis Prešoviensis, Folia Oecologica)

Ročník 13., číslo 1.

Prešov 2021

Editor: RNDr. Michal Rendoš, PhD.

Recenzenti: prof. RNDr. Magdaléna Bálintová, PhD.
RNDr. Lenka Demková, PhD.
Dr. Roman J. Godunko, CSc.
RNDr. Šárka Horáčková, PhD.
doc. Ing. Vladimír Kubovčík, PhD.
doc. Mgr. Peter Manko, PhD.
doc. Ing. Milan Novikmec, PhD.
Ing. Jozef Oboňa, PhD.
RNDr. Michal Rendoš, PhD.
Prof. dr hab. Maciej Konrad Skoracki
doc. RNDr. Oldřich Sychra, Ph.D.

Redakčná rada:
Predseda: doc. Mgr. Martin Hromada, PhD.

Výkonný redaktor: RNDr. Michal Rendoš, PhD.

Členovia: RNDr. Mária Balážová, PhD.
RNDr. Michal Baláž, PhD.
RNDr. Lenka Demková, PhD.
RNDr. Adriana Eliašová, PhD.
prof. PaedDr. Ján Koščo, PhD.
doc. Mgr. Peter Manko, PhD.
doc. Ruslan Maryichuk, CSc.
doc. Ing. Milan Novikmec, PhD.
Ing. Jozef Oboňa, PhD.
Ing. Marek Svitok, PhD.
Mgr. Iveta Škodová, PhD.
doc. RNDr. Marcel Uhrin, PhD.

Adresa redakcie: Biodiversity & Environment
Katedra ekológie FHPV PU
Ulica 17. novembra č. 1
081 16 Prešov
Tel: 051 / 75 70 358
e-mail: foliaoec@fhpv.unipo.sk / michal.rendos@unipo.sk

Vydavateľ: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity v Prešove
Sídlo vydavateľa: Ulica 17. novembra č. 15, 080 01 Prešov
IČO vydavateľa: 17 070 775
Periodicita: 2 čísla ročne
Jazyk: slovenský/anglický/český
Poradie vydania: 1/2021
Dátum vydania: júl 2021
Foto na obálke: *Galba truncatula* (autor Ing. Ladislav Tábi)

Za jazykovú úpravu príspevkov zodpovedajú autori.

ISSN 1338-080X (print)
ISSN 2585-9242 (online)
EV 3883/09

OBSAH / CONTENTS

**Peter PIŠÚT – Tomáš ČEJKA – Mário MIKLOVIČ – Romana KOHILOVÁ
– Eva UHERČÍKOVÁ**

Paleozáznam mäkkýšov ako prameň pre poznanie vývoja aluviálnej krajiny Dunaja v Devínskej bráne
Evolution of fluvial landscape based on fossil molluscan assemblages (the Devín Gate, SW Slovakia)..... 4

Jakub CÍBIK – Pavel BERACKO – Alexandra ROGÁNSKA

Spoločenstvá permanentnej fauny makrozoobentosu reokrénnych krasových prameňov Západných Karpát
Non-insect benthic communities of the rheocene karst springs in the Western Carpathians 33

Patrik MACKO – Tomáš DERKA

Rediscovery of *Arthroplea* congener Bengtsson, 1909 (Ephemeroptera, Arthropleidae) in the Pannonian lowland in SW Slovakia and the first record of *Ametropus fragilis* Albarda, 1878 (Ephemeroptera, Ametropodidae) from the Ipeľ (Ipoly) River 52

Tomáš NAVARA – Pavel CHVOJKA – Stanislava PEKAROVÁ – Igor KOKAVEC

Caddisflies of regulated and unregulated stretches of the lower Hron River (the Danube Basin, Slovakia) 62

Jozef OBOŇA – Stanislav GREŠ – Peter KRIŠOVSKÝ – Martin HROMADA

Faunistic records and new parasite-host associations of louse flies (Diptera: Hippoboscidae) from Sabinov, Slovakia 74

Yelizaveta CHERNYSCH – Irina ABLIEIEVA – Nataliia MAKAREKNO – Leonid PLYATSUK – Inna TRUNOVA – Oksana BURLA

Investigation of the directions of using a hybrid composition bioproduct for detoxification of a soil ecosystem contaminated with heavy metals and oil products..... 80

PALEOZÁZNAM MÄKKÝŠOV AKO PRAMEŇ PRE POZNANIE VÝVOJA ALUVIÁLNEJ KRAJINY DUNAJA V DEVÍNSKEJ BRÁNE

EVOLUTION OF FLUVIAL LANDSCAPE BASED ON FOSSIL MOLLUSCAN ASSEMBLAGES (THE DEVÍN GATE, SW SLOVAKIA)

**Peter PIŠÚT^{1*} – Tomáš ČEJKA² – Mário MIKLOVIČ³ – Romana KOHILOVÁ⁴
– Eva UHERČÍKOVÁ⁵**

ABSTRACT

In this paper we present the results of an interdisciplinary study focused on mineral alluvial soil which has developed from calcareous fluvial silty loams in former Danube River side channel (location: Devín Gate, Bratislava, former Pečňa Island, SW Slovakia). Paleoenvironmental reconstruction is based on fossil molluscan assemblages and spans more than ± 250 years of local site development and hydrosere succession. Recognised changes of both water regime and floodplain habitats are based on 4 local malacozones that correspond well with the evidence of island development and land use in the past (17 – 19th century historical maps, written accounts, floristic data, respectively). In total 416 subfossil shells of Mollusca belonging to 33 taxa provide us with a picture of how the early side channel of parapotamal type gradually changed into the isolated waterbody (plesiotomal type) and eventually transformed itself into a narrow field depression covered by forest. They also characterise a different sedimentary settings (recent vertical accretion of overbank silty loams vs. earlier subaqueous deposition in abandoned channel). Fossil molluscan assemblages also illustrate a change in local habitat from 1. shallow marsh with reed bed, through 2. an initial hygrophilous Salici-Populetum woodland and eventually into the 3. current mesophilous type of bottomland woodland (Fraxino pannonicae – Ulmetum type). Over a study period, due to the Danube channel modifications and regulation the overbank sediment delivery decreased and became only episodic. Drop in mean groundwater levels coupled with channelization and elimination of floods by protective levees also explains a soil successional pathway from initial gleysol, intermediate gleyic fluvisol until the current fluvisol. Although fossil molluscan assemblages may also contain a significant proportion of allochthonous shells, in our case they mainly reflect local habitats and even the presence of an agrarian enclave which existed on the island in the past.

KEYWORDS

paleolimnology, Mollusca, historical maps, succession, land use, floodplain soils and woodlands.

¹ Katedra fyzickej geografie a geoinformatiky, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Mlynská dolina, Ilkovičova 6, SK – 842 15 Bratislava 4, Slovensko; e-mail: peter.pisut@uniba.sk

² Oddelenie geobotaniky, Botanický ústav CBRB SAV, Dúbravská cesta 9, SK – 845 23 Bratislava, Slovensko; e-mail: tomas.cejka@savba.sk

³ Katedra fyzickej geografie a geoinformatiky, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Mlynská dolina, Ilkovičova 6, SK – 842 15 Bratislava 4, Slovensko; e-mail: miklovic15@uniba.sk

⁴ Katedra fyzickej geografie a geoinformatiky, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Mlynská dolina, Ilkovičova 6, SK – 842 15 Bratislava 4, Slovensko; e-mail: romana.kohilova@uniba.sk

⁵ Slovenské národné múzeum, Prírodovedné múzeum, Vajanského nábrežie 2, SK – 810 06 Bratislava, Slovensko; e-mail: eva.uhercikova@snm.sk

* Autor pre korešpondenciu.

Úvod

Výskum a rekonštrukcia vývoja riečnych krajín môžu významne profitovať aj z fosílnych záznamov mäkkýšov (Mollusca). Sú výbornou modelovou skupinou s úzkou väzbou na vegetáciu, pôdu a vlhkosť. Schránky mäkkýšov sa bežne vyskytujú aj v prostrediach, kde iné fosílie absentujú. Vyplavením niektorých fosiliférnych vrstiev sa dá pomerne ľahko získať bohatý materiál rôznych malakocenóz. Výskyt mäkkýšov je však limitovaný na vápnité pôdy a sedimenty, hoci žijú aj na opadanke viacerých listnatých drevín napr. i na sutinách kremencov, žúl a pod. (LOŽEK, 2011). V určitých prostrediach – spráše, travertín, vápnité slatiny, karbonátové náplavy – sa schránky mäkkýšov často nachádzajú vo veľkých množstvách (LOŽEK, 2010). Fosílna spoločenstvá mäkkýšov (ďalej FSM) indikujú pestrosť biotopov v celej škále vegetačných stupňov: prítomnosť lesa alebo bezlesie, ráz porastov drevín (zapojený tienny vs. svetlý les), ale aj mezo-, resp. mikroklimu stanovišťa – vlhkosť a teplotu (LOŽEK, 2011). FSM preto dnes pri paleoekologických rekonštrukciách predstavujú dôležité biologické proxy dáta (cf. JAMRICOVÁ et al., 2014; HOŠEK et al., 2017). Aj spoločenstvá vodných mäkkýšov indikujú rôzne prostredia od prúdiacich vôd, cez zarastajúce stojaté vody, mokrade až po periodické mláky. Preto sú mäkkýše v rámci bezstavovcov dôležitou skupinou, ktorá významne prispela k poznaniu vývoja krajiny v kvartéri, aj pod vplyvom človeka.

Vysušovanie nív dnes na mnohých miestach limituje či znemožňuje využitie niektorých typov prírodných archívov. Na rozdiel od palynomorf, resp. aj rastlinných makrozvyškov (cf. JACOMET, 2007) sa schránky mäkkýšov v aluviálnych sedimentoch zachovávajú aj po odvodnení krajiny; podmienkou je len prítomnosť zrnitostne jemnejších vápnitých usadenín. FSM sú preto potenciálne výhodné aj pri výskume riečnych krajín. Platí to nielen pre paleolimnologické analýzy (= zaniknuté ramená, mokrade, rybníky; cf. LOŽEK, 1955; PIŠŮT et al., 2010), ale napr. aj štúdiu pochovaných pôd (MORAVCOVÁ et al., 2018). Zdrojom FSM bývajú aj archeologické lokality, či už ide o prirodzené malakocenózy, nálezy vo výplniach rôznych objektov (HAJNALOVÁ et al., 2018), prípadne aj výsledok zámerného zberu mäkkýšov človekom (cf. JELÍNEK, 2017). Cieľom tohto príspevku je využitie paleozáznamu FSM výplne zaniknutého ramena Dunaja pri historicko-geografickej rekonštrukcii vývoja modelového segmentu riečnej krajiny. Skúmaná lokalita sa nachádza pri výtoky Dunaja z Devínskej brány v pririečnej zóne bratislavských lužných lesov. Predmetom výskumu boli FSM zo sedimentárnej sekvencie, resp. aluviálnej pôdy o mocnosti 1,2 m, reprezentujúce časový úsek vyše 250 rokov. Paleozáznam mäkkýšov sme následne konfrontovali nielen s písomnými a grafickými prameňmi, ale v rámci terénneho výskumu aj so stavom súčasnej vegetácie a malakocenóz. Štúdia vychádza zo záverečnej práce MIKLOVIČA (2019), ktorú doplníme o nové poznatky a syntézu.

POLOHA A FYZICKOGEOGRAFICKÉ POMERY PEČNIANSKEHO LESA

Pečniansky les (ďalej PL) na mieste niekdajšieho ostrova Pečna (nem. *Pötschen*, *Pötschenau*, maď. *Besenyősziget*) sa nachádza na pravom brehu Dunaja na úseku riečnych kilometrov 1872,6 – 1869,5 prevažne v bratislavskej mestskej časti Petržalka (okres BA V.), malá časť aj v k. území Karlovej Vsi (BA IV.). Rozprestiera sa medzi

Dunajom, Viedenskou cestou až po štátnu hranicu s Rakúskom. Okraj územia dnes pretína trasa rýchlostnej cesty E58, ktorá sa napája na cestu E65, vedúcu naprieč územím na most Lanfranconi. Nadmorská výška povrchu nivy kolíše od 137,6 – staršia jadrová časť po 135,8 – 136,2 m n. m. (pri bývalom Pečenskom ramene).

Územie klimaticky patrí do teplého, mierne vlhkého okrsku s miernou zimou. Priemerná ročná teplota vzduchu je 9 – 10 °C, v júli 20,1 – 21 °C a v januári -2 °C. Priemerný ročný úhrn zrážok je 600 – 700 mm (júl < 60 mm, január 20 – 30 mm). Hydrologicky je celé územie ovplyvnené Dunajom (priemerný prietok 2 044 m³.s⁻¹; MIKLOVIČ, 2019).

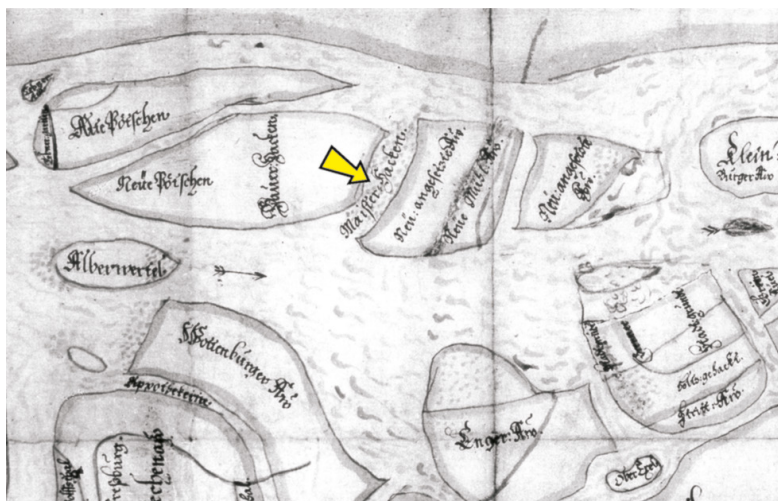
Geologicky tvoria bývalý ostrov treťohorné sedimenty, prekryté kvartérnymi fluvialnymi nánosmi Dunaja, tvoriacimi nízku riečnu terasu. Na žulovom podklade sú uložené sedimenty sarmatu (íly, ílovité piesky) v hĺbke okolo 11 – 12 m, vo východnej časti PL sa pod kvartérom nachádzajú aj sedimenty panónu (PORUBSKÝ, 1973). Naprieč územím prebieha aj jedna z lineárnych depresí v povrchu neogénneho podlažia, pravdepodobne paleokoryto Dunaja. Povrch sedimentov neogénu je väčšinou na úrovni 125 m n. m., vo východnej časti aj 120 m n. m. Kvartérne sedimenty na území PL dosahujú pod vplyvom tektoniky, neogénnej sedimentácie a geomorfologických procesov mocnosť od (5) 10 – 15 m (ŠUJAN, 2011). Územie je cenné z hľadiska zdrojov pitnej vody pre Bratislavu. Štrkopiesky sú totiž najmä smerom k Dunaju veľmi dobre priepustné a akumulujú veľké zásoby podzemných vôd (PORUBSKÝ, l. c.). V lokalite je momentálne v prevádzke množstvo odberných studní.

Územie z väčšej časti pokrývajú lužné lesy, ktoré administratívne spadajú do LHC Rusovce (lesný celok Lesy SR Bratislava). V roku 2012 tu bol vyhlásený chránený areál s celkovou rozlohou 295,35 ha, ktorý sa člení na tri zóny s 2 – 4 stupňom ochrany. Lokalita je tiež súčasťou Územia európskeho významu SKÚEVE0064 Bratislavské luhy (KREMPASKÝ, 2009).

REKONŠTRUKCIA VÝVOJA A VYUŽÍVANIA ÚZEMIA PODEA HISTORICKÝCH MÁP A PÍSMONÝCH PRAMEŇOV

V hospodárení slobodného kráľovského mesta Prešporka hrali v minulosti dunajské ostrovy významnú úlohu. Boli nielen biotopom lovej zveri a zdrojom dreva, ale aj súčasťou poľnohospodárskej ekumény, najmä ich geneticky staršie časti ďalej od brehov. Vzhľadom na pravidelné povodne sa však využívali najmä extenzívne. Na mieste vyklčovaných lesov vznikali sekundárne lúky na seno, ovocné sady aj zeleninové záhrady.

Pečniansky ostrov (Pečňa) je jednou z najstarších doložených dunajských nív vôbec – ako *Beseneusciget* (Ostrov Pečenehov) sa spomína už v listine z r. 1225. Neskôr sa dostal do majetku mesta (FOGARASSY, 1970), lebo v 15. storočí už figuruje v mestských účtoch i testamentoch. Spomínajú sa na ňom záhrady (od r. 1463), ovocné sady (1573), bol tu aj „Panský rybník“ (*Hern Laken*), doložený od r. 1594 (HORVÁTH, 1990).



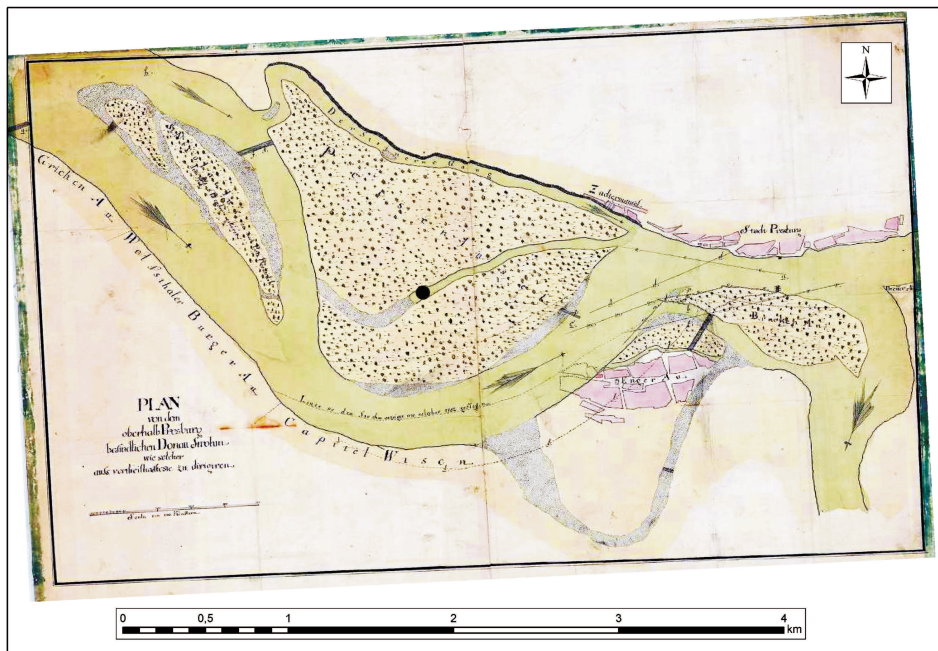
Obrázok 1. Ostrovný komplex Pečňa na mape z r. 1699 (č. 1 v zozname, inv. č. 1246). Zákres zreteľne zobrazuje aj postupné prirastanie náplavov východným smerom od jadra ostrova (*Neu angesetzte Aw*). Šipkou označené koryto „*Meister Hacken*“ zrejme predstavuje najstarší zákres skúmaného ramena.

Figure 1. Island complex of Pečňa on the 1699 map (n. 1 in reference list, archival n. 1246). Progressively accreting bars eastwards of the island core are also clearly seen (*Neu angesetzte Aw*). Channel marked by arrow „*Meister Hacken*“ probably represents earliest depiction of the studied palaeochannel.

V 17. a 18. storočí sa hlavný tok Dunaja nachádzal na južnej strane ostrova, čo uľahčovalo prístup na ostrov zo strany mesta. Podľa historických máp v prvej tretine 18. storočia pozostával ostrov zo starej a novej časti (*Alte Pötschen*, *Neue Pötschen*). Geneticky najstaršou bola teda SZ časť územia, pričom na východ od „Novej Pečne“ sa nachádzali prirastajúce náplavy, kolonizované lužným lesom (Obrázok 1). Podľa M. BELA (1732) boli na oboch vysadené ovocné sady „s najvyberanejšími stromami, ale nadmieru vystavené nástrahám Dunaja... Seno, ktoré sa tu rodí, je dobré a výdatné, ak ho nepoškodí bahno rozvodnenej rieky v čase, keď je ešte na koreni“ (BEL, 1732 in TIBENSKÝ et al., 1984). Tieto informácie o využívaní územia potvrdzujú aj vertikálnu akreciu nivy za pravidelných povodní („bahno“). Progredujúca translácia hlavného toku smerom po prúde v súvislosti s postupným vývojom jeho zákruty okolo Pečňa napokon v polovici 18. storočia ohrozila dedinu *Engerau* (starú Petržalku; cf. PIŠŤÚT, 1993).

Zvyškovou formou tohto laterálneho presunu hlavného koryta je aj priehlbeň bývalého ramena, skúmaná v tomto príspevku. Možno ju rozpoznať už na mapách z r. 1699 – 1702 (č. 1 v zozname) a stotožniť s ramenom „*Maister Hacken*“ (Obrázok 1). Od r. 1753 už jej polohu presne znázorňujú viaceré mapy. Slepé rameno typu *parapotamál* (cf. KRNO, 2009), spojené s Dunajom už iba dolným koncom názorne

zachytáva aj plán z r. 1767 (č. 3 v zozname; Obrázok 2). Práve v tomto čase sa hlavný tok Dunaja začal pri Pečni prirodzene prelínať do úzkej severnej vetvy. Jej rozširovanie trvalo niekoľko rokov. Výsledkom bol presun hlavného toku poviše predmestia Zuckermendel do dnešnej polohy, pričom z pôvodného koryta vzniklo bočné Pečenské rameno (Pišút, 2005).



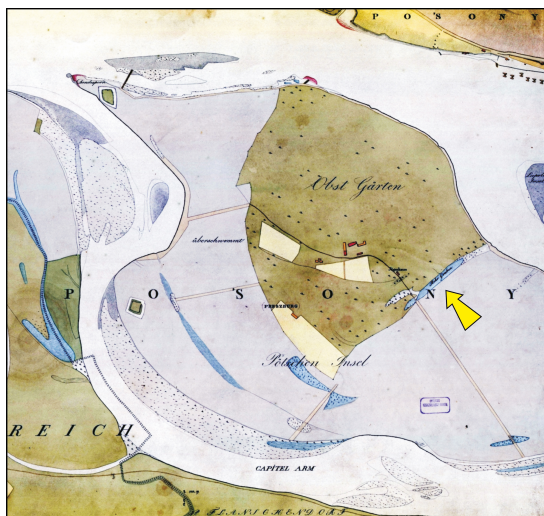
Obrázok 2. Plán Dunaja pri ostrove Pečna z júna 1767 od inžiniera S. von Huberta (č. 3 v zozname) s vyznačením výskumného bodu (bodka). Historická mapa bola georeferencovaná do S-JTSK pomocou 8 lícovacích bodov polynomicou tranformáciou 1. rádu (s chybou RMSE = 23,52601 m)

Figure 2. The Danube river at Pečna Island on the plan by engineer von Hubert from June 1767 (plan n. 3 in reference list) with location of study site (black dot). Historical map was rectified into the national coordinate system S-JTSK by 1st Order Polynomial transformation (8 points, RMSE = 23,52601 m)

Tieto radikálne zmeny počas Malej doby ľadovej významne oklieštili plochu starého, poľnohospodársky využívaného jadra ostrova, narástla však rozloha jeho lesov. Kvôli nim mesto neskôr na Pečni zriadilo aj horáreň (*Jäger Haus*; Obrázok 3). Firma A. Ehrnhoffera tu v r. 1855 založila aj višňové sady na výrobu vychádzkových paličiek a fajok (PORTISCH, 1933). Ostrov sa postupne stal aj cieľom vychádzok (k hostincu *U Krištofka*).

Vzhľadom na svoju geografickú polohu bol ostrov vždy strategicky významný. Už v r. 1809 na ňom vybudovali zemné reduty (Kováč, 2019), v r. 1937 čs. betónové

bunkre (VONDROVSKÝ, 1993). Naposledy vznik stráženého hraničného pásma po r. 1950 v rámci tzv. Železnej opony uzavretím ostrova pre bežných občanov a zbúraním solitérnych domov znamenal zastavenie prípadnej urbanizácie ostrova. Od r. 1972 tu ale postupne budovali studne na odber pitnej vody. Územie poznačila tiež výstavba mosta Lanfranconi (1985 – 1991) a k nemu vedúcich komunikácií. Tieto zásahy mali napokon za následok aj degradáciu pôvodného okrsku kultúrnej stepi v centre ostrova. Väčšinu ovocných stromov vyrúbali a celý priestor rozorali. Po r. 1989 potom postupne zarástol sekundárnymi drevinami.

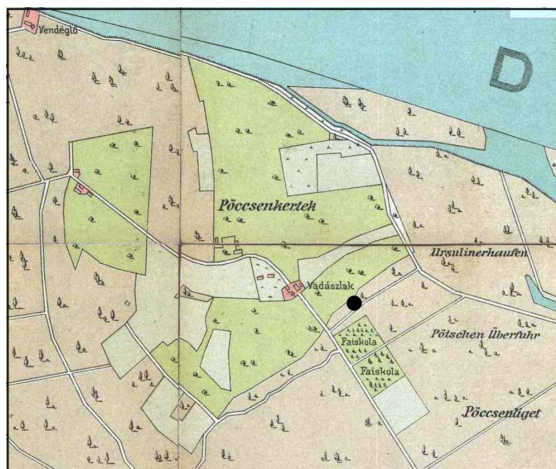


Obrázok 3. Časť ostrova Pečna na mape z r. 1828. Svetlohnedou farbou sú vyznačené ovocné sady (*Obst Gärten*) v centrálnej časti ostrova, svetloružovou lesy, sýtomodrou močaristá depresie.

Figure 3. Part of the Pečna Island on the 1828 map. Orchards (*Obst Gärten*) in the genetically oldest central part = light brown (khaki) colour; woodlands = faded pink colour; swampy depressions = blue colour.

Historické mapy i cenné údaje o vegetácii (LUMNITZER, 1791), ale aj hladinách podzemnej vody (ďalej HPV) dokumentujú postupné vysušovanie tejto dunajskej nivy už v 19. storočí. Zatiaľ čo na mape dunajského mapovania (č. 4 v zozname) bol ešte ostrov popretkávaný močaristými depresiami a lužné lesy s poznámkou „überschwemmet“, t. j. (pravidelne) „zaplavované“ (Obrázok 3), v ďalších dekádach sa situácia mení. Po regulačných úpravách hlavného toku postupne poklesávala aj priemerná HPV v príľahlej nive. Pred r. 1973 sa pri priemerných stavoch vody v Dunaji HPV pod terénom pohybovala na Pečni v hĺbke 2 – 3 m. Pri maximálnych prietokoch síce stúpala až na 0,25 pod povrch pôdy, naproti tomu v období minimálnych prietokov klesala až na 4 – 6,5 pod terén (PORUBSKÝ, 1973). V nasledujúcich desaťročiach potom HPV ešte ďalej zaklesla, takže v r. 1992 sa už nachádzala priemerne v hĺbke 4,5 – 5 m pod povrchom (HLAVATÝ & BANSKÝ, 2006).

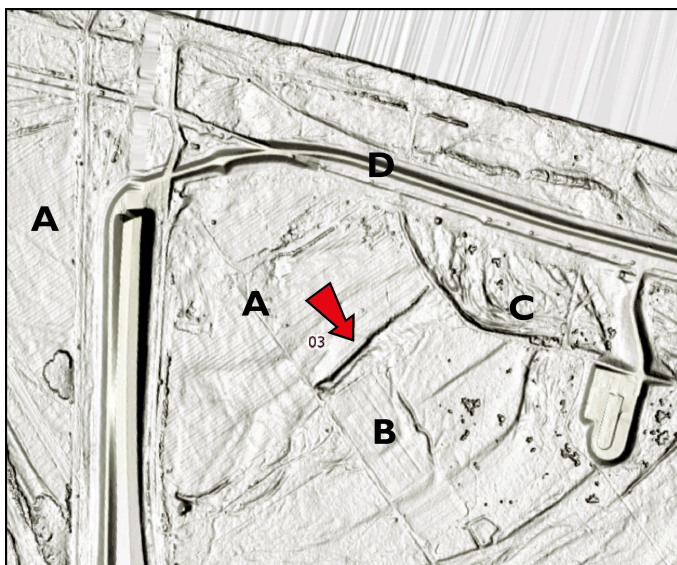
Kvôli ochrane vodných zdrojov po r. 1973 zasypali aj Pečenské rameno a postavili ochrannú protipovodňovú hrádzu, čím sa východná časť PL ocitla celkom mimo záplav Dunaja.



Obrázok 4. Centrálna časť ostrova Pečňa so záhradami (*Pöccsenkertek*), horárňou (*Vadászlak*) a lesnou škôlkou (*Faiskola*) v roku 1900. Svetlohnedá farba = lesné porasty, svetlozelená = sady a záhrady, svetlá = oráčiny. Niekdajšie rameno priamo hraničí s otvorenými plochami. Mapa J. Mazu, kompilácia 4 listov (č. 5 v zozname).

Figure 4. Central part of the Pečňa Island with gardens (*Pöccsenkertek*), gamekeeper's lodge (*Vadászlak*) and forest tree nursery (*Faiskola*) in 1900. Light brown colour = woods, light green = orchards and garden, light colour = ploughland. Former channel is directly in contact with open country. Map of J. Maza, 4 sheets combined (n. 5 in reference list).

Skúmaná **terénna depresia**, predstavujúca zvyškovú formu pri niekdajšom ľavom brehu hlavného toku Dunaja spreď 18. storočia sa nachádza v centrálnej časti na hranici starého jadra ostrova (nadmorská výška terénu asi 136,8 – 137,9 m n. m.) a náplavov, usadených od druhej polovice 17. storočia (135,8 – 136,2 m n. m.). Oddeluje tak oba segmenty, prebiehajúc smerom JZ – SV. Priehľbeň je dobre sledovateľná v dĺžke 270 m. Najhlbšia – dno 2,5 – 3 m pod susedným terénom – je v JZ polovici, kde má ešte pomerne dobre zachovaný aj SZ breh. Smerom k Dunaju sa mierne rozširuje a východný breh je zotretý. Ešte v r. 1767 bol zavodnený úsek priehľbne dlhý najmenej 1 360 m a široký od 38 do 67 m (Obrázok 2). Na SV konci je však kolmo utatá ďalšou výraznou depresiou. Ide o niekdajší nárazový breh bočného ramena okolo ostrova *Leopoldova niva*, ktorý sa po r. 1809 rýchlo zarezával do staršieho terénu ostrova a skracoval tak aj skúmanú depresiú (Obrázok 5, C). Tento vývoj ukončilo až odstavenie ramena kamenným výhonom po r. 1823 (Pišút, 2016-2017).



Obrázok 5. Digitálny model reliéfu na základe dát LIDARu. A – zreteľné paralelné línie – brázdy – po rozoraní odlesnenej enklávy; B – bývalá lesná škôlka; C – breh ostrova Leopoldova niva; D – hrádza. Šípka = skúmaná priehlbeň. Zdroj produktov LSS: ÚGKK SR.

Figure 5. Digital elevation model based on LIDAR data. A – distinct parallel lines (ridges) after the deforested enclave had been tilled; B – past forest tree nursery; C – former outer bank of the Leopold Island; D – protective embankment. arrow = examined depression. Source of LIDAR data: Geodesy, Cartography and Cadastre Authority of the Slovak Republic.

METODIKA

Pedologický výskum.

Pôdny profil v kopanej sonde sme opísali dňa 5.9.2014 v zmysle ČURLÍKA & ŠURINU (1998), resp. SKALSKÉHO (2010). Farbu pôdnych horizontov a domén sme určovali podľa tabuliek MUNSELLA (2000). Z jednotlivých horizontov sme odobrali 5 vzoriek na analýzu fyzikálnych a chemických vlastností (v Oddelení laboratórnych činností VÚPOP, Bratislava). Zrornosť jemnozeme bola určená pipetovacou metódou, pričom frakcie FAO (CEN ISO/TS 17892-4) boli prepočítané aj na frakcie podľa USDA. Pôdna reakcia (pH v H_2O aj KCl) boli stanovené potenciometricky (STN ISO 10390), obsah oxidovateľného uhlíka C_{ox} oxidimetricky, C_{tot} a N_{tot} suchou cestou analyzátorom (ISO 10694). Obsah karbonátov sme odhadli už v teréne pomocou zriedenej HCl 10 %, následne bol upresnený aj laboratórnym stanovením (titráciou). Obsah spaliteľných látok (LOI) sa určil gravimetricky žiňaním, elektrická konduktivita pôdnej pasty v zmysle STN EN 27888.

Makrofosílie.

Zo skúmaného profilu sme odobrali vzorky sedimentu s hmotnosťou 1 – 1,5 kg zeminy v pravidelnom intervale po 10 cm. Po ich vysušení na vzduchu sme odmerali približne 1 liter zeminy, predstavujúci hmotnosť okolo 600 g (od 523 do 683 g materiálu). Každú vzorku sme zaliali destilovanou vodou s pridaním 3 % H₂O₂ (kvôli dizagregácii štruktúrnych agregátov bez poškodenia makrofosílií) a nechali zakrytú cca 24 hodín. Následne sme ich postupne preplavovali sitom s priemerom oka 0,25 mm. Vyseparované ulity mäkkýšov a ich fragmenty, semienka a iné makrozvyšky sme potom vyberali pomocou entomologickej pinzety, po vytriedení usušili a determinovali pomocou binokulárnej lupy (zväčšenie 2 – 45 ×). Úlomky schránok sa započítali len v prípade vrcholového úlomku. Determinované schránky mäkkýšov boli následne vyhodnotené a klasifikované podľa počtu ulít, jednotlivých druhov i v rámci ekologických tried, všetko vo vzťahu k hĺbke príslušnej vzorky.

Výskum vegetácie.

Fytocenologické snímky sme robili štandardnou metódou, kde je zastúpenie druhov vyjadrené semikvantitatívnou kombinovanou stupnicou abundancie a dominancie (BRAUN-BLANQUET, 1964). Plocha zápisov bola 400 m², resp. iná podľa možnosti a konfigurácie terénu. Lokality sme zamerali (GPS) navigačným prístrojom Garmin Colorado 300. Názvoslovie cievnatých rastlín uvádzame podľa MARHOLDA et al. (1998). Nomenklatúra rastlinných spoločenstiev je v súlade s prehľadom vegetačných jednotiek Slovenska (JAROLÍMEK et al., 2008), pričom sme zohľadnili aktuálnu syntaxonomickú revíziu tvrdých lužných lesov Slovenska (PETRÁŠOVÁ & JAROLÍMEK, 2012). Údaje o vekovej a druhovej skladbe jednotiek priestorového rozdelenia lesa (JPRL) sme získali z lesníckeho informačného systému L-GIS.

Výsledky pedologickej i malakologickej analýzy sme napokon vizualizovali v podobe stĺpcových i výšecových diagramov (MS Excel), najmä však v programe Strater (Obrázky 7, 9 - 10).

VÝSLEDKY

I. Pedón skúmanej pôdy

Pôdny profil kopanej sondy na dne skúmanej terénnej depresie sme popísali dňa 5. 9.2014 Súradnice bodu sú 48° 08' 6,7" N, 17 ° 04' 46,6" E, presnosť ± 5 m (miesto je totožné s fytocenologickým zápisom č. 1; Obrázok 6). Morfologické vlastnosti jednotlivých horizontov sú v Tabuľka 2. Pôdnym typom je hlboká fluvizem modálna, karbonátová varieta (signatúra: **FMm^{c/hmt} - js-ssh - nf3 - h**; SOCIETAS PEDOLOGICA SLOVACA, 2014). Aj v klasifikácii WRB (IUSS WORKING GROUP WRB, 2015) ide o intrazonálnu aluviálnu pôdu endogleyický, kalkarický Fluvisol (siltický).



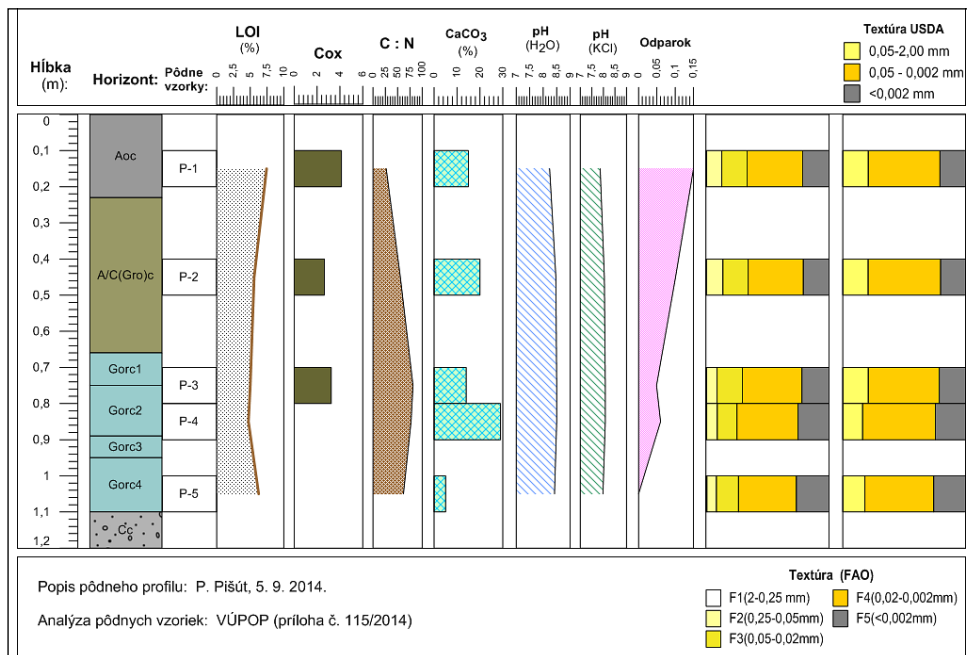
Obrázok 6. Skúmaný pôdny profil. V hĺbke 110 cm štrkopiesková vrstva korytovej fácie alebo korytovej lavice. Zreteľne vidno kumulatívny charakter vrstvenia hlinitých nánosov, zreteľných je najmenej 11 povodňových udalostí. Foto P. Pišút, 5. 9. 2014.

Figure 6. The soil profile under study. Lowermost sandy-gravel layer represents bedload facies or channel gravel bar (in 110 cm). Cumulative nature of layered loamy deposits is clearly visible corresponding to > 11 high waters. Photo P. Pišút, 5. 9. 2014.

Tabuľka 1. Morfológický popis skúmaného pôdneho profilu.

Table 1. Morphological properties of the profile under study.

Horizont	Hĺbka (cm)	Morfologické vlastnosti
Oon	+ 0 až + 0,5	nekrotický subhorizont opadu listov orecha vlašského, nesúvislý
Aoc	0 - 23	ochrický povrchový minerálny humusový horizont, tmavohnedý, farby (Munsell za vlhka) 10 YR 4/1. Navlhnutá, kyprá prachovito – hlinitá zemina s dobre vyvinutou, stredne (80 %) až hrubo (20 %) hrudovitou štruktúrou, silne šumí pri reakcii s HCl. Zreteľný (2 – 5 cm) prechod do
A/C(Go) c	23 – 66	hnedý prechodný horizont s príznakmi glejovatenia, obsahuje ulity <i>Viviparus acerosus</i> . Napatrné hrdzavé, stredne kontrastné škvrny s difúznym prechodom v rozsahu do 15 %. Prachovito – hlinitá zemina, karbonátová. Dobre vyvinutá, veľmi drobne (50 %) až drobne (50 %) polyedrická zaoblená štruktúra, ulity <i>Mollusca</i> . Silne šumí s HCl. Primes humusových agregátov v rozsahu 2 - 10 %. Známy prítomnosti mezoedafónu do 10 %. Ostrý (do 2 cm) prechod do
Gorc	66 – 110	glejový oxidačno-redukčný karbonátový horizont; pozostáva z vrstiev náplavov – prachovitých hĺn, zodpovedajúcim jednotlivým povodňovým udalostiam. Farebná zmena pôdnej matrice v rozsahu 100 %: 70 % nevýrazne sivá vzorka farby 2,5 Y 5/1,5, 30 % stredne veľké (5 – 15 mm), stredne kontrastné hrdzavé škvrny so zreteľným prechodom. Slabo vyvinutá, drobne lamelárna štruktúra, silno šumí s HCl. Bez skeletu, ostrý prechod do
Cc	110 – 120	štrkopiesok, ojedinele jemné koreňky. Štrk hrubý (2 – 5 cm) – 50 %, štrk stredný (0,5 – 2 cm) 50 %. Pravdepodobne korytová fácia dna ramena. Valúny oválne, nízko až vysoko sférické.



Obrázok 7. Základné fyzikálne a chemické parametre skúmaného pôdneho profilu – vizualizácia údajov.

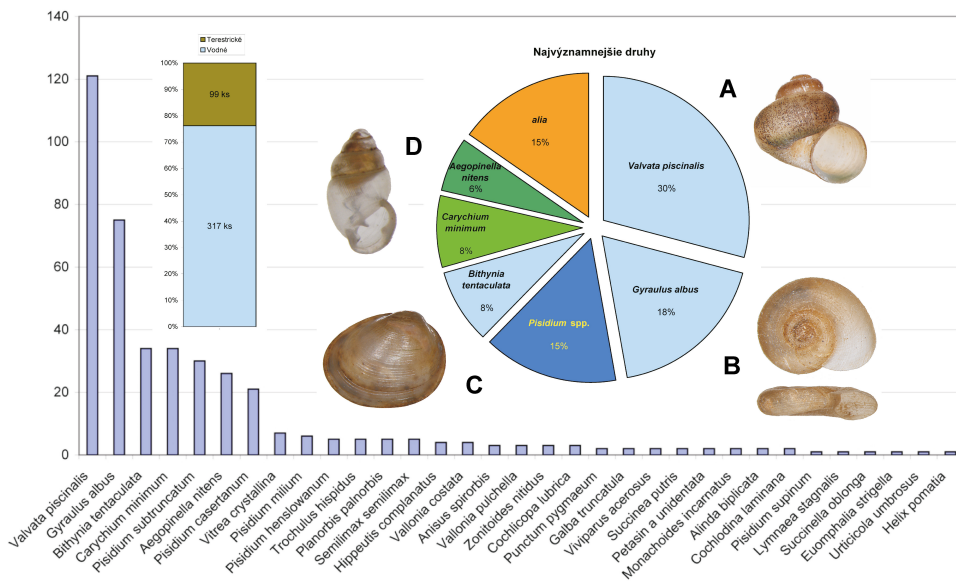
Figure 7. Basic physical and chemical parameters of the studied soil – visualised data.

Pôda je vyvinutá z nespevnených karbonátových prachovitých hĺn. V pôdnom profile sa od 110 cm vyššie nenachádzal žiadny skelet (fáza: hlboká pôda, 60 – 120 cm). Zrntostne je pomerne homogénna. Vo všetkých vzorkách prevládala frakcia prachu (obsah 55,7 – 58,8 %), presnejšie jemného prachu (= minerálne častice o veľkosti 0,02 – 0,002 mm). Obsah ílu bol do 26,5 %. Z hľadiska textúry teda patrí pôda do jemnozrnnej triedy (j), skupiny stredných pôd – ssh (SOCIETAS PEDOLOGICA SLOVACA, 2014).

Z hľadiska *obsahu karbonátov* (5 – 29 %) je pôda vápenatá až silno vápenatá s ich najvyšším obsahom vo vzorke 80 – 90 cm. S tým súvisia nielen výborné podmienky pre zachovanie schránok mäkkýšov, ale aj stredne alkalická pôdna reakcia (cf. ČURLÍK & ŠURINA, 1998). Nívné pôdy Podunajskej nížiny majú vo všeobecnosti vysoký obsah CaCO_3 , najčastejšie medzi 20 – 28 % (JURKO, 1958; FULAJTÁR et al., 1998). Pôdy pravidelne zaplavované majú pritom zvyčajne vyšší obsah uhličitanu vápenatého vo vyšších vrstvách pôdy. Humusový horizont má pomerne tmavú farbu (10 YR 4/1 za vlhka), je kyprý, štruktúrny, biologicky dobre oživený a veľmi silne humózný – obsah humusu po prepočte 7,12 %. Pôdnu organickú hmotu charakterizujú okrem obsahu oxidovateľného uhlíka C_{ox} aj spaliteľný podiel (LOI) a pomer C : N. Smerom k povrchu pôdy sa zlepšujúci pomer C : N je najnižší práve v humusovom horizonte, stále však > 12 (hodnota < 12 je jedným z kritérií pre Am-molický horizont). Na povrchu tejto pôdy je prítomná len nesúvislá tenká vrstva opadanky (nekrotický subhorizont Oon), humusovou formou je *typický mull* (hmt).

II. Analýza fosílnych spoločenstiev mäkkýšov (Mollusca)

Preplavením 11 litrov sedimentu (zeminy) o sumárnej hmotnosti 6,57 kg sa celkove získalo 416 ks ulít a determinovateľných úlomkov (vrátane viečok), pričom identifikovaných bolo dovedna 33 druhov ulitníkov.



Obrázok 8. Počet ulít jednotlivých druhov mäkkýšov, percentuálne zastúpenie vodných vs. terestrických druhov celkove (vľavo), percentuálne zastúpenie najvýznamnejších druhov, resp. čeladi (*Pisidium* spp.) – výsečový diagram a ukážky ulít charakteristických druhov mäkkýšov (prameň: Malacologica Bohemoslovaca, foto M. Horsák). A – *Valvata piscinalis*, B – *Gyraulus albus*, C – *Pisidium subtruncatum*, D – *Carychium minimum*.

Figure 8. Number of shells and percentual proportion of aquatic vs. terrestrial species in total (left), proportion of the most abundant species / families (*Pisidium* spp.) – pie diagram and showcases of typical shells (source: Malacologica Bohemoslovaca, photo by M. Horsák): A – *Valvata piscinalis*, B – *Gyraulus albus*, C – *Pisidium subtruncatum*, D – *Carychium minimum*.

Počet druhov vo vzorkách sa pohyboval od 4 (vzorka z hĺbky 40 – 50 cm) do 13 (10 – 20 cm), priemerne 8. Celkove v profile prevažovali ulity vodných ulitníkov – 317 ks, čo predstavuje 76 % spoločenstva mäkkýšov. Vodné druhy takmer úplne dominovali v spodnej časti profilu (od hĺbky 40 do 110 cm). Suchozemské (terestrické) druhy tvorili 24 % (spolu 99 ulít; Obrázky 9 a 10) a prevládali v hornej časti profilu.

Celkove najpočetnejšími druhmi boli *Valvata piscinalis* (121 ks ulít - 29 %) a *Gyraulus albus* (75 ks - 18 %), ktoré spolu reprezentovali takmer polovicu (47 %) všetkých zistených subfosílnych makrozvyškov. Ďalších 5 druhov možno označiť ako subdominantné: okrem vodných druhov *Bithynia tentaculata* - 34 ks (8 %), *Pisidium*

subtruncatum (30 ks; 7 %) a *P. casertanum* (21 ks - 5 %) tu už boli zastúpené aj terestrické ulitníky *Carychium minimum* (34 ks - 8 %) a *Aegopinella nitens* – 26 (6 %). Uvedených 7 taxónov predstavovalo 4/5 všetkých zistených ulít. Každý zo zvyšných 26 druhov bol doložený len niekoľkými kusmi ulít, boli teda percentuálne zastúpené len < 2 % (od 0,24 – 1,86 %).

Na základe dôkladného poznania súčasnej fauny mäkkýšov na území veľkej Bratislavy (ČEJKA et al., 2020) sme jednotlivé druhy podľa ich nárokov na prostredie, v ktorom sa vyskytujú, zadelili do ekologických skupín. Pomerne podrobné rozčlenenie pre účely tejto štúdie ich zahŕňa celkove 16 (Tabuľka 2).

Najpočetnejšou skupinou ulitníkov boli vodné eurytopné druhy (Et), žijúce v stojatých aj tečúcich vodách. Typickým predstaviteľom je valvata rybia (*Valvata piscinalis*). Ekologická skupina s najvyšším počtom druhov ulitníkov (7) reprezentuje druhy žijúce v stojatých a pomaly tečúcich vodách, brehoch jazier a iných plytkých úsekoch s výskytom vodných makrofytov (St). Druhy majú širokú ekologickú valenciu. Patrí do nej aj náš druhý najpočetnejší druh *Gyraulus albus*. Skúmaný profil je zaujímavý aj bohatstvom hrachoviek (*Pisidium* spp.) – až 5 druhov (čo predstavuje 15 % všetkých ulít).

Tabuľka 2. Ekologické skupiny druhov ulitníkov.

Table 2. Ecological groups of molluscs.

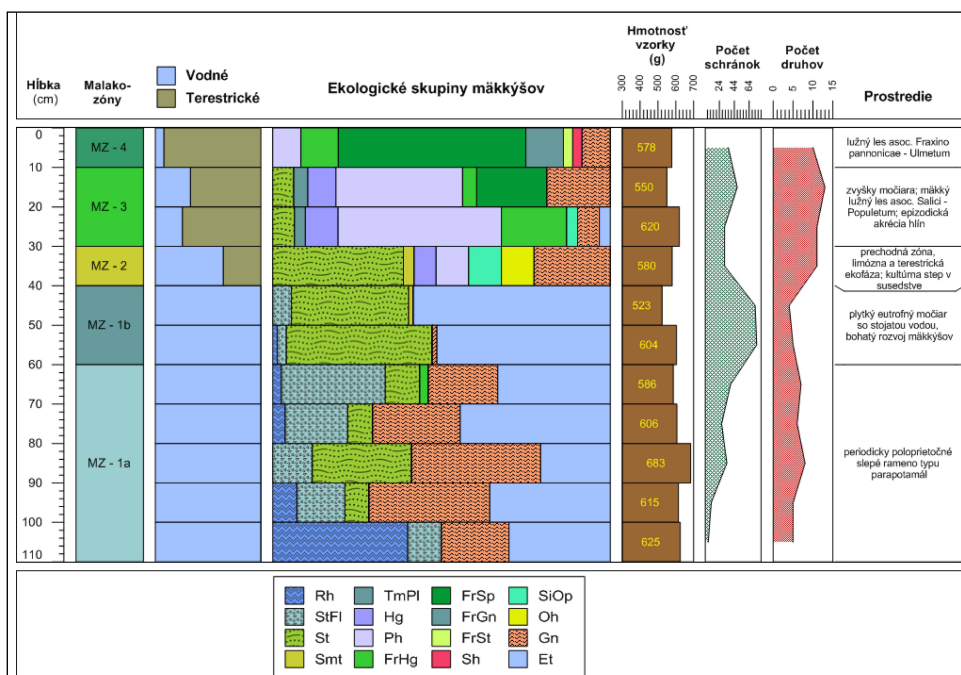
Skratka	Ekologická charakteristika	Charakteristický zástupca
Et	vodné eurytopné druhy (stojaté aj tečúce vody)	<i>Valvata piscinalis</i>
FrGn	lesné eurytopné druhy	<i>Monachoides incarnatus</i>
FrHg	lesné vlhkomilné druhy	<i>Vitrea crystallina</i>
FrSp	typické lesné druhy (druhy tiennych zapojených lesov)	<i>Aegopinella nitens</i>
FrSt	lesostepné druhy; tiež druhy kultúrnej lesostepi (napr. parky, sady) a suchých polootvorených lesných biotopov	<i>Euomphalia strigella</i>
Gn	vodné euryekné druhy (<i>sensu lato</i>)	<i>Bithynia tentaculata</i> , <i>Pisidium casertanum</i>
Hg	suchozemské hygrofilné druhy	<i>Trochulus hispidus</i>
Oh	druhy otvorených stanovišť	<i>Vallonia pulchella</i>
Ph	suchozemské polyhygrofilné druhy	<i>Carychium minimum</i>
Rh	reofilné druhy tečúcich vôd	<i>Pisidium henslowanum</i>
Sh	rozvolnené lesy, preferujú kroviny; tiež na antropicky narušených stanovištiach	<i>Helix pomatia</i>
SiOp	druhy rozvolnených, presvetlených lesov	<i>Vallonia costata</i>
Smt	semiterestrické druhy vlhkých lužných lesov aj vlhkých lúk; tiež na rastlinách a kameňoch v malých vodných telesách	<i>Galba truncatula</i>
St	stojaté a pomaly tečúce vody, brehy jazier, plytké úseky s vodnými makrofytmí; široká ekologická amplitúda	<i>Gyraulus albus</i>
SFI	zvyčajne v pomaly tečúcich vodách ľubovoľnej veľkosti s bahňatým dnom	<i>Pisidium subtruncatum</i>
TmPl	periodické mláky	<i>Anisus spirorbis</i>

III. Miestne analytické zóny Mollusca:

Na základe počtu druhov v jednotlivých vrstvách, súčtu zachovaných schránok, ako aj zastúpenia ekologických skupín mäkkýšov bolo možné študovaný profil rozdeliť na 4 miestne malakozóny (MZ 1 – 4), a v rámci nich ešte na dve podzóny. Odzrkadľujú určité vývojové fázy stanovišťa, resp. zmeny v podmienkach pedo-sedimentárneho vývoja študovanej lokality.

Spodná malakozóna **MZ-1** sa vyznačuje takmer absolútnou dominanciou akvatických druhov ulitníkov, poukazujúcich na vodné prostredie poloprietočného alebo periodicky poloprietočného ramena.

Zónu **MZ-1a** v hĺbke 60 až 110 cm reprezentovali hlavne *Valvata piscinalis* a druhy hrachoviek, najmä *Pisidium subtruncatum* a *P. casertanum*. Priemerný počet ulít vo vzorke predstavoval 25 kusov a priemerný počet druhov bol 6. V tejto zóne boli zastúpené ešte aj niektoré reofilné druhy, napr. *Pisidium henslowanum*.



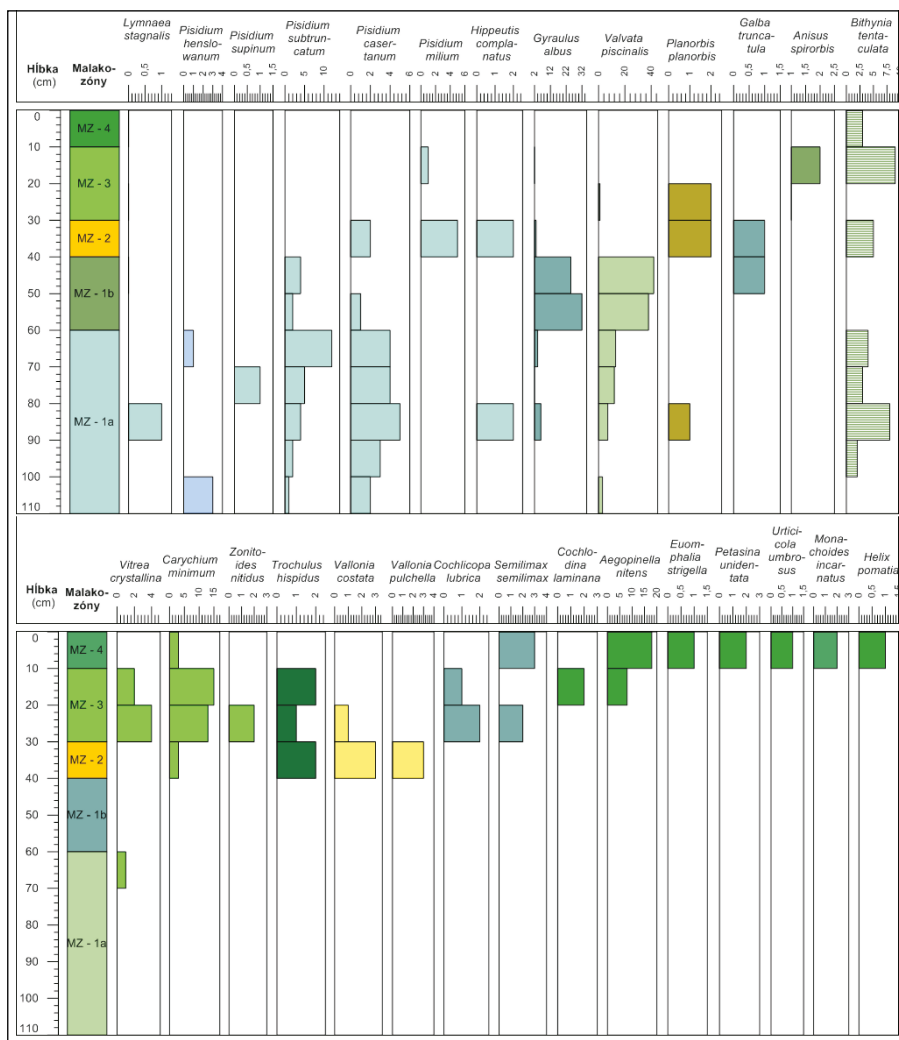
Obrázok 9. Diagram makrofosílií ulitníkov (Mollusca) zo skúmaného profilu: základné údaje o zastúpení ekologických skupín, počte druhov, ulít a parametroch analyzovaných vzoriek.

Figure 9. Diagram of Mollusca showing 1. a number of shells, 2. number of species, 3. sample weight and 4. proportion of ecological groups, respectively, as related to the layer depth.

Zóna **MZ-1b** v hĺbke 40 až 60 cm sa vyznačovala najnižším priemerným počtom druhov v rámci celého profilu (4 – 5), avšak zároveň tu bol zaznamenaný najväčší počet ulít. V druhovo chudobnej zóne prevládali vodný eurytopný druh *Valvata piscinalis* a kotúľka ryhovaná (*Gyraulus albus*), prevažne stagnikolný druh, na území Bratislavy dnes pomerne vzácny (ČEJKA et al., 2020).

Zóna **MZ-2** v hĺbke 30 až 40 cm charakterizuje prechod z prevládajúceho vodného prostredia do suchozemských podmienok. Počet ulít vodných mäkkýšov v nej klesol, celkový počet druhov sa však zdvojnásobil. Objavujú sa zástupcovia semiterestrických a terestrických hygrofilných aj polyhygrofilných druhov (*Galba truncatula*, *Carychium minimum*), indikujúce napr. z hľadiska mokradných rastlín tzv. limóznou a terestrickú ekofázu. Zároveň je v tejto zóne dôležitá ale aj prítomnosť druhov otvorených stanovišť (napr. *Vallonia pulchella*) a preferujúcich rozvoľnené presvetlené lesy (*Vallonia costata*).

V zóne **MZ-3** v hĺbke 10 – 30 cm dosiahol počet druhov vo vzorke maximum v rámci profilu. Prevažujú v nej polyhygrofilné (*Carychium minimum*), ale už aj hygrofilné (Hg – *Trochulus hispidus*) druhy, pristupujú zástupcovia lesných silvikolov (FrHg). Zóna zrejme reprezentuje vlhký mäkký lužný les asociácie *Salici-Populetum* (JURKO, 1958). Poslednou jasne vyhranenou zónou je **MZ-4** v hĺbke 0 – 10 cm s úplnou prevahou typických druhov zatienených lesov (napr. *Aegopinella nitens*). Je to zóna súčasného prechodného až tvrdého lužného lesa, ktorý sa na Pečni vytvoril po regulácii Dunaja, ustálení zmien hladinového režimu, výstavbe protipovodňovej hrádze, ale aj pod vplyvom lesohospodárskych zásahov. V tejto zóne takmer úplne dominujú terestrické druhy mäkkýšov, z vodných sa tu našlo len niekoľko ulít *Bithynia tentaculata*.



Obrázok 10. Ostrov Pečňa, diagram zastúpenia väčšiny vodných (hore) a suchozemských (dole) mäkkýšov.

Figure 10. Pečňa Island, diagrammatic representation of most of the aquatic (upper) and terrestrial molluscs (lower).

IV. Rastlinné a živočíšne makrozvyšky

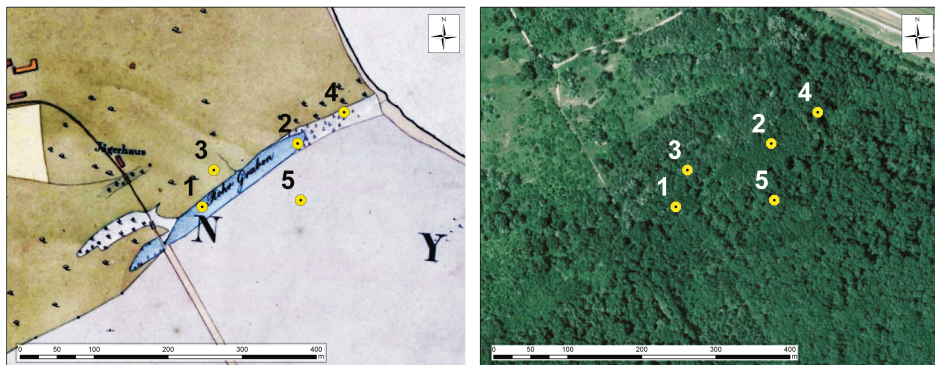
Napriek tomu, že v skúmanom profile dnes prevládajú podmienky s rýchlym rozkladom pôdneho biologického materiálu (cf. JACOMET, 2007) sa výplavom podarilo zachytiť aj ojedinelé semená rastlín, ktoré sú súčasťou pôdnej semennej banky lesnej vegetácie. V hĺbke 0 až 10 cm sme napr. identifikovali semená agátu (*Robinia pseudoacacia*), bazy čiernej (*Sambucus nigra*), cesnaku medvedieho (*Allium ursinum*), inváznej netýkavky

malokvetej (*Impatiens parviflora*), ale aj niektorých druhov fialiek (*Viola* spp.). V hĺbke 20 až 30 cm sme okrem bazy našli aj 1 oospóru rias (Charales).

Subfosilné makrofosilie sme dokumentovali až vo vzorkách z najnižšej časti profilu. Niekdajšie vodné prostredie dokladajú opäť oospóry rias (Charales; 20 ks) v hĺbke 70 – 80 cm. Vo vzorke zo 100 až 110 cm sme doložili nielen výskyt žabníka (*Alisma* sp.), ale aj 26 tzv. statoblastov machoviek (Bryozoa), a tiež 1 uhlík. Sladkovodné machovky mierneho pásma sú drobné vodné živočíchy, hermafrodity, ktoré na jeseň hynú a zimu prežívajú vo forme hibernačných púčikov – statoblastov. Žijú prevažne v litoráli stojatých vôd (rybníky, vodné nádrže), kde pokrývajú kamene, schránky mäkkýšov a pod. (FRANC, 2005).

V. Súčasná vegetácia

Súčasnú lesnú vegetáciu na dne skúmanej priehlbne a v jej bezprostrednom okolí charakterizuje 5 fytocenologických zápisov. Snímkovanie zachytáva jarný aspekt vegetácie dňa 7. mája 2019. Pokryvnosti jednotlivých vrstiev a počty druhov v nich sú graficky znázornené na Obrázok 13 (a, b).



Obrázok 11. Lokalizácia fytocenologických zápisov v súčasných lesoch (ortofotomapa) a ich priemet do situácie v r. 1828.

Figure 11. Location of phytosociological relevés in current woods (orthophotomap) and their overlay into the situation in 1828.

Terénna depresia: jej plocha figuruje ako samostatná JPRL 344 b s výmerou 1,38 ha. Vek porastu je 35 rokov (v r. 2021), plánovaný rubný vek 120 rokov. Dnes sú stromy v rastovej fáze tenkej kmeňoviny, hrúbky 20 – 27 cm. V rámci celého porastu prevládajú vysadený jaseň úzkolistý (zastúpenie 80 %), javor horský (15%) a agát (5 %). Dreviny mali v r. 2016 výšku 17 – 19 m. Súčasnú vegetáciu reprezentujú zápisy č. 1 a 2:

Zápis č. 1: priamo v mieste pedologickej sondy na dne depresie, ktorá je zahĺbená asi 2,5 – 3 m, o šírke asi 13 m. Plocha zápisu je 13 × 30 m. Ide o zmiešaný viacúrovňový porast jaseňa, orecha vlašského (*Juglans regia*) a brestu (*Ulmus laevis*). Orech pochádza z prirodzeného zmladenia (semená, čiastočne výmladky). V stromovej vrstve je primiešaný aj invázny agát (*Robinia pseudoacacia*). Bylinnú vrstvu tvorí 26 taxónov s početným zastúpením semenáčikov drevín (Tabuľka 1), hlavne domáceho brestu, ale i nepôvodného

invázneho javorovca jaseňolistého (*Acer negundo*). Z bylín v E₁ dominoval medvedí cesnak (*Allium ursinum*). Prítomnosť subdominantnej netýkavky (*Impatiens parviflora*) indikuje, že po odumretí cesnaku tento invázny terofyt naplno obsadí uvoľnenú nikú a v lete bude zrejme dominovať.

Zápis č. 2: vysadený hospodársky les pri dolnom ústí bývalého ramena tvorí porast javora horského (*Acer pseudoplatanus*) s jaseňom (*Fraxinus angustifolia*), v pravidelnom spone. Plocha zápisu 20 × 30 m, pokryvnosti pozri Obrázok 13; súradnice 48° 08' 9,6" N, 17° 04' 52,6" E, presnosť ± 7 m. Vo vrstve E₂ dominuje *Acer negundo*. Bylinnú vrstvu tvorí až 33 taxónov. Prevláda v nej *Impatiens parviflora*, subdominantou je opäť medvedí cesnak. Významnejšie je ešte zastúpená *Stellaria media*, pôvodný nitrofilný terofyt.



Obrázok 12. Na SZ brehu skúmaného ramena na mieste bývalých sadov a záhrad na geneticky staršom teréne sa dnes nachádza sekundárny prechodný lužný les asoc. *Fraxino – Populetum*. Zápis č. 3. Foto P. Pišút, 7. 5. 2019.

Figure 12. The NW bank of examined depression which had been deforested in the past is presently overgrown by secondary transitional floodplain forest of the association *Fraxino – Populetum*. Relevé n. 3. Photo P. Pišút, 7. 5. 2019.

Okolie ramena reprezentujú zápisy č. 3 – 5:

Zápis č. 3: na SZ brehu bývalého ramena sa v súčasnosti nachádza vzrastlý porast topola sivého s jaseňom. Ide o plochu bývalých sadov / záhrad (ešte v r. 1955 – 1961), ktorá nefiguruje ako lesný pôdny fond. Sekundárny prechodný lužný les (Obrázok 12) rastie na okraji geneticky staršieho, mierne vyvýšeného terénu bývalého jadra ostrova Pečňa a vznikol prirodzeným zmladením po roku 1970. Plocha zápisu 20 × 20 m, súradnice: 48° 08' 8,3" N, 17° 04' 47,1" E, ± 8 m.

Topole sivé (*Populus × canescens*) dosahujú priemernú hrúbku ca 60 cm. V podúrovni, ale i hlavnej stromovej úrovni porastu je primiešaný agát. Vo vrstve krov prevláda svíb (*Cornus sanguinea*). V bylinnej vrstve dominujú *Allium ursinum* a *Impatiens parviflora* (Tabuľka 3). Aj tu sú bohato zastúpené semenáčky a odrostajúce jedince drevín a krov, najviac domáci jaseň *Fraxinus angustifolia*.

Zápis č. 4: reprezentuje skupina starých mohutných topolov čiernych (*Populus nigra*) s brestami a jaseňom v hlavnej úrovni z prirodzeného zmladenia na dne bývalého ramena, ktoré obtekalo ostrov Leopoldova niva. Terén je relatívne mladý – vznikol až v tridsiatych rokoch 19. storočia (pred r. 1835). Plocha zápisu: 15 × 30 m, súradnice: 48° 08' 11,3" N, 17° 04' 55,1" E (± 8 m).

V stromovej podúrovni sa presadzujú brest a javor horský (Tabuľka 3). Štruktúra bylinného podrastu je mozaikovitá. V jarnom aspekte prevažovali jarné geofyty *Allium ursinum*, *Galanthus nivalis* a *Anemone ranunculoides*. Fyziognomicky sa tu významne uplatnili aj semenáčky javora horského a netýkavky (*Impatiens parviflora*).

Zápis č. 5: je v JPRL 351 a, ktorý lemuje priehľbeň z východnej strany (súradnice: 48° 08' 7,4" N, 17° 04' 52,9" E, presnosť ± 9 m). Reprezentuje geneticky o niečo mladší terén, ako zápis č. 3. Ide o les osobitného určenia vo veku 75 rokov v rastovom stupni strednej kmeňoviny. Rubná doba porastu je 130 rokov. V poraste ako celku prevládajú jaseň úzkolistý (80 %), agát (10 %), javor horský (5 %) a mliečny (5 %). Tomu približne zodpovedá aj skladba druhov v mieste zápisu (Tabuľka 3). Krovinnú vrstvu tvorili 3 taxóny; bylinnú vrstvu, takmer súvislo zapojenú, 19 druhov. Dominovali *Allium ursinum* a *Impatiens parviflora*. Vyššiu pokryvnosť mala sneženka (*Galanthus nivalis*).

Všetky zápisy zo skúmaného územia možno v syntaxonomickom systéme zaradiť do asociácie *Fraxino pannonicae* – *Ulmelum* Soó in Aszód 1936 corr. Soó 1963, triedy *Quercu-Fagetea* Br.-Bl. et Vlieger in Vlieger 1937, radu *Fagetalia* Pawlowski et al. 1928, podzväzu *Ulmion* Oberd. 1953 (JAROLÍMEK et al., 2008). Ide o nížinné lužné lesy charakteru prechodných až tvrdých lužných lesov.

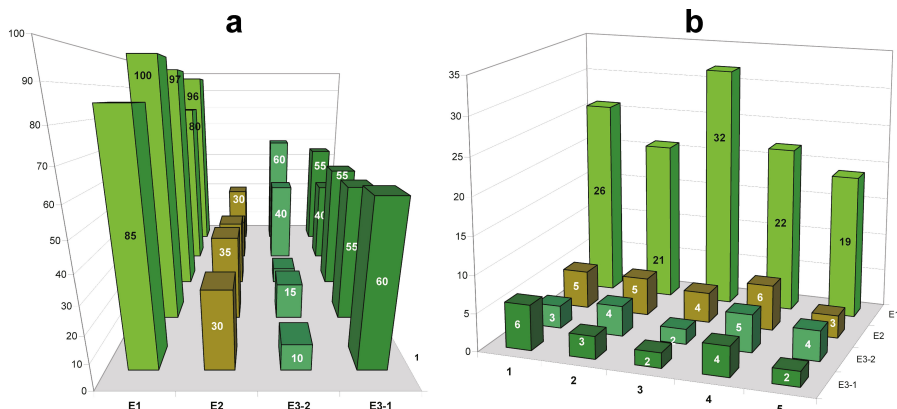
Tabuľka 3. Fytocenologická tabuľka, zápisy 1 – 5.

Table 3. Phytosociological table, relevés 1 – 5.

Fytocenologický zápis č.	1	2	3	4	5	Fytocenologický zápis č.	1	2	3	4	5
E3						E1 (pokračovanie):					
<i>Fraxinus angustifolia</i>	2	2	2	1	4	<i>Fraxinus angustifolia</i>	-	-	3.2	r	-
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	3	-	-	1	<i>Cornus sanguinea</i>	+	-	2.1	r	-
<i>Populus × canescens</i>	+	-	3	-	-	<i>Ulmus laevis</i>	l	r	r	-	+
<i>Populus nigra</i>	-	-	-	3	-	<i>Ligustrum vulgare</i>	-	-	1.1	-	-
<i>Clematis vitalba</i>	+	-	-	-	-	<i>Stellaria media</i>	r	3.2	-	-	-
<i>Juglans regia</i>	3	-	-	-	-	<i>Parietaria officinalis</i>	r	1.2	-	r	+
<i>Robinia pseudoacacia</i>	1	-	+	-	-	<i>Rubus caesius</i>	+	+	r	+	-
<i>Ulmus laevis</i>	-	-	-	1	-	<i>Stachys sylvatica</i>	r	+	-	r	+
<i>Viscum album</i>	r	-	-	-	-	<i>Acer campestre</i>	r	-	-	r	r
<i>Acer platanoides</i>	-	-	-	+	-	<i>Juglans regia</i>	-	r	-	r	r
E3-2						<i>Lamium maculatum</i>	-	r	-	r	r
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	1	1	2	1	<i>Sambucus nigra</i>	r	-	+	-	r
<i>Fraxinus angustifolia</i>	+	1	-	1	1	<i>Aesculus hippocastanum</i>	-	r	-	r	-
<i>Ulmus laevis</i>	2	-	-	2	3	<i>Heracleum sphondylium</i>	-	r	-	-	r
<i>Juglans regia</i>	-	-	+	+	+	<i>Arctium lappa</i>	r	-	r	-	-
<i>Padus avium</i>	1	-	-	-	-	<i>Crataegus monogyna</i>	r	-	r	-	-
<i>Clematis vitalba</i>	-	-	+	+	-	<i>Geum urbanum</i>	r	-	r	-	-
<i>Robinia pseudoacacia</i>	-	-	1	-	-	<i>Ficaria bulbifera</i>	+	r	-	-	-
E2						<i>Polygonatum latifolium</i>	-	-	r	-	+
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	r	r	2	2	<i>Populus alba</i>	r	r	-	-	-
<i>Cornus sanguinea</i>	+	-	3	r	-	<i>Viola reichenbachiana</i>	r	-	-	+	-
<i>Acer negundo</i>	2	3	-	r	-	<i>Ailanthus altissima</i>	-	r	-	-	-
<i>Juglans regia</i>	-	r	1	-	1	<i>Ajuga reptans</i>	-	-	r	-	-
<i>Sambucus nigra</i>	-	-	+	+	-	<i>Euonymus europaea</i>	r	-	-	-	r

PALEOZÁZNAM MÁKKÝŠOV AKO PRAMEŇ PRE POZNANIE VÝVOJA ALUVIÁLNEJ KRAJINY DUNAJA
V DEVÍNSKEJ BRÁNE

<i>Ligustrum vulgare</i>	-	-	+	-	-	<i>Alliaria petiolata</i>	-	-	-	r	-
<i>Padus avium</i>	1	-	-	-	-	<i>Chelidonium majus</i>	-	r	-	-	-
<i>Viburnum opulus</i>	r	-	-	-	-	<i>Anthriscus sylvestris</i>	-	r	-	-	-
<i>Acer campestre</i>	-	-	-	r	-	<i>Colchicum autumnale</i>	r	-	-	-	-
E1						<i>Hedera helix</i>	r	-	-	-	-
<i>Allium ursinum</i>	5.5	3.3	4.4	3.3	4.5	<i>Melica nutans</i>	-	-	r	-	-
<i>Impatiens parviflora</i>	3.3	4.3	4.3	3.3	4.3	<i>Padus avium</i>	-	-	+	-	-
<i>Galanthus nivalis</i>	+	1.1	-	2.2	2.2	<i>Physalis alkekengi</i>	-	+	-	-	-
<i>Galium aparine</i>	+	1.1	r	r	r	<i>Prunus avium</i>	-	r	-	-	-
<i>Aegopodium podagraria</i>	-	1.2	-	1.1	-	<i>Glechoma hederacea</i>	-	r	-	-	-
<i>Anemone ranunculoides</i>	-	r	-	2.2	-	<i>Stenactis annua</i>	-	r	-	-	-
<i>Acer pseudoplatanus</i>	-	r	+	3.1	1.2	<i>Urtica dioica</i>	-	+	-	-	-
<i>Viola odorata</i>	r	r	+	+	2.1	<i>Veronica hederifolia</i>	-	r	-	-	-
<i>Acer platanoides</i>	+	-	r	1,1	+	<i>Viburnum opulus</i>	-	r	-	-	-
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	r	r	+	r	+	<i>Clematis vitalba</i>	-	-	-	+	-
<i>Acer negundo</i>	1	1.1	r	-	-	<i>Ribes sp.</i>	-	-	-	-	r



Obrázok 13. Pokryvnosti (a) jednotlivých etáží fytoecenologických zápisov (E_{3-1} – vrstva stromov, hlavná úroveň; E_{3-2} vrstva stromov, podúroveň; E_2 – vrstva krov; E_1 – bylinná vrstva). b) počty druhov v jednotlivých etážach.

Figure 13. Cover percent of vegetation layers (a – left) and numbers of tree species in individual layers (b, right). E_{3-1} – tree layer, main canopy; E_{3-2} tree layer, mid-storey; E_2 – shrub layer; E_1 – herb layer.

DISKUSIA

Súčasná vegetácia. Po vyše dvesto rokoch sukcesie dnes na dne bývalého ramena ani v jeho blízkom okolí takmer niet stôp po vodnom alebo močiarnom prostredí. Naopak, nachádzajú sa tu vzrastlé zapojené lesy charakteru prechodných až tvrdých luhov podzväzu *Ulmenion* (Obrázok 12). Napriek prítomnosti inváznych taxónov (*Robinia pseudoacacia*, *Negundo aceroides*, *Impatiens parviflora*, *Parietaria officinalis*) majú prevažne prirodzenú druhovú skladbu. Dreviny boli pomerne početne zastúpené aj v bylinnej vrstve porastov v počte od 8 (zápisy č. 4 a 5) do 10 druhov (č. 1, 2, 3), čo svedčí o výbornej prirodzenej obnove.

Medzi jednotlivými porastami na skúmanej ploche a v jej tesnej blízkosti sú len malé rozdiely. V rámci nedávno revidovanej syntaxonómie nížinných lužných lesov a vylíšených štyroch hlavných podtypov asociácie *Fraxino pannonicae-Ulmetum*, je možné naše zápisy detailnejšie rozčleniť do 1. relatívne vlhšej subasociácie *Fraxino pannonicae-Ulmetum populetosum* (Jurko, 1958) Džatko 1972 a 2. mezofilnejšej subas. *carpinetosum* (Simon, 1957) Džatko 1972. Na základe prítomnosti alebo absencie diferenciálnych taxónov sa však vo všetkých prípadoch už prikláňame skôr k druhému, mezofilnejšiemu typu. Charakteristickou preň je napríklad prítomnosť jarnej dominanty *Allium ursinum* vo všetkých zápisoch. Cesnak medvedí je v rámci asociácie *Fraxino pannonicae-Ulmetum* práve diferenciálnym druhom subas. *carpinetosum* (PETRÁŠOVÁ & JAROLÍMEK, 2012). Je aj diagnostickým druhom zväzu *Aceri tatarici-Quercion*, triedy *Quercio-Fagetea* (cf. JAROLÍMEK & ŠIBÍK, 2008).

Toto zaradenie potvrdzuje aj prítomnosť subdominantnej *Impatiens parviflora*, ktorá je tiež vlhkosťne tolerantným, mezofilnejším druhom. Celkove druhy, náročnejšie na vlhkosť sú v zápisoch málo početné, resp. absentujú. Z drevín sú výnimkou len *Populus × canescens* (zápis č. 3) a *P. nigra* (zápis č. 4).

Oba porasty na dne samotnej terénnej depresie (zápis č. 1 a 2) by v staršej klasifikácii podľa Jurka (1958) patrili k tzv. prechodnému lužnému lesu asociácie *Fraxino-Populetum* (stojacemu medzi hygrofilným mäkkým a mezofilným tvrdým luhom). K druhému typu, ktorý by predstavoval syntaxón *Ulmeto-Fraxinetum aegopodietosum* JURKO, 1958, patrí zápis č. 5. Je zaujímavé, že k tejto mezofilnejšej jednotke patrí podľa skladby vegetácie aj zápis č. 4, hoci absolútny vek daného stanovišta (= dno bývalého ramena s koncom aktivity pred r. 1835) je „len“ 184 rokov. Priam modelovým porastom asociácie *Fraxino-Populetum*, prinajmenšom z hľadiska hlavných drevín, by bol v zaradení JURKA (1958) zápis č. 3.

Vývoj stanovišta a pôdy. Historické mapy dokladajú kontinuálnu prítomnosť vodnej plochy v odstavenom ramene do prvej tretiny 19. storočia. V r. 1767, pred zmenou toku Dunaja, malo slepé rameno ešte šírku do 67 m, dĺžku vyše 1 300 m a predstavovalo typ *parapotamál* (cf. KRNO, 2009). Zrejme tu rástli aj niektoré z najmenej 21 druhov vodných a močiarnych rastlín, ktoré v osemdesiatych rokoch 18. storočia zo stojatých vôd a mokradí Pečne udáva Š. LUMNITZER (1791). Sedimentácia materiálu na dne periodicky poloprietočného ramena bola sprvoti ešte pomerne intenzívna. Svedčia o tom niekoľko centimetrov hrubé vrstvy hĺn, ukladané na štrkopieskoch korytovej fácie ramena, zodpovedajúce jednotlivým vysokým vodám. Postupne sa však prírastky nánosov spomaľovali. V prvých dekádach 19. storočia bolo už rameno

neprietočné (typ: *plesiopotamál*) s izolovanou vodnou plochou plytkého riečného jazera so stojatou vodou o rozmeroch 300 × 25 m (Obrázok 11). Časť koryta alebo jeho litorál zrejme pokrývali aj porasty trste (*Phragmites australis*) – dokladá to nemecký miestny názov *Rohrgraben* (Trstinová priehľbeň; 1828). Skutočnosť, že šírka ramena bola zhruba dvojnásobná, ako dnes, poukazuje aj na antropické modifikácie reliéfu (prihrnutie zeminy do ramena pri úpravách terénu, napr. po holorubnej ťažbe dreva).

Po zazemnení vodnej plochy ramena pokrývala dno depresie pravdepodobne minerálna pôda typu glej modálny, s priemernou HPV plytko pod povrchom, každopádne už v hĺbke do 50 cm. Horizont A/C(Gor)c s príznakmi glejovatenia, ale aj horizonty Gorc pod ním predstavujú vlastne pôvodný glejový redukčný Grc-horizont, ktorý sa v minulosti vytvoril vďaka trvalému hydromorfnému ovplyvneniu pedónu. Znak oxidáčno-redukčných procesov sú v nich preto hlavne subfosílného charakteru a odzrkadľujú vlhkostný režim pôdy na lokalite v minulosti (cf. JURKO, 1958; UHERČÍKOVÁ & PIŠŮT, 2013).

Ako sme načrtli vyššie, vodný režim lokality sa v priebehu posledných 250 rokov postupne menil, a to etapovite. Prvý, hoci ešte nie výrazný pokles priemernej HPV môžeme predpokladať už v 70. rokoch 18. storočia po presune Dunaja na severnú stranu Pečenského ostrova. Nové koryto sa vtedy rozširovalo nielen bočnou, ale aj dnovou eróziou, ktorá postupovala proti prúdu rieky (cf. PIŠŮT, 2016-2017). Ďalší pokles HPV nastal od r. 1832 v súvislosti s regulačnými úpravami úseku Devín – Hamuliakovo (PIŠŮT, 2018). Hlavný tok sa vtedy vzdialil od ramena, takže rádo vo klesla aj sedimentácia plavenín (mocnosť vrstvičiek už iba v mm až cm). Pri dne depresie sa vtedy voda zrejme ešte stále nachádzala v hĺbke do 1 m (pôdny typ: fluvizem glejový). V tomto režime asi pôda existovala prinajmenšom niekoľko desaťročí. Po definitívnej regulácii Dunaja na strednú vodu (PIŠŮT, 2016-2017), a napokon po r. 1961 ale hladina ďalej poklesávala. Tento nepriaznivý trend pozastavilo až sprevádzkovanie Hrušovskej zdrže VD Gabčíkovo. Súčasná hĺbka HPV pod terénom determinuje klasifikáciu dnešnej pôdy k typu fluvizem modálna (cf. SOCIETAS PEDOLOGIA SLOVACA, 2014).

Veľmi vysoký obsah humusu (7,12 %), vyšší ako u bežných fluvizemí (cf. JURKO, 1958; FULAJTÁR et al., 1998) naznačuje vývojovú tendenciu resp. postupnú transformáciu aluviálnych pôd východnej časti PL (za hrádzou) po zmene vodného režimu smerom k automorfným pôdam černoziemného typu s molickým Amc-horizontom. Je to nielen vďaka polohe v klimaticky teplej a suchej oblasti (no už bez výraznejšieho vylepšovania vlhovej bilancie kapilárnym vzliňaním), ale i vďaka priaznivému priebehu humifikácie a obsahu karbonátov. Podobný vývoj prebieha napr. aj v Jarovskej Bažantnici (UHERČÍKOVÁ a PIŠŮT, 2013), ale i v Rakúsku na alúviu Dunaja pod Viedňou (cf. GERZABEK et al., 2010). Už v priebehu desiatok až stoviek rokov sa pritom menia nielen podiel železa (Fe_0/Fe_d , ukazovateľ zvetrania) v aluviálnych pôdach, ale časom významne rastie aj obsah organického fosforu, ktorý sa postupne vyrovná obsahu apatitového P, prevládajúceho v čerstvých povodňových náplavoch Dunaja (cf. ZEHETNER et al., 2008).

Fosílnne spoločenstvá mäkkýšov. Analýza dunajských sedimentov potvrdila predpoklad, že skúmaný profil v karbonátových náplavoch môže obsahovať dostatok ulít na paleoenvironmentálnu rekonštrukciu. Preplavom vzoriek sa podarilo identifikovať spolu 33 druhov mäkkýšov. Napriek tomu, že ide o spektrum druhov v rámci celého vývoja hydrosérie v čase a nie o jednorazový faunistický snímok konkrétneho biotopu v určitom momente, zistený počet druhov ulitníkov je aj v porovnaní s ochrannými významnými lokalitami Podunajska vcelku vysoký. Tak napr. v NPR Čičovské rameno bolo zistených 36 druhov, v NPR Klátovské rameno 32 druhov a v NPR Parížske močiare dovedna identifikovali 24 druhov (ČEJKA et al., 2015).

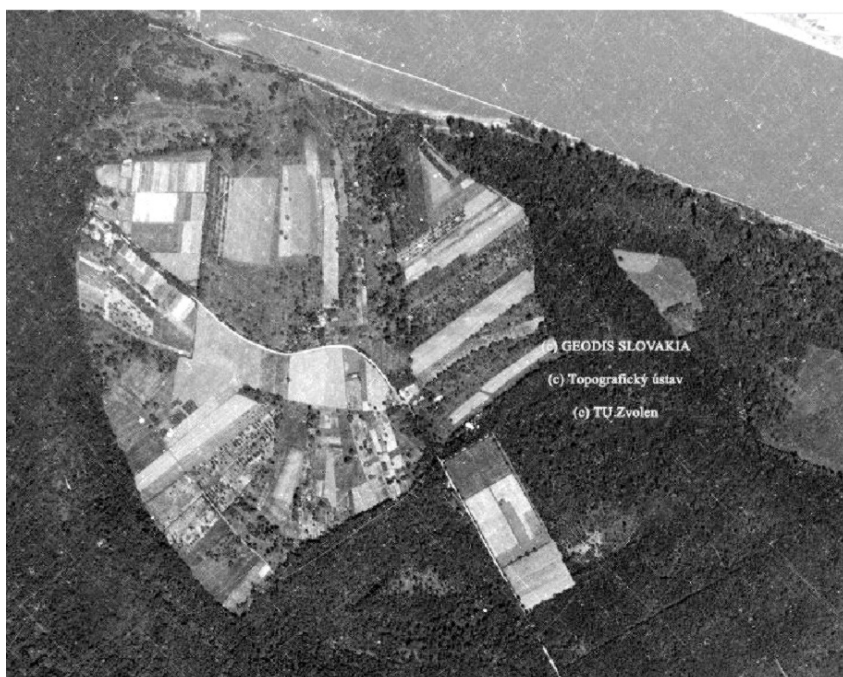
FSM z riečnych alúvií môžu okrem schránok tých, ktorí žili priamo *in situ*, alebo v blízkom okolí, obsahovať aj alochtónne schránky mäkkýšov, naplavené na lokalitu za povodní aj zo vzdialenejších vyššie položených polôh a prítokov povodia, prípadne spláchnutých z okolitých svahov (cf. LOŽEK, 2011). Ich interpretácia preto nemusí byť priamočiara a vyžaduje si opatrnosť. V našom prípade však analyzované malakocenózy pomerne dobre odzrkadľujú nielen sukcesiu hydrosérie odstaveného ramena, ale aj prítomnosť vegetačných foriem priamo na dne a v litoráli depresie, ba aj v jej tesnom susedstve. Okrem toho v skúmanom profile umožnili veľmi dobre oddeliť subhydrickú fázu sedimentácie v zavodnenom ramene od následnej terestrickej fázy vývoja stanovišťa po jeho vyschnutí (epizodickou akreciou povodňových hĺn).

Mladší segment alúvia východne od skúmanej depresie súvisle porastali v prvých dekádach 18. storočia lužné lesy, ktoré vznikli náletom semien na obnažené, prirastajúce dunajské náplavy. Dokladajú to historické mapy, napr. z r. 1753 (č. 2 v zozname). Bezpochyby teda išlo o hygrofilné, pravidelne zaplavované vrbovo-topolové lesy (mäkký lužný les, asoc. *Salici-Populetum*). Po zmenách vodného režimu v určitej vývojovej fáze, konkrétne po r. 1832, tento typ lesa kolonizoval aj obnažené brehy a časti dna skúmanej depresie. S najväčšou pravdepodobnosťou je doložený práve malakozónami MZ-2 a najmä MZ-3 v hĺbke 10 – 30 cm. Svedčia o tom charakteristické polyhygrofilné druhy mäkkýšov (*Carychium minimum*, *Zonitoides nitidus*) či hygrofilné *Vitrea crystallina* a *Trochulus hispidus*. Rovnakú prechodnú fázu vlhkého lesa – mäkkého luhu – zachytila aj analýza náplavov vo Vlčom Hrdle, ktoré sa usádzali na holej štrkopieskovej lavici od r. 1780 (PIŠŮT & ČEJKA, 2002).

ČEJKA (2000) pri rozbere schránok mäkkýšov, naplavených na brehu ostrova Sihot pri povodni v r. 1999 zistil, že hoci materiál obsahoval až 70 druhov mäkkýšov (= $\frac{3}{4}$ všetkých druhov, známych z Podunajska k danému roku), druhy viacerých čeľadí v ňom z rôznych dôvodov chýbajú (napr. tie s veľkými a ťažkými schránkami). Najpočetnejšími boli terestrické vlhkomilné druhy lužných lesov (*Zonitoides nitidus*, *Succinea putris*, *Pseudotrachia rubiginosa*). Druhy otvorených priestranstiev (najmä *Vallonia pulchella*) tvorili 6,7% a druhy lesostepné len 2% z celkového počtu suchozemských druhov v náplavoch. Tieto poznatky majú význam aj pre interpretáciu našej nálezovej situácie.

V rámci prechodnej zóny MZ-3 boli i v našom profile zachytené niektoré patentikoly, dnes typické aj pre tzv. kultúrnu step. Tieto môžu teoreticky pochádzať aj úsekovo pozdĺž rieky vyššie proti prúdu Dunaja. Najlogickejšou sa však javí práve hypotéza, že sú z poľnohospodárskej enklávy otvorenej krajiny s ovocnými sadiami, záhradami

a lúkami (plocha o rozlohe asi 51 ha) za SZ brehom ramena, v tesnom susedstve priehlbne. Ich potenciálnym zdrojom mohla byť aj lesná škôlka, neskôr roľa za východným brehom depresie, ktorá tu existovala ešte v r. 1950 (Obrázok 14). Môžeme teda predpokladať, že FSM z terénnej depresie obsahuje aj malý počet alochtónnych redeponovaných ulít z lokalít a porastov, vzdialených desiatky, prípadne aj stovky metrov. Toto percento je však nevýznamné, keďže spodná časť profilu v podstate obsahovala len vodné (autochtónne) druhy. Vodným druhom, kde zrejme treba tiež uvažovať aj s prítomnosťou naplavených ulít, by mohla byť napr. bitýnia bahenná (*Bithynia tentaculata*, eurytopný druh nížinných vôd). Jej ulity boli roztrúsené prítomné, hoci len v počte niekoľko kusov vo vzorkách z väčšej časti profilu. Každopádne aj vzhľadom na celkový zistený počet druhov v našich FSM zrejme alochtónny materiál mákkýšov tvorí len malé percento.



Obrázok 14. Systém maloblokových parciel s ovocnými sadičkami, lúkami s rozptýlenými drevinami a poličkami – odlesnená enkláva staršieho jadra ostrova Pečňa na historickej ortofotomape (1950). Obdĺžniková plocha = lesná škôlka.

Figure 14. System of small-scale landholdings with orchards, meadows, scattered trees and patchy fields – a deforested enclave on the core of Pečňa Island captured on historical orthophotomap (1950). Rectangle area = forest tree nursery.

Niekedy medzi rokmi 1950 a 1989 väčšinu ovocných a ostatných drevín poľnohospodárskej enklávy vyrúbali a celú plochu rozorali. Stopy brázd, prechádzajúcich krížom cez predchádzajúce maloblokové parcely zreteľne ukazuje digitálny model povrchu terénu,

odvodený z údajov LIDARu (Obrázok 5). Stalo sa tak buď už v šesťdesiatych rokoch 20. storočia po zriadení hraničného pásma, alebo v druhej polovici osemdesiatych rokov v súvislosti s výstavbou mosta Lanfranconi.

Klimaxovú fázu sukcesie na dne ramena reprezentuje malakozóna MZ-4 (hĺbka 0 – 10 cm). Prevládajú v nej druhy lesného ilýrskeho regiotypu, typické pre väčšinu dnešných bratislavských lužných lesov (cf. ČEJKA et al., 2020) – *Aegopinella nitens*, *Monachoides incarnatus*, *Petasina unidentata*, *Euomphalia strigella* a *Urticicola umbrosus*. Skladba druhov ulitníkov je podobná tej, ktorú opisujú ČEJKA et al. (l. c.) v 3 faunistických snímkoch z ostrova Pečňa (z r. 2011 až 2015). Ako suverénne dominantný druh sa všade uplatňuje jagavka lesklá (*Aegopinella nitens*) – typický lesný druh tiennych zapojených lesov, v menšej miere potom aj ďalšie nami zaznamenané druhy. Hygrofilné, polyhygrofilné a lesné hygrofilné druhy sa dnes v území vyskytujú len ojedinele.

ZÁVER

V práci prezentujeme výsledky interdisciplinárneho výskumu, ktorý vzájomne prepojiť tak terénny (paleozáznam mäkkýšov + pôda + vegetácia), ako aj archívny výskum. Predmetom štúdia boli zachované fosílné schránky mäkkýšov, okrajovo aj rastlinné makrozvyšky v 1,2 m hlbokom pôdnom profile, vyvinutom v prachovito – hlinitých náplavoch bývalého dunajského ramena.

Vďaka vápnitej povahe sedimentov je možné na základe FSM, ktoré sa v nich zachovali, rekonštruovať 4 odlišné malakozóny, resp. fázy v zazemňovaní ramena. Paleolimnologický záznam dobre korešponduje aj s informáciami starých máp o využívaní tohto územia a údajmi o zmenách vodného režimu. Vodné mäkkýše, úplne prevládajúce v spodnej polovici profilu indikujú najprv prostredie periodicky poloprietočného ramena (MZ-1a) a neskôr plytkého jazera až močiara, zarasteného trstou (MZ-1b). Smerom nahor pristupujú suchozemské ulitníky (MZ-2 a 3), ktoré napokon v najvrchnejšej časti celkom dominujú (= humusový horizont súčasnej pôdy; MZ-4).

Skúmaná riečna forma bola pôvodne v 17. storočí súčasťou hlavného toku Dunaja. Postupne sa však transformovala najprv na odstavené bočné rameno typu *parapotamál* (pred r. 1753), neskôr typu *plesiopotamál*. Prísunom povodňových hĺn sa staré koryto postupne zanášalo, vyplytčovalo, ale aj zužovalo. V prvých dekádach 19. storočia sa zároveň ďalšími zmenami koryta Dunaja dĺžka priehlbne skrátila asi o 300 m. V odozve na regulačné zásahy na hlavnom toku (po r. 1830) a na zmeny hladín močaristá depresia vyschla a vodné prostredie úplne zaniklo. Keďže brehy Dunaja sa reguláciou posunul ďalej od ramena, prísun alochtónnych naplavených ulít na lokalitu bol stále menej pravdepodobný a značne sa spomalila aj akrcia plavenín. Paleozáznam FSM tak poskytuje nielen hmatateľný dôkaz, ale aj spoľahlivý odhad biotopov, ktoré existovali tak priamo na dne depresie, ale i v susedstve skúmaného ramena. Zároveň dokladá aj priebeh sukcesie lužného lesa v tejto oblasti: súčasné mezohygrofilné lesy sa prinajmenšom sčasti vyvinuli z iníciaľného mäkkého lužného lesa, ktorý vznikol primárnou sukcesiou na holých náplavoch rieky. S tým súvisí aj vývojový rad aluviálnych pôd na dne depresie – od pôdy typu glej modálny, cez fluvizem glejový až po f. modálnu (karbonátová varieta), ktorá je dnes dominantným pôdnym typom aj v celom širšom okolí.

Po úpravách Dunaja na tzv. strednú a malú vodu sa územie ďalej vysušovalo a už ho epizodicky zasahovali len veľké povodne, ako napr. v r. 1965 (HAMBEK, 1995). Radikálne zmeny krajiny nastali po r. 1950: vznik hraničného pásma, výstavba odberných studní, hrádze a cestných telies. Obdobie po r. 1989 napokon odštartovalo sekundárnu sukcesiu aj na bývalej poľnohospodárskej pôde. V súčasnosti je skúmaná terénna depresia zarastená a skrytá v lužnom lese, ktorý je sčasti prirodzeného pôvodu, a sčasti bol umelo vysadený. Tunajšie lesy už majú odlišný charakter ako v 18. storočí – ide o mezofilnejšie typy prechodných až tvrdých lužných lesov podzväzu *Ulmion* so zastúpením viacerých nepôvodných druhov – agát, topoľ I-214, pajaseň žliazkatý, borovica a i.

Hlavné prínosy využitia analýzy subfosílnych schránok mäkkýšov na skúmanej lokalite možno zhrnúť a zovšeobecniť aj pre prípady iných karbonátových alúvií väčších i menších riek Slovenska takto:

1. Základná informácia o faunistickej pestrosti a diverzite mäkkýšov v danej lokalite v čase, spresňujúca údaje o súčasnom a historickom výskyte jednotlivých druhov mäkkýšov a ich ekologických nárokoch;
2. Mäkkýše rozširujú a dopĺňajú údaje o synchronnom výskyte vodných i terestrických biotopov v danej lokalite v určitých konkrétnych historických obdobiach a upresňujú ich charakter;
3. FSM umožňujú stratigrafickú koreláciu vrstiev aluviálnych nánosov. V prípade fluviálnych depresií a zazemnených riečnych jazier umožňujú rozpoznať a odlíšiť subhydrickú a terestrickú fázu vývoja sukcesie hydrosérie.
4. FSM dobre korelujú s využívaním krajiny v študovaných segmentoch nív, rekonštruovaných na základe historických máp či pramenných údajov.
5. Sukcesia malakozón potvrdila historickú existenciu „vlhkej fázy“ v existencii ostrova Pečna (MZ-3), indikovanú starými mapami aj botanickými údajmi (cf. LUMNITZER, 1791) a to aj *s. stricto* – existenciu vlhkého lužného lesa s dominanciou hygrofilných a polyhygrofilných druhov aj priamo *in situ*, na dne študovanej depresie, ktorý predchádzal dnešnému typu lesa *Fraxino pannonicae-Ulmetum*.
6. Poznatky o genéze biotopov dnešných chránených území majú praktický význam v praxi ochrany prírody z hľadiska ich ďalšieho manažmentu.

Výsledky práce ilustrujú potenciál analýzy živočíšnych a rastlinných makrozvyškov pri rekonštrukcii prírodného prostredia a historicko – geografickom výskume aluviálnych krajín strednej Európy.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla vďaka podpore VEGA v rámci riešených projektov 1/0781/17, 2/0079/18, 1/0555/20 a 2/0108/21, ako aj výskumnej úlohy „Štúdium vybraných inváznych, vzácnejších a ohrozených druhov flóry Slovenska na vytipovaných lokalitách Podunajskej nížiny a Malých Karpát“, riešenej v SNM-PM.

LITERATÚRA

- BRAUN-BLANQUET, J., 1964. Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde. 3rd ed. Springer Verlag, Wien. 631 p.
- ČEJKA, T., 2000. Analýza náplavov Dunaja pri Bratislave v oblasti slovensko-rakúskej hranice z malakozoologického hľadiska. *Folia Faunistica Slovaca*, 5: 73-80.
- ČEJKA, T. – ČAČANÝ, J. – DVOŘÁK, L., 2020. Mäkkýše Bratislavy. Slovenské národné múzeum, Bratislava, 175 p.
- ČEJKA, T. – ČAČANÝ, J. – HORSÁK, M. – JUŘÍČKOVÁ, L. – BUĐOVÁ, J. – DUDA, M. – HOLUBOVÁ, A. – HORSÁKOVÁ, V. – JANSOVÁ, A. – KOCURKOVÁ, A. – KORÁBEK, O. – MAŇAS, M. – ŘÍHOVÁ, D. – ŠÍZLING, A. L., 2015. Vodné mäkkýše ochranný významných lokalít na Podunajskej nížine. *Malacologica Bohemoslovaca*, 14: 5-16.
- ČEJKA, T. – HAJNALOVÁ, E., 2000. Reconstruction of environment in the surrounding areas of Komárno in the Roman period on the basis of the analysis of plant macroremains and molluscan thanatocoenoses. *Archeologické rozhledy*, 52: 316-329.
- ČURLÍK, J. – ŠURINA, B., 1998. Príručka terénneho prieskumu a mapovania pôd. Výskumný ústav pôdozvedectva a ochrany pôdy, Bratislava, 134 p.
- FOGARASSY, L., 1970. Najstarší opis chotára Petržalky v donačnej listine z roku 1225. *Spisy mestského múzea v Bratislave*, 6: 379-388.
- FRANC, V., 2005. Systém a fylogéniza živočíchov – bezchordáty. Katedra biológie Fakulty prírodných vied UMB, Banská Bystrica, 149 p.
- FULAJTÁR, E. – ČURLÍK, J. – BARANČÍKOVÁ, G. – SEDLÁKOVÁ, B., 1998. Vplyv vodného diela Gabčíkovo na poľnohospodárske pôdy. VÚPOP, Bratislava, 199 p.
- GERZABEK, M. H. – LAIR, G. J. – FIEBIG, M. – ZEHETNER, F. 2010. Development of soil properties in a riverine floodplain with time – results from a chronosequence study in the National Park Donau-Auen in Austria. 19th World Congress of Soil Science, Soil Solutions for a Changing World (Brisbane, Australia). Published on DVD, 4-7.
- HAMBEK, B., 1995. Povodeň v roku 1965 bola aj v Petržálke. *Vodohospodársky spravodajca*, 38(6): 9.
- HAJNALOVÁ, M. – BIELICHOVÁ, Z. – RAJTÁR, J. – KRČOVÁ, E. – ČEJKA, T. – ŠUSTEK, Z. – MIHÁLYIOVÁ, J., 2018. A Roman Structure from Hurbanovo, SW Slovakia: Multiproxy Investigation of Unique Waterlogged Deposit. *Interdisciplinaria Archaeologica*, 9(1): 43-69.
- HLAVATÝ, Z. – BANSKÝ, L., 2006. Ground water levels and soil moisture. In: MUCHA I. – LISICKÝ, M. J. L., (eds.) *Slovak-Hungarian Environmental Monitoring on the Danube*. Ground Water Consulting, Bratislava: 85-88.
- HORVÁTH, V., 1990. Bratislavský topografický lexikon. Tatran, Bratislava, 408 p.
- HOŠEK, J. – LISÁ, L. – HAMBACH, U. – PETR, L. – VEJROSTOVÁ, L. – BAJER, A. – GRYGAR, T. M. – MOSKA, P. – GOTTWALD, Z. – HORSÁK, M., 2017. Middle Pleniglacial pedogenesis on the northwestern edge of the Carpathian basin: A multidisciplinary investigation of the Bíňa pedo-sedimentary section, SW Slovakia. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 487, 321-339.
- JACOMET, S., 2007. Use in Environmental Archaeology. In: *Encyclopedia of Quaternary Science, Plant Macrofossil Methods and Studies in Environmental Archaeology*, pp. 2384-2412.
- JAMRICHOVÁ, E. – HÁJKOVÁ, P. – HORSÁK, M. – RYBNÍČKOVÁ, E. – LACINA, A. – HÁJEK, M., 2014. Landscape history, calcareous fen development and historical events in the Slovak Eastern Carpathians. *Vegetation History and Archaeobotany*, 23(5): 497-513.
- JAROLÍMEK, I. – ŠIBÍK, J., (eds.) 2008. Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. VEDA, Bratislava, 332 p.
- JAROLÍMEK, I., et al., 2008. A list of vegetation units of Slovakia. In: JAROLÍMEK, I. – ŠIBÍK, J. (eds.) 2008: Diagnostic, constant and dominant species of the higher vegetation units of Slovakia. Veda, Bratislava, 295-329.
- JELÍNEK, P., 2017. Príspevok k zloženým artefaktom zo sladkovodnej malakofauny v staršej dobe bronzovej. In: HARMADYOVÁ, K. (ed.) *Devín Veroniky Plachej*. Múzeum mesta Bratislavy, 25-28.
- IUSSWORKING GROUP WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014. Update 2015. *World Soil Resources Reports*, 106, FAO, Rím, 192 p.

- JURKO, A., 1958. Pôdne ekologické pomery a lesné spoločenstvá Podunajskej nížiny. Vydavateľstvo SAV, Bratislava, 268 p.
- KOVÁČ, J. 2019. Valové opevnenie z obdobia napoleonských vojen na lokalite Pečniansky les v bratislavskej Petržalke. In KOŠOVÁ, P. – GONDOVÁ A. (eds.) Fortifikačné systémy na území Bratislavy. Od praveku po 2. svetovú vojnu. Bratislava (Mestský ústav ochrany pamiatok v Bratislave), pp. 261-286.
- KREMPÁSKÝ, P., 2009. Bratislavské luhy. Ochrana prírody Slovenska, 2: 9-11.
- KRNO, I., 2009. Limnológia tečúcich vôd. Bratislava: Univerzita Komenského. 73 p.
- LOŽEK, V., 1955. Zpráva o malakozoologickém výzkumu Velkého Žitného ostrova v roce 1953. Práce II. sekcie Slovenskej akadémie vied, Série biologická, I(6): 51-31.
- LOŽEK, V., 2010. Spraš a sprašová step – přehlížený biom ledových dob. I. Spraš – zemina dvou tváří. Živa, 3: 98-101.
- LOŽEK, V., 2011. Po stopách pravěkých dějů. O silách, které vytvářely naši krajinu. Dokořán, s. r. o., Praha, 184 p.
- LUMNITZER, Š., 1791. Flora Posoniensis exhibens plantas circa Posonivum sponte crescentes secvndum systema sexuale Linneanvm digestas. Lipsko, 537 p.
- MARHOLD, K., et al. 1998. Papraďorasty a semenné rastliny. In: MARHOLD, K. – HINDÁK, F. (eds.), Zoznam vyšších a nižších rastlín Slovenska, Bratislava (VEDA). pp. 109-367.
- MIKLOVIČ, M., 2019. Rekonštrukcia vývoja odstaveného ramena Dunaja. Bakalárska práca, ms depon. In: Prírodovedecká fakulta UK, Katedra fyzickej geografie a geoinformatiky. 53 p.
- MORAVCOVÁ, M. – MAGLAY, J. – ŠEFČÍK, P. – FORDINÁL, K., 2018. Paleoenvironmental reconstruction based on land snail isotope analysis, lithology, geochemistry and dating – case study from Most pri Bratislave (Older Subatlantic). In: KLEPRLÍKOVÁ, L. – ŠAMÁNEK, J. – TUREK, T. – CALÁBKOVÁ, G. – IVANOV, M., (eds.) 24. Kvartér. Sborník abstraktů. ÚGV PrF Masarykova univerzita, Brno, 45-46.
- MUNSELL SOIL COLOR CHARTS, 2000. Revised washable edition. Gretamacbeth, New York.
- PETRAŠOVÁ, M. – JAROLÍMEK, I., 2012. Hardwood floodplain forests in Slovakia: syntaxonomical revision. Biologia, Bratislava, 67(5): 889-908.
- PIŠŮT, P., 1993. Deštrukcia Petržalky v 2. polovici 18. storočia laterálnou eróziou Dunaja. Geografický časopis, 45(1): 41-52.
- PIŠŮT, P., 2005. Príspevok historických máp k rekonštrukcii vývoja koryta Dunaja na uhorsko-rakúskej hranici (16. – 19. storočie). In: PRAVDA, J., (ed.) Historické mapy. Kartografická spoločnosť SR a Geografický ústav SAV, Bratislava, 167-181.
- PIŠŮT, P., 2016-2017. Bratislavské Podhradie (Zuckermandel) v 17. až 20. storočí. Woch, 3-4: 42-69.
- PIŠŮT, P., 2018. Využitie historických krajinomaliieb na rekonštrukciu regulačných prác v koryte rieky – príklad Dunaja v Bratislave. Geographia Cassoviensis, 12(2): 173-194.
- PIŠŮT, P. – BRÍZOVÁ, V. – ČEJKA, T. – PÍPÍK, R., 2010. Paleofloristic and paleofaunistic analysis of Dudváh River oxbow and implication for Late Holocene Paleoenvironmental development of the Žitný ostrov Island (SW Slovakia). Geologica Carpathica, 61(6): 513-533.
- PIŠŮT, P. – ČEJKA, T., 2002. Historical development of floodplain site using Mollusca and cartographic evidence. Ekológia (Bratislava), 21(4): 378-396.
- PORTISCH, E., 1933. Geschichte der Stadt Pressburg Bratislava. 2. diel. (Commissionsverlag S. Steiner, Pressburg – Bratislava, 640 p.
- PORUBSKÝ, A., 1973. Podzemné vody Bratislavy a jej okolia. Geografický časopis, 25(3): 216-232.
- SKALSKÝ, R., 2010. Metodika pôdneho prieskumu pre potreby aktualizácie pôdnych máp KPP 1 : 10 000. Výskumný ústav pôdoznanectva a ochrany pôdy, Bratislava, 80 p.
- SOCIETAS PEDOLOGICA SLOVACA, 2014. Morfogenetický klasifikačný systém pôd Slovenska. Bazálna referenčná taxonómia. NPPC – VÚPOP, Bratislava, 96 p.
- ŠUJAN, M., 2011. Morfológia rozhrania kvartér / neogén v oblasti Bratislavy. Acta Geologica Slovaca, 3: 131-141.
- TIBENSKÝ, J. – LEFÍKOVÁ, A. – NOVÁCKÁ, M. – PAVELEK, J. – DUBOVSKÝ, J. – ŠÁŠKY, L., 1984. Bratislava Mateja Bela. (Výber z diela Notitia, zv. I, II, vyd. v rokoch 1735-6 vo Viedni). Obzor, Bratislava, 232 p.

- UHERČÍKOVÁ, E. – PIŠÚT, P., 2013. Jarovská Bažantnica – prírodný skvost aj kultúrno-historická pamiatka na rakúsko-slovenskej hranici. *Acta Rerum Nat. Mus. Nat. Slov.*, 59: 45-68.
- VONDROVSKÝ, I., 1993. Opevnění z let 1936 – 1938 na Slovensku. *Pevnosti*, 3. Varnsdorf. 67 p.
- ZEHEITNER, F. – LAIR, J. G. – MARINGER, F. J. – GERZABEK, M. H. – Hein, T., 2008. From sediment to soil. Floodplain phosphorus transformations at the Danube River. *Biogeochemistry*, 88: 117-125.

ZOZNAM ŠTUDOVANÝCH MÁP A PLÁNOV

1. Mapy bratislavských nív Dunaja, 1698 – 1702. Georg Rosboitner (Roßboitner, Rospeintner, Rospeimdner). Archív mesta Bratislavy, zbierka máp a plánov (ďalej AMB), inventárne č. (staré) 1243, 1246 a 1247.
2. SPECIALIS MAPPA GEOGRAPHICA TERRITORII POSONIENSIS Partim ad EXCELSAM FAMILIAM PALFYANAM Partim vero ad LIBERAM REGIAMQUE CIVITATEM Ejusdem Nominis pertinentis... A. E. Fritsch, 1753. AMB, inv. č. 1019.
3. PLAN von dem oberhalb Presburg befindlichen Donau Strohm wie solcher aufs vortheilhaffteste zu dirigiren. Plán + sedemstranová správa. Žigmund v. Hubert, Prešporok, 12. júna 1767. Mierka 1 : 7 000, rozmery 69 × 48 cm. Maďarský národný archív, Budapešť, zbierka máp Uhorskej komory, signatúra S_11_No_484.
4. A Duna – Mappáció. A Duna folyó magyarországi szakaszának térképei (1819-1833) az osztrák határtól Péterváradig. List č. s80_no126_0107, DVD ROM.
5. POZSONY szabad királyi város TÉRKÉPE. Ján Maza, 1900. Prešporok (A városi mérnöki hivatal). Rozmery 67 × 48 cm. Inštitút a múzeum vojenskej histórie, Budapešť, sign. G I h 536/8.
6. Historická ortofotomapa. TU Zvolen, Centrum excelentnosti pre podporu rozhodovania v lese a krajine.

**SPOLOČENSTVÁ PERMANENTNEJ FAUNY
MAKROZOOBENTOSU REOKRÉNNYCH KRASOVÝCH
PRAMEŇOV ZÁPADNÝCH KARPÁT**

**NON-INSECT BENTHIC COMMUNITIES OF THE
RHEOCRENE KARST SPRINGS IN THE WESTERN
CARPATHIANS**

Jakub CÍBIK^{1*} – Pavel BERACKO¹ – Alexandra ROGÁNSKA¹

ABSTRACT

In the riverine landscape, karst springs represent the specific aquatic environment. This specificity is especially given through their high seasonal thermal and chemical stability, which often defines their insularity in the river continuum. Despite many local studies relating to non-insect spring invertebrates in the Western Carpathians, global view on the taxonomical composition and diversity of this group has been absent until now. Thus, our study aimed to bring a complex view on the species richness and composition of the permanent benthic fauna inhabiting the karst springs in the Western Carpathians. In total, 106 rheocene springs were sampled in 11 karst mountains of Slovakia. There were found 49 species and 9 taxa assigned to a higher taxonomic level. The most diverse taxonomic group was aquatic Oligochaeta, where 40 taxa were identified. In springs, we found relatively low within-site species richness, but high between-site diversity and therefore high gamma diversity of the studied groups of benthic invertebrates. The taxonomical similarity of non-insect benthic assemblages in karst springs was explained by temperature gradient and belonging to a karst mountain range. The similarity of the spring community of the mountain ranges reflected their geographical proximity and connectivity through the river network of the river basin.

KEY WORDS

limestone spring, Slovakia, crenon, permanent fauna, species richness, species composition

ÚVOD

Akvatické habitáty predstavujú fundamentálnu zložku prírodného prostredia, ktorá kľúčovou mierou prispieva k celkovej biodiverzite v krajine. A to jednak preto, že poskytujú ekologický priestor pre rozmanitú vodnú faunu a flóru, a zároveň preto, že väčšina terestrických taxónov je úzko naviazaná na vodu resp. vodné prostredie. Samotná prítomnosť permanentných kontinentálnych vôd v prírodnom prostredí, tak zásadným spôsobom ovplyvňuje výskyt a početnosť taxónov v krajine (DUDGEON a kol., 2006).

V Západných Karpatoch tvorí kras, ako jeden zo štyroch základných stavebných geologických podloží Karpát, nesúvislú oblasť s rozlohou viac ako 2700 km² (HAVIAROVÁ, 2007). Krasová riečna krajina je charakterizovaná predovšetkým svojím svojráznym hydrogeologickým systémom, vyznačujúcim sa vysokou

¹ Katedra ekológie, Prírodovedecká fakulta, Univerzita Komenského v Bratislave, Ilkovičova 6, 842 15, Bratislava, cibik6@uniba.sk, pavel.beracko@fns.uniba.sk, alexandra.r1988@gmail.com

* corresponding author

mierou priepustnosti podložia. Tento fakt sa odráža v značne dynamickom prúde vody na povrchu a v podzemí, čo v tomto prostredí podmieňuje bohatý výskyt výdatných i menej výdatných prameňov, ich termálny režim a chemizmus. Pramene a z nich plynúce vodné toky tak výrazným spôsobom prispievajú aj k vytváraniu a modelovaniu charakteristického vzhľadu krasovej krajiny.

Z ekologického hľadiska pramene vytvárajú heterogénnu mozaiku prostredí na rozhraní podzemných a povrchových vôd a terestrického prostredia, vďaka čomu tvoria jedno z najvýznamnejších centier biodiverzity v tečúcich vodách (CANTONATI a kol., 2006; SCARSBROOK a kol., 2007). Význam prameňov pre zachovanie biologickej diverzity je tak nespochybniteľný a dokumentovaný v mnohých vedeckých štúdiách (napr. WILLIAMS a kol., 1990; WILLIAMS a DANKS, 1991; BOTOSANEANU, 1998; BOON a PRINGLE, 2009; CANTONATI a kol., 2012). V súčasnosti, aj napriek mnohým antropickým tlakom, sú pramene mnohokrát poslednými nenarušenými ekosystémami kontinentálnych vôd. Aj napriek tomuto faktoru sú mnohé pramene ohrozené množstvom ľudských aktivít v krajine, z ktorých jednoznačne najvýznamnejšou je ich zachytávanie ako zdrojov pitnej vody. Pokles výdatnosti ich povrchového odtoku sa tak častokrát následne premietava v redukcii diverzity pramenných biocenóz (ERMAN a ERMAN, 1995).

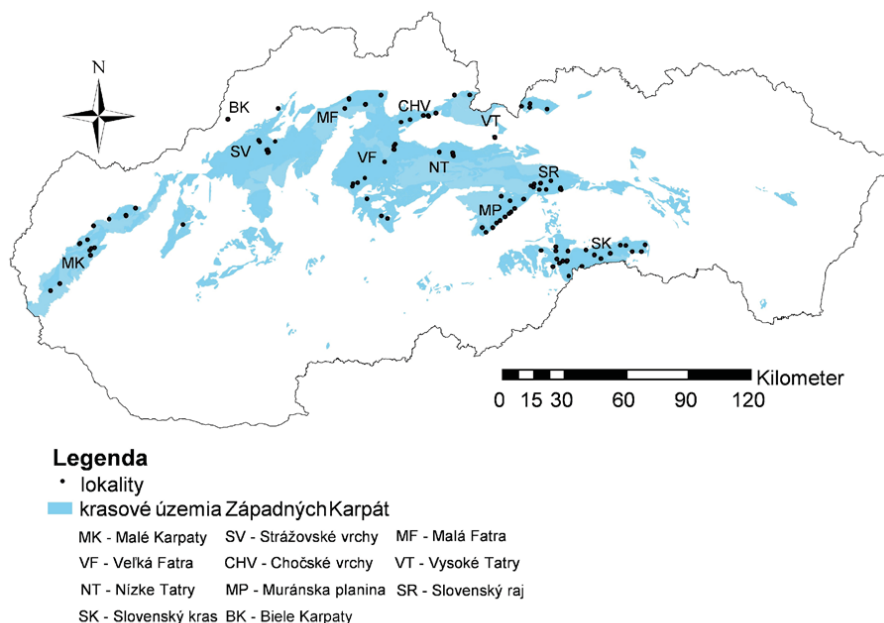
Na Slovensku sa výskumu krenobiocenóz venovalo viacero štúdií napr. HRABĚ (1942), KRNO (1982b, 1992), KOŠEL (1994), ILLÉŠOVÁ a HALGOŠ (1997), CÍBIK a kol. (2020a, b, c). Mnohé ďalšie výskumy zamerané na biotu pramenísk boli súčasťou rozsiahlejších výskumov týkajúcich sa celých povodí v horských oblastiach Slovenska napr. Vtáčnik (KRNO a kol., 1995), Nízke Tatry (KRNO, 1982a), Malá Fatra (KRNO, 2002), Biele Karpaty (KRNO, 1994), Slovenský kras (KOŠEL a kol., 1997). Prihliadnuc na výstupy predchádzajúcich prác, ktoré poukázali na relatívne vysokú bohatosť a premenlivosť rôznych taxonomických skupín pramenných benthických spoločenstiev bolo cieľom predmetnej štúdie charakterizovať druhovú štruktúru a hodnotu diverzity taxocenóz permanentnej zložky benthických bezstavovcov osídľujúcich krasové vyvieracky Západných Karpát.

MATERIÁL A METÓDY

V 106 skúmaných krasových prameňoch, situovaných v 11 vápencových pohoriach (Obrázok 1, Tabuľka 1) Západných Karpát bolo v rokoch 2015 až 2019 realizované vzorkovanie bentickej makrofauny. Kvalitatívne odbery makrozoobentosu boli uskutočnené zo všetkých relevantných mikrohabitatov (jemný a hrubý anorganický substrát, fytál, xylál a detrit) prostredníctvom štandardnej hydrobiologickej sieťky kopacou metódou – „kicking sampling“. Odobraté vzorky boli uložené do plastových vzorkovníc a priamo v teréne fixované v 4% roztoku formaldehydu. Vzorkovanie prebiehalo na každej z lokalít v jarnom (marec-máj) a neskorom letnom, resp. jesennom (august-október) termíne s cieľom zachytiť čo najširšie druhové spektrum. Odoberatý makrozoobentos bol v hydrobiologickom laboratóriu roztriedený do vyšších taxonomických skupín a následne fixovaný v 70 % roztoku etanolu.

Taxóny radu Tricladida boli determinované prostredníctvom určovacích kľúčov KOŠEL (2002); taxóny vodných mäkkýšov pomocou GLÖER a MEIER-BROOK (2003),

HORSÁK (2003), ČEJKA (2017), GREGO a GLÖER (2019); taxóny vodných opaskovcov prostredníctvom HRABĚ (1979), TIMM (2009), NEUBERT a NESEMANN (1999), SCHMELZ a COLLADO (2010) a taxóny vodných kôrovcov pomocou FIŠER a kol. (2010), COPILAȘ-CIOCIANU a kol. (2014), HUDEC a MOCK (2014), BALÁZS a kol. (2015).



Obrázok 1. Mapa krasových území Slovenska s vyznačením skúmaných lokalít.

Figure 1. Map of karst areas (blue areas) of the Slovakia with sampling sites (black points).

Priemerná alfa diverzita a gama diverzita spoločenstiev bola vyjadrená ako početnosť taxónov na lokálnej, resp. regionálnej úrovni. Beta diverzita bola definovaná ako sklon akumulačnej krivky druhovej pestrosti, pričom táto hodnota tiež predstavuje hodnotu exponenta v Arrheniusovej „species-area relationships“ funkcie - $S = cA^z$ (ARRHENIUS, 1921). V Arrheniusovom modeli hodnoty $z < 0,33$ naznačujú vysokú mieru stochasticity pri taxonomickom zostavení spoločenstva, zatiaľ čo vyššie hodnoty ($z > 0,33$) predikujú vysokú mieru determinizmu pri taxonomickej tvorbe spoločenstva (ROSENZWEIG, 1995). Podobnosť spoločenstiev permanentnej zložky makrozoobentosu skúmaných prameňov bola analyzovaná prostredníctvom analýzy hlavných koordinát (PCoA) s Bray – Curtis indexom podobnosti. Gradient prvých dvoch ordinačných osí tejto analýzy bol korelovaný s faktormi príslušnosť ku geomorfologickému celku a teplota prameňa, a testovaný prostredníctvom permutačného testu (počet permutácií – 999). Indikačné taxóny pre jednotlivé

geomorfologické celky boli determinované v analýze indikátorových druhov s korigovaným phi koeficientom (TICHÝ a CHYTRÝ, 2006). Všetky analýzy boli realizované v prostredí softwaru R 3.6.1 (R CORE TEAM, 2019), s využitím knižníc Vegan 2.5.-6 (OKSANEN a kol., 2019) a Indicespecies 1.7.8 (DE CÁCERES a LEGENDRE, 2019).

Tabuľka 1. Zoznam skúmaných prameňov s ich lokalizáciou a teplotou vody (vypočítaná ako priemer hodnôt zaznamenaných pri jarnom a jesennom odbere)

Table 1. List of studied karst springs with their location and water temperature (calculated as the mean of the values recorded during the spring and autumn sampling)

ID	názov vyvieracky (Spring name)	geomorfologický celok (Geomorphological unit)	zem. šírka (Latitude)	zem. dĺžka (Longitude)	nadmorská výška (m n.m.) Altitude (m a.s.l.)	teplota prameňa (°C) (Spring temperature) (°C)
1	Hlavina	Malé Karpaty	N48°33.538'	E17°21.412'	283	10,75
2	Rajtárka	Malé Karpaty	N48°28.558'	E17°16.454'	298	8,35
3	Kráľovský potok	Malé Karpaty	N48°28.713'	E17°16.704'	365	8,20
4	Marcový prameň	Malé Karpaty	N48°29.85'	E17°19.567'	380	8,00
5	bez názvu	Malé Karpaty	N48°25.838'	E17°21.229'	424	9,97
6	Stužková	Malé Karpaty	N48°35.750'	E17°27.214'	250	10,90
7	Pod Bacharkou (hore)	Malé Karpaty	N48°37.132'	E17°33.65'	245	8,60
8	Pod Bacharkou (dole)	Malé Karpaty	N48°37.053'	E17°33.742'	239	9,70
9	Chrenkech jarok	Malé Karpaty	N48°39.257'	E17°37.179'	328	9,25
10	Limbašská	Malé Karpaty	N48° 17.643'	E17° 10.422'	389	8,19
11	Orešanská	Malé Karpaty	N48°27.108'	E17°20.789'	324	7,85
12	Husí stok	Malé Karpaty	N48°27.903'	E17°22.601'	273	8,55
13	Stará bohatá	Malé Karpaty	N48°27.661'	E17°21.384'	284	8,65
14	Vyv. Stupavského potoka	Malé Karpaty	N48°15.583'	E17°7.093'	332	9,70
15	Výtoky	Strážovské Vrchy	N48°36.093'	E17°56.314'	290	9,40
16	Zliechov (na lúke)	Strážovské Vrchy	N48°57.473'	E18°26.699'	692	7,30
17	Strážov	Strážovské Vrchy	N48°57.556'	E18°27.101'	753	7,45
18	Stredný	Strážovské Vrchy	N48°56.905'	E18°27.467'	799	9,90
19	Malinový prameň	Strážovské Vrchy	N48°56.748'	E18°27.18'	734	6,20
20	Periská	Strážovské Vrchy	N48°59.404'	E18°23.659'	555	8,50

SPOLOČENSTVÁ PERMANENTNEJ FAUNY MAKROZOOBENTOSU REOKRÉNNYCH KRASOVÝCH
PRAMEŇOV ZÁPADNÝCH KARPÁT

21	Vyv. v Manínskej tiesňave	Strážovské Vrchy	N49°08.635'	E18°29.886'	343	16,87
22	Prameň v doline Rečica	Strážovské Vrchy	N48°59.932'	E18°29.76'	419	7,90
23	Vyv. pri Slatinskom potoku	Strážovské Vrchy	N48°59.817'	E18°23.207'	960	9,08
24	Prameň pod Vršatcom	Biele Karpaty	N49°4.69'	E18°10.268'	548	8,26
25	Hlbokô	Nízke Tatry	N48°59.555'	E19°40.818'	774	7,00
26	Medzibrodie (dolná)	Nízke Tatry	N48°59.746'	E19°40.553'	789	5,79
27	Medzibrodie (horná)	Nízke Tatry	N48°59.729'	E19°40.565'	789	5,90
28	Nadina studnička	Nízke Tatry	N49°00.457'	E19°40.4'	780	7,15
29	bez názvu 1	Nízke Tatry	N48°53.034'	E20°12.225'	959	6,25
30	bez názvu 2	Nízke Tatry	N48°52.754'	E20°13.245'	953	6,35
31	Zadná dolina	Nízke Tatry	N48°53.55'	E20°13.303'	965	6,35
32	Oravecká	Nízke Tatry	N48°42.040'	E19°16.376'	394	9,40
33	Vývieranie	Nízke Tatry	N49°0.320'	E19°34.983'	812	7,05
34	Vyv. v Mólči	Nízke Tatry	N48°42.596'	E19°13.966'	461	9,40
35	Bukovinka 1	Veľká Fatra	N49°0.201'	E19°16.954'	653	13,55
36	Bukovinka 2	Veľká Fatra	N49°0.241'	E19°17.008'	649	13,82
37	Bukovinka 3	Veľká Fatra	N49°0.198'	E19°17.105'	631	13,97
38	Lastovičia (dole)	Veľká Fatra	N48°49.727'	E19°1.650'	660	8,35
39	pod Túfnou	Veľká Fatra	N48°50.48'	E19°1.827'	940	7,54
40	Boboty	Veľká Fatra	N48°50.784'	E19°3.666'	638	7,74
41	Dogerské skaly	Veľká Fatra	N49°1.64'	E19°17.363'	530	8,94
42	Jazierce	Veľká Fatra	N49°1.092'	E19°16.914'	589	9,50
43	Teplô	Veľká Fatra	N48°56.753'	E19°13.628'	671	7,00
44	Rybô	Veľká Fatra	N49°52.154'	E19°06.363'	914	7,30
45	Výver pod Štefanom	Tatry	N49°14.535'	E20°9.758'	1116	5,40
46	Dolina 7 prameňov	Tatry	N49°13.369'	E20°16.654'	1208	5,55
47	Pr. v Bielovodskej doline	Belianske Tatry	N49° 13.711'	E20°6.45'	1157	5,60
48	Prameň v Javorovej doline	Belianske Tatry	N49°13.572'	E20°09.753'	1224	4,50
49	Pri salaši	Tatry	N49°05.071'	E19°56.744'	840	7,35
50	Pod Hrubým Grúňom	Tatry	N49°05.180'	E19°56.643'	820	6,63
51	Brestovská vyv.	Tatry	N49°15.517'	E19°39.457'	851	6,25
52	Bobrovecká	Tatry	N49°15.858'	E19°45.536'	961	7,13
53	Prosiecka 1	Chočské vrchy	N49°9.724'	E19°29.599'	705	7,74

54	Prosiecka 2	Chočské vrchy	N49°9.475'	E19°29.849'	642	8,00
55	Prosiecka 3	Chočské vrchy	N49°9.443'	E19°29.881'	639	8,92
56	bez názvu	Chočské vrchy	N49°9.587'	E19°27.722'	845	6,87
57	Kvačianska	Chočské vrchy	N49°10.526'	E19°32.629'	624	8,10
58	Belská vyv. 1	Malá Fatra	N49°12.443'	E18°57.792'	651	6,85
59	Belská vyv. 2	Malá Fatra	N49°12.675'	E18°57.582'	587	6,85
60	Dolina Sokol	Malá Fatra	N49°14.143'	E19°10.232'	691	7,50
61	Mojžišov prameň (vpravo)	Malá Fatra	N49°11.456'	E19°4.412'	1147	5,40
62	Mojžišov prameň (vľavo)	Malá Fatra	N49°11.432'	E19°4.358'	1147	5,50
63	Dolina Hoskora	Malá Fatra	N49°10.007'	E18°56.323'	753	6,40
64	Vyv. sv. Jána	Slovenský kras	N48°39.231'	E20°58.480'	264	10,34
65	Pri Hájskych vodopádoch	Slovenský kras	N48°38.855'	E20°50.805'	417	8,40
66	Zádielska vyv.	Slovenský kras	N48°38.837'	E20°48.623'	543	8,30
67	Fej	Slovenský kras	N48°36.562'	E20°44.941'	222	11,25
68	Tapolca 1	Slovenský kras	N48°35.016'	E20°41.213'	198	11,10
69	Tapolca 2	Slovenský kras	N48° 35.043'	E20° 41.33'	204	10,60
70	Eveteš	Slovenský kras	N48°35.918'	E20°38.606'	255	11,28
71	Čierna	Slovenský kras	N48°33.761'	E20°27.919'	248	9,70
72	Biela	Slovenský kras	N48°34.055'	E20°28.083'	237	10,67
73	Kečovská	Slovenský kras	N48°30.006'	E20°29.149'	331	9,10
74	Krásnohorská	Slovenský kras	N48°37.056'	E20°35.234'	336	9,55
75	Brzotínska	Slovenský kras	N48°36.527'	E20°28.256'	247	9,90
76	Vidová	Slovenský kras	N48°33.859'	E20°26.410'	238	10,35
77	Pod Vápenkou	Slovenský kras	N48°33.296'	E20°25.150'	212	11,25
78	Studený prameň	Slovenský kras	N48°34.295'	E20°24.051'	224	10,15
79	Závodná	Slovenský kras	N48°36.44'	E20°23.456'	248	10,05
80	Hučiaca	Slovenský kras	N48°37.51'	E20°23.394'	269	9,65
81	Drieňovská vyv.	Slovenský kras	N48°37.468'	E20°57.118'	257	9,85
82	Vyv. v Gemerskej Hôrke	Slovenský kras	N48°32.263'	E20°22.722'	214	10,10
83	Skalistý potok	Slovenský kras	N48°37.359'	E20°53.433'	195	11,20
84	Zbojnícka vyvieracia	Slovenský kras	N48°32.784'	E20°34.09'	335	9,35
85	Bobačka	Muránska planina	N48°46.883'	E20°06.309'	754	6,90
86	Penovcová	Muránska planina	N48°45.945'	E20°04.884'	529	8,95

SPOLOČENSTVÁ PERMANENTNEJ FAUNY MAKROZOOBENTOSU REOKRÉNNYCH KRASOVÝCH
PRAMEŇOV ZÁPADNÝCH KARPÁT

87	Muráň	Muránska planina	N48°45.43'	E20°04.223'	418	8,50
88	Brúsik	Muránska planina	N48°49.886'	E20°0.605'	574	7,15
89	bez názvu	Muránska planina	N48°43.443'	E20°0.83'	413	8,25
90	Stratená jaskyňa	Muránska planina	N48°49.472'	E20°9.6'	807	7,25
91	Havraník (lúka)	Muránska planina	N48°48.806'	E20°4.281'	768	6,40
92	Havraník (les)	Muránska planina	N48°48.799'	E20°4.301'	766	6,25
93	Jelšavská teplica	Muránska planina	N48°36.301'	E20°17.705'	255	13,55
94	Vyv. v Muráni	Muránska planina	N48°44.486'	E20°2.661'	401	8,40
95	bez názvu	Muránska planina	N48°42.743'	E19°59.480'	527	8,19
96	Pri Tisovci	Muránska planina	N48°41.539'	E19°58.045'	576	9,40
97	Rejkovský potok	Muránska planina	N48°40.097'	E19°55.522'	400	9,40
98	potok Furmanec	Muránska planina	N48°41.330'	E19°53.929'	476	8,65
99	bez názvu 1	Slovenský Raj	N48°52.173'	E20°15.515'	909	5,50
100	bez názvu 2	Slovenský Raj	N48°52.193'	E20°15.456'	897	6,10
101	Dobšinská ľadová jaskyňa	Slovenský Raj	N48°52.332'	E20°18.207'	875	7,95
102	Biele vody	Slovenský Raj	N48°52.447'	E20°24.247'	850	6,40
103	bez názvu	Slovenský Raj	N48°53.872'	E20°15.911'	883	6,50
104	Malý Sokol	Slovenský Raj	N48°54.609'	E20°19.896'	734	6,60
105	Geravy	Slovenský raj	N48°52.951'	E20°23.863'	1036	8,60
106	Zejmarská studňa	Slovenský raj	N48°52.655'	E20°23.829'	1028	6,15

VÝSLEDKY A DISKUSIA

V nasledujúcom texte uvádzame kompletný zoznam determinovaných taxónov spolu s ID lokalít, na ktorých boli zaznamenané. Posledné číslo v zátvorke za bodkočiarkou značí frekvenciu výskytu taxónu. Číslo v zátvorke za názvami jednotlivých čeľadí udáva počet taxónov zaznamenaných v rámci danej čeľade

Tricladida (3)

Crenobia alpina (Dana, 1766): 5, 19, 26, 27, 28, 29, 30, 33, 38, 39, 40, 42, 43, 44, 45, 46, 47, 48, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 60, 61, 62, 63, 85, 86, 87, 88, 90, 91, 92, 96, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 106; (44).

Polycelis felina (Dalyell, 1814): 6, 9, 11, 12, 13, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 22, 23, 24, 31, 32, 34, 41, 63, 67, 68, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 87, 89, 93, 94, 100, 102; (42).

Dugesia gonocephala (Dugès, 1830): 2, 3, 5, 11, 12, 14, 16, 20, 21, 22, 23, 24, 32, 35, 36, 37, 41, 42, 53, 54, 55, 56, 64, 67, 68, 70, 71, 72, 75, 77, 78, 79, 81, 82, 83, 84, 86, 91, 93, 97, 98, 100; (42).

Gastropoda (7)

Bythinella austriaca sensu lato (von Frauenfeld, 1857): 1, 2, 3, 4, 5, 6, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 49, 50, 51, 52, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 71, 74, 75, 77, 78, 79, 80, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 105, 106; (85).

Bythinella pannonica (Frauenfeld, 1865): 23, 64, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 76, 77, 81, 82, 83, 84, 93; (17).

Haffenia sp.: 73, 76, 82; (3).

Galba truncatula (O. F. Müller, 1774): 20, 53, 67, 68, 69, 72, 89; (7).

Radix labiata (Rossmässler, 1835): 21, 23; (2).

Radix balthica (Linnaeus, 1758): 9, 35, 36, 41, 42, 43, 64, 79, 97; (9).

Ancylus fluviatilis O. F. Müller, 1774: 14, 53, 71, 94, 97, 101; (6).

Bivalvia (2)

Pisidium casertanum (Poli, 1791): 9, 12, 14, 15, 20, 25, 31, 32, 49, 64, 70, 72, 73, 76, 83, 92, 94, 95, 97, 105; (20).

Pisidium personatum Malm, 1855: 6, 9, 11, 12, 14, 20, 28, 30, 32, 34, 49, 55, 64, 70, 72, 73, 78, 81, 82, 83, 92, 97, 99, 100; (24).

Oligochaeta (40)

Nais alpina Sperber, 1948: 11, 25, 29, 30, 33, 49, 52, 75, 99, 100; (10).

Nais communis Piguët, 1906: 2, 14, 20, 22, 24, 28, 30, 31, 33, 34, 40, 44, 45, 47, 48, 56, 59, 81, 83; (19).

Nais elinguis O. F. Müller, 1773 1, 9, 20, 49, 55, 79; (6).

Nais communis Piguët, 1906: 40, 52, 55, 57, 59; (5).

Nais stolci Hrabě, 1981: 20; (1).

Pristina jenkiniae (Stephenson, 1931): 2, 3, 10; (3).

Rhyacodrilus carsticus Košel, 1980: 71; (1).

Rhyacodrilus coccineus (Vejdovský, 1875): 64; (1).

Rhyacodrilus falciformis Bretscher, 1901: 9, 10, 24, 56, 59, 77, 83; (7).

Embolocephalus velutinus (Grube, 1879): 68, 72, 76, 78, 92; (5).

Tubificinae spp. juv. (with hair chaetae): 1, 12, 14, 17, 22, 31, 34, 40, 45, 49, 64, 68, 70, 72, 92, 97, 100, 106; (18).

Tubificinae spp. juv. (without hair chaetae): 25, 64, 78, 83; (4).

Limnodrilus claparedeanus Ratzel, 1868: 64, 70; (2).

Limnodrilus hoffmeisteri Claparède, 1862: 34, 64, 67, 70, 72, 76; (6).

Limnodrilus profundicola (Verrill, 1871): 34; (1).

Spirosperma ferox (Eisen, 1879): 14; (1).

Tubifex tubifex (O. F. Müller, 1774): 1, 6, 8, 20, 31, 32, 34, 64, 68, 70, 72, 73, 76, 80, 87, 92, 93, 97, 100, 101; (20).

Propappus volki Michaelsen, 1916: 25, 26, 29, 30, 33, 38, 45, 49, 51, 52, 90, 97, 100, 102; (14).

Achaeta sp.: 38, 47, 66, 106; (4).

Fridericia sp.: 4, 10, 22, 30, 31, 33, 47, 49, 52, 56, 58, 59, 60, 62, 63, 65, 66, 67, 77, 88, 89, 90, 93, 95, 102, 104, 105, 106; (28).

Fridericia perrieri (Vejdovský, 1878): 33; (1).

Fridericia striata (Levinsen, 1884): 26, 52, 60; (3).

Cognettia glandulosa (Michaelsen, 1888): 65, 71, 88, 89; (4).

Cognettia sphagnetorum (Vejdovský, 1878): 1, 10, 25, 26, 28, 29, 32, 33, 36, 39, 42, 47, 48, 49, 50, 51, 55, 57, 60, 62, 63, 67, 69, 73, 87, 90, 92, 96, 99, 100, 103, 106; (32).

Henlea sp.: 12, 25, 65, 69, 80, 86, 103; (7).

Henlea nasuta (Eisen, 1878): 70, 102, 106; (3).

Henlea perpusilla Friend, 1911 : 2, 3, 10, 33, 35, 47, 56, 57, 58, 66, 90, 93, 102, 106; (14).

Henlea ventriculosa (d'Udekem, 1854): 20, 102; (2).

Marionina sp.: 10, 25, 47, 66, 90, 99, 100, 104; (8).

Mesenchytraeus armatus (Levinsen, 1884): 25, 27, 30, 56, 58, 66, 102, 104, 105, 106; (10).

Haplotaxis gordioides (Hartmann, 1821): 8, 23, 25, 29, 30, 31, 33, 38, 39, 40, 44, 49, 50, 52, 57, 60, 61, 64, 67, 68, 70, 71, 72, 74, 75, 79, 82, 83, 85, 90, 96, 97, 99, 101, 102, 103, 106; (37).

Lumbriculidae spp. juv. (with bifid chaetae): 2, 3, 5, 12, 13, 14, 17, 20, 22, 24, 29, 31, 32, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 44, 45, 49, 51, 52, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 64, 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 85, 87, 88, 90, 92, 93, 96, 98, 99, 100, 102, 105, 106; (63).

Lumbriculidae spp. juv. (with simple-pointed chaetae): 10, 31, 40, 71, 86, 89, 96, 98; (8).

Rhynchelmis granuensis Hrabě, 1961: 89; (1).

Stylodrilus brachystylus Hrabě, 1929: 67, 71, 75, 77, 78, 83, 93; (7).

Stylodrilus heringianus Claparède, 1862: 1, 2, 3, 6, 9, 11, 12, 13, 14, 17, 22, 30, 31, 33, 45, 46, 51, 86, 98, 99, 100; (21).

Stylodrilus parvus (Hrabě & Černosvitov, 1927): 31, 33, 34, 37, 45, 54, 60, 64, 67, 68, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 87, 92, 93, 96, 100, 102, 105, 106; (33).

Trichodrilus strandi Hrabě, 1936: 12, 17, 20, 22, 23, 24, 28, 32, 33, 35, 36, 37, 38, 40, 41, 42, 44, 56, 57, 58, 59, 60; (22).

Trichodrilus tatrensis Hrabě, 1938: 10, 14, 28, 31, 33, 44, 52, 56, 86, 96, 97; (11).

Eiseniella tetraedra (Savigny, 1826): 2, 3, 8, 11, 14, 20, 21, 27, 32, 33, 40, 44, 52, 57, 58, 66, 68, 73, 77, 79, 80, 83, 84, 86, 90, 91, 95, 96, 97, 102, 104, 106; (32).

Hirudinea (2)

Erypbodella vilmensis Liskiewicz, 1927: 21, 76, 82; (3).

Trocheta cylindrica Örley, 1886: 21, 83; (2).

Crustacea (4)

Asellus aquaticus (Linnaeus, 1758): 9, 80; (2)

Niphargus tatrensis Wrześniowski, 1888: 14, 17, 23, 24, 25, 29, 30, 33, 44, 51, 52, 56, 58, 65, 66, 69, 72, 73, 75, 76, 80, 86, 87, 88, 90, 98, 100, 101, 102, 104; (30).

Gammarus fossarum Koch in Panzer, 1835: 1, 2, 3, 5, 6, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 22, 23, 24, 25, 26, 27, 28, 29, 30, 31, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 40, 41, 42, 43, 44, 46, 49, 50, 51, 53, 54, 55, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63, 64, 67, 68, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101, 102, 103, 104, 106; (93).

Gammarus roeseli Gervais, 1835: 76; (1) .

V 106 preskúmaných krasových prameňov Západných Karpát, z ktorých až v 105 sa vyskytovali zástupcovia permanentnej fauny makrozoobentosu, sme zaznamenali 49 druhov predmetnej fauny a 9 druhovo nešpecifikovaných zástupcov vyšších taxonomických jednotiek. Najvyššia taxonomická diverzita bola zistená u akvatických Oligochaeta, kde bolo identifikovaných 32 druhov, čo predstavuje približne 27% z fauny akvatických, resp. semiakvatických máloštetinavcov Slovenska (ŠPORKA, 2003). Najvyššia druhová pestrosť u tejto skupiny bola zaznamenaná u čeľade Naididae, kde bolo identifikovaných až 15 druhov. Väčšina z nich je považovaná za euryekné druhy vyskytujúce sa vo viacerých typoch vodných habitatov t.j. bez vyhranenej preferencie k pramenným biotopom (ŠPORKA, 2003; TIMM, 2009; VAN HAAREN a SOORS, 2013). Výnimku v tomto smere tvoria len dva druhy *R. carsticus* a *R. falciformis*, ktorých výskyt je dominantne viazaný na pramenné úseky tokov, resp. v druhom prípade aj na čisté horské a vysokohorské jazerá (TIMM, 2009). V niektorých štúdiách (napr. DUMNICKA, 2000; KASPRZAK a SZCZĘSNY, 1976) je za krenofilný taxón z tejto čeľade považovaný aj druh *N. communis*, pričom mnohé ďalšie publikácie udávajú tento taxón ako kozmopolitne rozšírený, tolerujúci široké rozpätie environmentálnych podmienok (HRABĚ, 1979; DAVIS, 1982; VERDONSCHOT, 2001). V nami vzorkovaných krasových vyvierackách bol druh *N. communis* jeden z najfrekvencovanejších taxónov z čeľade Naididae, a zároveň najčastejšie sa vyskytujúci taxón rodu *Nais*. Druhou taxonomicky najpestrejšou čeľadou vodných máloštetinavcov bola v skúmanom type habitatu čeľad Enchytraeidae. Predmetná čeľaď zastrešuje dominantne terestrické a semiakvatické taxóny (VAN HAAREN a SOORS, 2013). V našom prípade medzi najfrekvencovanejšie druhy v rámci tejto čeľade patrili *C. sphagnetorum* komplex, *H. perpusilla* a *Mesenchytraeus armatus*. Všetky tri taxóny sú všeobecne považované za semiakvatické, preferujúce predovšetkým zavlhčený substrát v ripálnej zóne tokov (KASPRZAK, 1989; TIMM, 2009; VAN HAAREN a SOORS, 2013). Žiaden z identifikovaných druhov čeľade Enchytraeidae nemožno považovať

za pramenného špecialistu, naopak väčšinu identifikovaných druhov možno považovať za eurytopné (KASPRZAK, 1989; TIMM, 2009). Čeľaď Lumbriculidae bola v nami skúmaných prameňoch zastúpená 6 druhmi. Vo všetkých prípadoch ide o oligostenotermné taxóny vyskytujúce sa predovšetkým v jemnejšom substráte čistých potokov, prípadne v horských jazerách (HRABĚ, 1979, ŠPORKA 2003, HAAREN a SOORS, 2013). Druh *T. strandi* možno ako jediného z tejto čeľade definovať ako krenofilný taxón, ktorého ťažisko výskytu predstavujú silne mineralizované horské prameniská, v ktorých dochádza k vyžrážaniu penovca (BÍLKOVÁ a SCHENKOVÁ 2015). Nami zaznamenané taxóny, ktoré obývajú dominantne hyporeál horských potokov, podzemné vody a litorálnu zónu horských jazier, boli druh *P. volki* (čeľaď Propappidae) a *H. gordioides* (čeľaď Haplotaxidae) (TIMM, 2009; VAN HAAREN a SOORS, 2013). Jediným zástupcom čeľade Lumbriculidae bol v skúmaných vyvieračkách druh *E. tetraedra*, ktorý obýva ripálnu zónu toku resp. zavlhčené brehy pozdĺž celého longitudinálneho profilu tokov, vodných nádrží, jazier a mokradí (CSUZDI a ZICSI, 2003).

Druhú taxonomicky najpestrejšiu skupinu permanetnej fauny makrozoobentosu v krasových reokrénnych prameňoch predstavovali vodné mäkkýše (Gastropoda a Bivalvia), kde bolo identifikovaných 8 druhov a 1 rod. Za typických obyvateľov pramenných habitatov a podzemných vôd zistených v našom výskume možno považovať druhy *B. austriaca*, *B. panonica*, *P. personatum* a zástupcov rodu *Hauffenia* (LOŽEK, 1956; ŠTEFEK a GREGO, 2008; HORSÁK a kol., 2013). Z krasových výverov predovšetkým Slovenského Krasu je udávaný výskyt ďalších troch krenobiontých druhov *B. metarubra*, *B. hungarica* a *B. steffeki* (ČEJKA a kol., 2007, GREGO a GLÖER, 2019), ktorých determinácia na základe morfológie ulity je značne diskutabilná (HORSÁK a kol, 2013). Viaceré nami zaznamenané jedince vykazovali podobnosť v tvare ulity k predmetným taxómom, ale v dôsledku ich aktuálne nie úplne jasného taxonomického postavenia sú v tejto štúdii zahrnuté v rámci druhu *B. austriaca* sensu lato. Ostatné zistené druhy vodných mäkkýšov sú považované za typických obyvateľov horských a podhorských potokov resp. riek, pričom príležitostne sa môžu objavovať aj v prameňoch (HORSÁK a kol., 2013; ČEJKA, 2017).

Vo faune vodných kôrovcov krasových vyvieračiek sme identifikovali štyri druhy, pričom len druh *N. tatrensis* je definovaný ako stygobiontný taxón osídľujúci podzemné vody, jaskynné toky a pramene (HUDEC a MOCK, 2014; STLOUKAL a KUZL, 2015; BALÁZS a kol., 2015). Ostatné nami zaznamenané druhy kôrovcov obývajú všetky typy lotických habitatov hôr a podhoria (*G. fossarum*) resp. tečúce a stojaté vody nížin a podhoria (*G. roeselii*, *A. aquaticus*), pričom predovšetkým posledné dva spomenuté druhy prenikajú do reokrénnych prameňov len príležitostne (BRTEK, 2001; NECPALOVÁ a STLOUKAL, 2011; DUMNICKA a kol. 2013; COPILAȘ-CIOCIANU a kol., 2014).

Všetky tri identifikované druhy ploskúl v krasových výveroch patria medzi oligostenotermné (REYNOLDSON, 1953). Druh *C. alpina* sa bežne vyskytuje v chladných pramenných a podpramenných úsekoch tokov, vysokohorských jazerách, kde maximálna teplota vody nepresahuje 8°C (KOŠEL, 2002). Podobné

habitaty s mierne vyššou teplotou (max. 8-12°C) preferuje druh *P. felina*, pričom v pramenných tokoch južnejšie položených pohoriach Slovenska často koexistuje práve s druhom *C. alpina* (KOŠEL, 2002). Za najviac teplotne tolerantný taxón zo zaznamenaných ploskúľ, osídľujúci predovšetkým bystriny a potoky podhoria, možno považovať druh *D. gonocephala* (RESLOVÁ a SIMON, 2015). Príležitostne sa však tento taxón vyskytuje aj v teplejších prameňoch resp. čistých nížinných riekach a potokoch (KOŠEL, 2002).

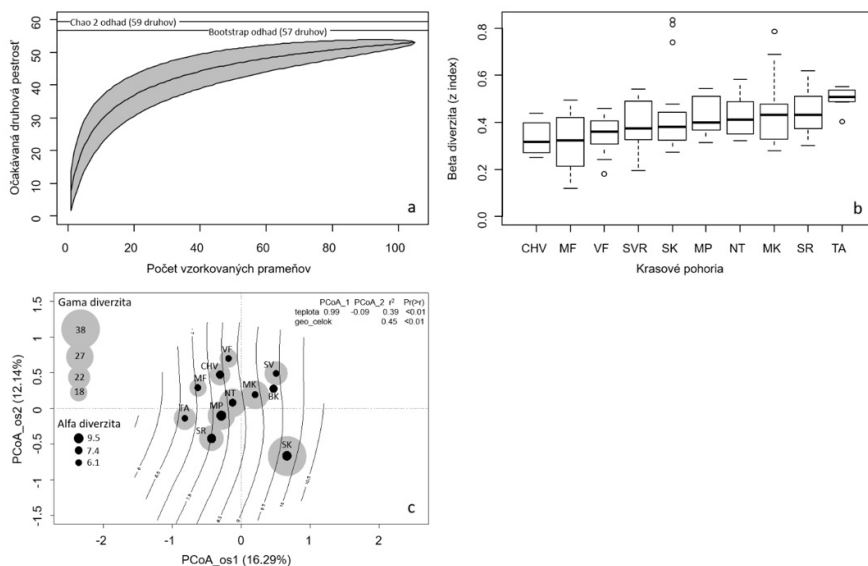
Dva zaznamenané druhy pijavíc nemožno považovať za bežných obyvateľov pramenných habitatov. Druh *E. vilnensis* sa vyskytuje dominantne v organicky mierne zaťažených podhorských tokoch (KRUŠINSKÁ a BERACKO, 2014), pričom príležitostne osídľuje horské plytké prehrievané lenitické biotopy (KOŠEL, 2001). Druh *T. cylindrica* sa bežne obýva supraripálnu zónu horských až nížinných tokov, zatiaľ čo príležitostne sa môže vyskytnúť aj v prameňoch a jaskynných vodách (NESEMANN, 1993; KOŠEL, 2004).

Tabuľka 2. Zoznam indikátorových druhov pramenných spoločenstiev permanentnej zložky makrozoobentosu pre krasové územia Západných Karpát.
Table 2. List of the indicator species of non-insect benthic invertebrates for the karst mountains of the Western Carpathians.

Krasové pohoria/ Karstic mountain range	Druhy/Species							
	<i>C. alpina</i>	<i>D.gonocephala</i>	<i>P.felina</i>	<i>B. panonica</i>	<i>R. labiata</i>	<i>P. jerkiniae</i>	<i>S. parvus</i>	<i>T. strandi</i>
MK						•		
SK				•				
SV					•			
SK+SR							•	
BK+SK+SV			•					
BK+CHV+MF+SV+VF								
BK+CHV+MK+SK+SV+VF		•						•
CHV+MF+MP+NT+SR+TA+VF	•							

Skratky: krasové územia Tatier (TA), Veľká Fatra. (VF), Nízke Tatry. (NT), Slovenský Raj (SR), Slovenský Kras (SK), Chočské vrchy (CHV), Malá Fatra (MF), Muránska Planina (MP), Strážovské Vrchy (SV), Biele Karpaty, Malé Karpaty (MK).
 Abbreviations: karst area of Tatry Mts. (TA), Veľká Fatra Mts. (VF), Nízke Tatry Mts. (NT), Slovenský raj Mts. (SR), Slovenský kras Mts. (SK), Chočské vrchy Mts. (CHV), Malá Fatra Mts. (MF), Muránska Planina Mts. (MP), Strážovské Vrchy Mts. (SV), Biele Karpaty Mts. and Malé Karpaty Mts. (MK).

Najvyššia druhová diverzita permanentnej fauny makrozoobentosu spomedzi skúmaných krasových pohorí bola zaznamenaná v Slovenskom krase, kde bolo identifikovaných celkovo až 38 taxónov (Obrázok 1c). Na druhej strane najnižšia pestrosť skúmaného spoločenstva (17 druhov celkovo) bola identifikovaná pre pohorie Malá Fatra (nepočítajúc Biele Karpaty, kde bol vzorkovaný len jeden prameň). Priemerný počet taxónov pripadajúci na jeden prameň bol najvyšší v pohorí Nízke Tatry, zatiaľ čo najnižší u krasových území Tatier. Obdobné zistenia týkajúce sa hodnôt lokálnej a regionálnej diverzity krasových území Západných Karpát boli zaznamenané aj u troch skupín vodného hmyzu (EPT) (CÍBIK a kol., 2020a,b,c). GLAZIER (1991) definoval, že druhová pestrosť permanentnej zložky vodných bezstavovcov v prameňoch je podmienená predovšetkým permanentnosťou a sezónnou vyrovnanosťou prietokov. Jej diverzita klesá so zvyšujúcou sa sezónnou stabilitou prietokov, s ktorou sa zároveň zvyšuje podiel temporálnej fauny v krenobiocenóze (GLAZIER, 1991). Rovnaké tvrdenie by mohlo byť aplikovateľné aj pre taxonomickú diverzitu permanentnej fauny makrozoobentosu krasových prameňov Západných Karpát, kde u vyvieraciek južnejšie položených vápencových pohorí, na základe nášho terénneho výskumu, boli zaznamenávané výraznejšie sezónne rozdiely vo výdatnosti prameňov.



Obrázok 2. Taxonomická diverzita a podobnosť permanentnej zložky makrozoobentosu v krasových prameňoch Západných Karpát. a – krivka druhovej pestrosti (priemer a 95% interval spoľahlivosti) v závislosti od počtu ovzorkovaných prameňov, b – krabicové grafy hodnôt z indexu v pre skúmané krasové pohoria, c – diagram analýzy hlavných koordinát charakterizujúci taxonomickú podobnosť skúmaných spoločenstiev v koincidencii príslušnosti prameňa ku krasovému pohoriu a teplotnému gradientu. Skratky: pozri Tabuľku 2.

Figure 2. Taxonomical diversity and similarity of the non-insect benthic invertebrates in the karst springs of Western Carpathians. a – species accumulation curves (mean and 95% confidence interval) showing the observed species richness for the increasing number of sampled springs, b – boxplots showing the variability of the z index of spring communities for each of the studied karst mountain, c – diagram of the Principal coordinate analysis showing taxonomical similarity of non-insect benthic communities in the coincidence with belonging of spring to karst mountain and water temperature gradient. Abbreviations: see Table 2.

Hodnota z indexu charakterizujúca medzihabitatovú diverzitu spoločenstva bola celkovo na úrovni 0,41, čo naznačuje predikovateľnosť zmien taxonomického zloženia skúmanej krenobiocenózy krasových území Západných Karpát (ROSENZWEIG, 1995). Najvyššie hodnoty z indexu boli determinované pre pramene vápencových častí Tatier, zatiaľ čo najnižšie pre pramene dvoch susediacich severozápadných pohorí Slovenska, t.j. Malá Fatra a Chočské vrchy (Obrázok 2b). V analýze indikátorových druhov bolo pre pramene jednotlivých geomorfologických celkov identifikovaných 8 indikátorových druhov patriacich do troch vyšších taxonomických skupín t.j. Tricladida, Gastropoda a Oligochaeta (Tabuľka 2). Podobnosť spoločenstiev permanentnej fauny prameňov vyjadrená v gradientoch prvých dvoch ordinačných osí do značnej miery reflektuje geografickú blízkosť a prepojenosť jednotlivých pohorí (Obrázok 2c). Obe dva testované faktory prostredia, t.j. teplota vody prameňa a príslušnosť prameňa ku geomorfologickému celku, boli preukazne korelované s teoretickým gradientom prostredia zachytenom v prvých dvoch ordinačných osiach gradientovej analýzy. Gradient teploty prameňov a geografická blízkosť a ich prepojenosť v rámci povodí sa ukázali vo viacerých štúdiách týkajúcich sa krasových prameňov (napr. BARQUÍN a DEATH, 2009; WIGGER a kol., 2015; von FUMETTI a BLATTNER, 2016) ako významný prediktor podobnosti taxonomického zloženia predmetných skupín benthických spoločenstiev.

ZÁVER

Výskum taxonomickej diverzity a zloženia spoločenstiev permanentnej zložky benthických bezstavovcov krasových prameňov Západných Karpát ukázal, že druhová pestrosť na úrovni jednotlivých prameňov je pomerne nízka. Na regionálnej škále sa však spoločenstvá jednotlivých prameňov vyznačujú značnou taxonomickou osobitosťou, čo sa odráža vo vysokej hodnote gama diverzity v porovnaní ostatnými biotopmi tečúcich vôd prihlíadnuc aj na plochu, ktorú pramene v riečnej krajine zaberajú. Krasové pramene z tohto hľadiska predstavujú dôležité centrá biodiverzity a akési „vodné ostrovy“ v riečnom kontinuu. Jednotlivé krasové pramene je preto potrebné chrániť pred takým využívaním, ktoré by viedlo k zmenám ich hydrológie, hydromorfológie a chemizmu, čo by sa následne mohlo odraziť v nenávratnej deštrukcii prípadne až zániku častokrát unikátnych pramenných biocenóz.

POĎAKOVANIE

Podakovanie patrí doc. Tomášovi Derkovi, PhD. a viacerým študentom Katedry ekológie Príf. UK v Bratislave za pomoc pri odbere vzoriek a ich laboratórnom spracovaní. Výskum bol uskutočnený s podporou projektov VEGA č. 1/0255/15 a 1/0127/20.

LITERATÚRA

- ARRHENIUS, O., 1921. Species and Area. *Journal of Ecology*, 9: 95-99.
- BALÁZS, G. – ANGYAL, A. – KONDOROSY, E., 2015. *Niphargus* (Crustacea: Amphipoda) species in Hungary: literature review, current taxonomy and the updated distribution of valid taxa. *Zootaxa*, 3974 (3): 361-376.
- BARQUÍN, J. – DEATH, R. G., 2009. Physico-chemical differences in karst springs of Cantabria, northern Spain: Do invertebrate communities correspond? *Aquatic Ecology*, 43: 445-455.
- BÍLKOVÁ, M. – SCHENKOVÁ, J., 2015. Carpathian spring fens versus nearby brooks: what does *Trichodrilus strandi* (Lumbriculidae) like more? In SCHENKOVÁ, J. (Ed.), 13th International Symposium on Aquatic Oligochaeta: Book of Abstracts. Masaryk University, Brno, 71 pp.
- BOON, P. J. – PRINGLE, C. M. (Eds.), 2009. Assessing the conservation value of fresh waters: An international perspective. Cambridge University Press, Cambridge, 293 pp.
- BOTOSANEANU, L. (Ed.), 1998. Studies in Crenobiology. The Biology of Springs and Springbrooks. Backhuys Publishers, Leiden, 261 pp.
- ARRHENIUS, O., 1921. Species and Area. *Journal of Ecology*, 9: 95-99.
- BALÁZS, G. – ANGYAL, A. – KONDOROSY, E., 2015. *Niphargus* (Crustacea: Amphipoda) species in Hungary: literature review, current taxonomy and the updated distribution of valid taxa. *Zootaxa*, 3974 (3): 361-376.
- BARQUÍN, J. – DEATH, R. G., 2009. Physico-chemical differences in karst springs of Cantabria, northern Spain: Do invertebrate communities correspond? *Aquatic Ecology*, 43: 445-455.
- BÍLKOVÁ, M. – SCHENKOVÁ, J., 2015. Carpathian spring fens versus nearby brooks: what does *Trichodrilus strandi* (Lumbriculidae) like more? In SCHENKOVÁ, J. (Ed.), 13th International Symposium on Aquatic Oligochaeta: Book of Abstracts. Masaryk University, Brno, 71 pp.
- BOON, P. J. – PRINGLE, C. M. (Eds.), 2009. Assessing the conservation value of fresh waters: An international perspective. Cambridge University Press, Cambridge, 293 pp.
- BOTOSANEANU, L. (Ed.), 1998. Studies in Crenobiology. The Biology of Springs and Springbrooks. Backhuys Publishers, Leiden, 261 pp.
- BRTEK, J., 2001. Príspevok k poznaniu Amphipod Slovenska (I. Gammaroidea, Crangonyctoidea, Corophioidea). *Zborník Slovenského národného múzea, Prírodné vedy*, 67: 65-89.
- CANTONATI, M. – GERECKE, R. – BERTUZZI, E., 2006. Springs of then Alps-sensitive ecosystems to environmental change: from biodiversity assessments to long-term studies. *Hydrobiologia*, 562(1): 59-96.
- CANTONATI, M. – FÜREDER, L. – GERECKE, R. – JÜTTNER, I. – COX, E. J., 2012. Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*, 31(2): 463-480.
- ČEJKA, T. – DVOŘÁK, L. – HORSÁK, M. – ŠTEFFEK, J., 2007. Checklist of molluscs (Mollusca) in the Slovak Republic. *Folia Malacologica*, 15(2): 49-58.
- ČEJKA, T., 2017. Determinačný kľúč pre hydrobiológov: Časť VI. vodné mäkkýše Slovenska. Slovenská vodohospodárska spoločnosť pri Výskumnom ústave vodného hospodárstva, Bratislava, 48 pp.
- CÍBIK, J. – BERACKO, P. – KRNO, I. – DERKA, T., 2020b. Spoločenstvá pošvatiek (Insecta: Plecoptera) krasových prameňov Západných Karpát. *Entomofauna carpathica*, 32(1): 153-164.
- CÍBIK, J. – BERACKO, P. – NAVARA, T. – DERKA, T., 2020a. Spoločenstvá potočníkov (Insecta: Trichoptera) krasových prameňov Západných Karpát. *Biodiversity & Environment*, 12(1): 26-40.
- CÍBIK, J. – BERACKO, P. – DERKA, T., 2020c. Mayfly (Insecta: Ephemeroptera) assemblages of Western Carpathians Karst springs. *Entomofauna carpathica*, 32(1): 141-152.

- COPILAȘ-CIOCIANU, D. – GRABOWSKI, M. – PÂRVULESCU, L. – PETRUSEK, A., 2014. Zoogeography of 519 epigean freshwater Amphipoda (Crustacea) in Romania: fragmented distributions and 520 wide altitudinal variability. *Zootaxa*, 3893: 243-260.
- CSUZDI, C. – ZICSI, A., 2003. Earthworms of Hungary (Annelida: Oligochaeta; Lumbricidae). In CSUZDI, C. – MAHUNKA, S. (Eds.), *Pedozoologica Hungarica 1. Hungarian Natural History Museum, Budapest*, 1-271.
- DAVIS, J. R., 1982. New records of aquatic Oligochaeta from Texas, with observations on their ecological characteristics. *Hydrobiologia*, 96: 15-29.
- DE CÁCERES, M. – LEGENDRE, P., 2009. Associations between species and groups of sites: indices and statistical inference. *Ecology*, 90(12): 3566-3574.
- DUDGEON, D. – ARTHINGTON, A. H. – GESSNER, M.O. – KAWABATA, Z. – KNOWLER, D.J. – LÉVÊQUE, C. – NAIMAN, R. J. – PRIEUR-RICHARD, A. H. – SOTO, D. – STIASSNY, M. L. – SULLIVAN, C. A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological reviews*, 81(2): 163-182.
- DUMNICKA, E. – GALAS, J. – JATULEWICZ, I. – KARLIKOWSKA, J. – RZONCA, B.O., 2013. From spring sources to springbrook: changes in environmental characteristics and benthic fauna. *Biologia*, 68(1): 142-149.
- DUMNICKA, E., 2000. Studies on Oligochaeta taxocens in streams, interstitial and cave waters of southern Poland. *Acta zoologica cracoviensia*, 43: 339-392.
- ERMAN, N. A. – ERMAN, D. C., 1995. Spring permanence, Trichoptera species richness, and the role of drought. *Journal of the Kansas Entomological Society*, 68: 50-64.
- FIŠER, C. – COLEMAN, C. I. – ZAGMAJSTER, M. – ZWITTNIG, B. – GERECKE, R. – SKET, B., 2010. Old museum samples and recent taxonomy: A taxonomic, biogeographic and conservation perspective of the *Niphargus tatrensis* species complex (Crustacea: Amphipoda). *Organisms, Diversity and Evolution*, 10: 5-22.
- GLAZIER, D. S., 1991. The fauna of North American temperate coldsprings: patterns and hypotheses. *Freshwater Biology*, 26: 527-542.
- GLÖER, P. – MEIER-BROOK, C., 2003. Süßwassermollusken (Ein Bestimmungsschlüssel für die Bundesrepublik Deutschland). *Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung, Hamburg*, 134 pp.
- GREGO, J. – GLÖER, P., 2019. A new *Bythinella* (Mollusca: Gastropoda: Risssooidea) in the Slovak Republic. *Ecologica Montenegrina*, 21: 80-85.
- HAVIAROVÁ, D., 2007. Výskum krasových vôd z pohľadu ochrany jaskýň na Slovensku. *Podzemná voda*, 13(2): 153-161.
- HORSÁK, M. – JUŘIČKOVÁ, L. – PICKA, J., 2014. Měkkýši České a Slovenské republiky / Molluscs of the Czech and Slovak Republics. *Nakladatelství Kabourek, Zlín*, 270 pp.
- HORSÁK, M., 2003. Mlži rodu *Pisidium* C. Pfeiffer (Mollusca: Bivalvia) České republiky. *Acta Facultatis Ecologiae*, 10: 219-229.
- HRABĚ, S., 1942. Poznámky o zvířetě ze studní a pramenů na Slovensku. *Sborník přírodovědeckého klubu v Brně*, 24: 23-30.
- HRABĚ, S., 1979. Vodní máloštětinatci (Oligochaeta) Československa. *Univerzita Karlova, Praha*, 167 pp.
- HUDEC, I. – MOCK, A., 2014. *Niphargus plurispinosus* n. sp (Crustacea, Aphipoda), a stygophile and hypotelmiorheic representative from Central Europe. *Subterranean Biology*, 13: 65-87.
- ILLÉŠOVÁ, D. – HALGOŠ, J., 1997. The typification of spring areas according to black fly coenoses in Slovakia (Diptera, Simuliidae). *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis Biology*, 95: 57-61.
- KASPRZAK, K. – SZCZESNY, B., 1976. Oligochaetes (Oligochaeta) of the River Raba. *Acta Hydrobiologica*, 18: 75-87.
- KASPRZAK, K., 1989. Zoogeography and habitat distribution of earthworms (Lumbricidae) and enchytraeids (Enchytraeidae) of the Carpathian Mountains (Poland). *Miscellanea Zoologica*, 13: 37-44.
- KOŠEL, V. – HUDEC, I. – ROZLOŽNÍK, M., 1997. Malacostraca of the Biosphere Reserve of the Slovak Karst and the adjacent regions. In TÓTH, E. – HORVÁTH, R. (Eds.), *Proceedings of the „Research, conservation, management“ Conference. Vol. 1., Aggtelek*, 421-425.

- KOŠEL, V., 1994. Fauna prameňov a vyvieračiek. In ROZLOŽNÍK, M. – KARASOVÁ, E. (Eds.), Slovenský kras – Chránená krajinná oblasť – biosférická rezervácia. Osveta, Martin, 235-238.
- KOŠEL, V., 2001. Hirudonológia pre hydrobiológov v praxi. In MAKOVINSKÁ, J. – TÓTHOVÁ, L. (Eds.), Zborník z hydrobiologického kurzu 2001. Výskumný ústav vodného hospodárstva, Bratislava, 37-54.
- KOŠEL, V., 2002. Ploskule (Turbellaria) v súčasnom životnom prostredí Slovenska. In MAKOVINSKÁ, J. – TÓTHOVÁ, L. (Eds.), Zborník z hydrobiologického kurzu 2002, Rajecské Teplice, Výskumný ústav vodného hospodárstva, Bratislava, 14-26.
- KOŠEL, V., 2004. Taxonomical position of two species of *Trocheta* (Hirudinea) described from Central Europe. *Biologia*, 59: 25-28.
- KRNO, I. – TOMAJKA, J. – TIRJAKOVÁ, E. – BULÁNKOVÁ, E. – HALGOŠ, J. – KOŠEL, V., 1995. Vplyv kyslých zrážok na faunu pramenísk pohoria Vtáčnik. *Rosalia*, 10: 21-34.
- KRNO, I., 1982a. Štruktúra a dynamika spoločenstiev makrozoobentosu riečky Lupčianky a jej prítokov (Nízke Tatry). *Biologické práce SAV*, 28: 1-128.
- KRNO, I., 1982b. Typológia tečúcich vôd a prameňov povodia rieky Belej na základe taxocenóz pošvatiek (Plecoptera). *Zborník prác o Tatranskom národnom parku*, 23: 193-196.
- KRNO, I., 1992. Makrozoobentos pramenísk v CHKO Veľká Fatra. *Ochrana prírody*, 1: 107-116.
- KRNO, I., 1994. Pošvatky (Plecoptera) Bielych Karpát (Stoneflies (Plecoptera) of the White Carpathians), *Acta Musealia*, 5: 5-11.
- KRNO, I., 2002. Stoneflies (Plecoptera) of the national Nature Reserve Rozsutec (National Park Malá Fatra). *Folia faunistica Slovaca*, 7: 25-29.
- KRUŠINSKÁ, A. – BERACKO, P., 2014. Pijavice (Hirudinea) lotických biotopov povodia Hrona a Rimavy. *Folia faunistica Slovaca*, 19(1): 81-88.
- LOŽEK, V., 1956. Klíč československých měkkýšů. Vydavatelstvo Slovenskej Akadémie Vied, Bratislava, 435 pp.
- NECPALOVÁ, K. – STLOUKAL, E., 2011. Príspevok k poznaniu rozšírenia Amphipoda v národných parkoch zahrnutých do projektu all taxa biodiversity inventory. *Folia faunistica Slovaca*, 16: 191-200.
- NESEMANN, H., 1993. Identification key to Hungarian leeches of the subfamily Trochetinae Pawlowski, 1954, with notes on systematics of the subfamily Erpobdellinae Blanchard, 1894 (Hirudinea). *Annales historico-naturales Musei nationalis hungarici*, 85: 19-35.
- NEUBERT, E. – NESEMANN, H., 1999. Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellida, Hirudinea. Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg, Berlin, 178 pp.
- OKSANEN, J. – BLANCHET, F. G. – FRIENDLY, M. – KINDT, R. – LEGENDRE, P. – MCGLINN, D. – MINCHIN, P. R. – O'HARA, R. B. – SIMPSON, G. L. – SOLYMOS, P. – STEVENS, M. H. H. – SZOECES, E. – WAGNER, H., 2019. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.5-6. URL <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- R CORE TEAM, 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>.
- RESLOVÁ, M. – SIMON, O., 2015. Ploštěnky – opomíjené obyvatelé našich vod. *Živa*, 5: 254-256.
- REYNOLDS, T., 1953. Habitat of *Polycelis felina* (= *cornuta*) and *Crenobia alpina* in the British Isles. *Nature*, 171: 660.
- ROSENZWEIG, M., 1995. Species Diversity in Space and Time. Cambridge University Press, Cambridge, 437 pp.
- SCARSBROOK, M. R. – BARQUÍN, J. – GRAY, D. P., 2007. New Zealand coldwater springs and their biodiversity. *Science for Conservation*, 278, 72 pp.
- SCHMELZ, R. – COLLADO, R., 2010. A guide to European terrestrial and freshwater species of Enchytraeidae (Oligochaeta). *Soil Organisms*, 82(1): 1-176.
- ŠPORKA, F. (Ed.), 2003. Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 590 pp.
- ŠTEFFEK, J. – GREGO, J., 2008. The current status of the genus cf. *Hauffenia* (Mollusca: Gastropoda: Hydrobiidae) distribution in Slovakian Karst. *Slovenský Kras*, 46(2): 387-392.

- STLOUKAL, E. – KUNZL, D., 2015. First record of Niphargid Amphipods in region of Bratislava (Western Slovakia). *Folia faunistica Slovaca*, 20(2): 157-162.
- TICHÝ, L. – CHYTRÝ, M., 2006. Statistical determination of diagnostic species for site groups of unequal size. *Journal of Vegetation Science*, 17(6): 809-818.
- TIMM, T., 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia*, 66: 1-235.
- VAN HAAREN, T. – SOORS, J., 2013. Aquatic Oligochaeta of The Netherlands and Belgium. KNNV Publishing, Zeist, 302 pp.
- VERDONSCHOT, P. F. M., 2001. Hydrology and substrates: determinants of oligochaete distribution in lowland streams (The Netherlands). *Hydrobiologia*, 463: 249-262.
- VON FUMETTI, S. – BLATTNER, L., 2016. Faunistic assemblages of natural springs in different areas in the Swiss National Park: a small-scale comparison. *Hydrobiologia*, 793(1): 1-10.
- VON FUMETTI, S. – BLATTNER, L., 2017. Faunistic assemblages of natural springs in different areas in the Swiss National Park: a small-scale comparison. *Hydrobiologia*, 793: 175-184.
- WIGGER F. W. – SCHMIDLIN, L. – NAGEL, P. – VON FUMETTI, S., 2015. Macroinvertebrate assemblages of natural springs along an altitudinal gradient in the Bernese Alps, Switzerland. *Annales de Limnologie*, 51: 237-247.
- WILLIAMS, D. D. – DANKS, H. V., 1991. Arthropods of springs, with special reference to Canada. *The Memoirs of the Entomological Society of Canada*, 123(S155): 203-217.
- WILLIAMS, D.D. – DANKS, H. V. – SMITH, I. M. – RING, R. R. – CANNINGS, R. A., 1990. Freshwater Springs: A National Heritage. A brief prepared for the Biological Survey of Canada (Terrestrial Arthropods), *Bulletin of Entomological Society of Canada*, 22: 8.

REDISCOVERY OF *ARTHROPLEA CONGENER* BENGTSSON, 1909 (EPHEMEROPTERA, ARTHROPLEIDAE) IN THE PANNONIAN LOWLAND IN SW SLOVAKIA AND THE FIRST RECORD OF *AMETROPUS FRAGILIS* ALBARDA, 1878 (EPHEMEROPTERA, AMETROPODIDAE) FROM THE IPEL (IPOLY) RIVER

Patrik MACKO¹ – Tomáš DERKA^{1}*

ABSTRACT

Although the mayfly fauna of Slovakia is relatively well-researched, there are still many endangered species which occurrence and distribution are relatively poorly known, and their latest records are more than three decades old. Therefore, in this study, we present the rediscovery of such mayfly species Arthroplea congener in the National Nature Reserve Jurský Šúr in SW Slovakia and bring the first record of Ametropus fragilis from the Ipeľ (Ipoly) river, representing the only third known locality in Slovakia.

KEYWORDS

Ephemeroptera, endangered species, Arthropleidae, Ametropodidae, Central Europe

INTRODUCTION

Mayflies (Ephemeroptera) currently consist of more than 3700 species in approximately 450 genera and 42 families (JACOBUS et al., 2021). They represent what is left of primitive ancestors (Ephemerida), dating back to the Carboniferous (SARTORI & BRITTAİN, 2015). The life cycle of all current representatives consists of aquatic eggs and larvae and terrestrial subadults and adults, with most of the life cycle taking place in an aquatic environment (BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012).

Mayfly larvae - naiads inhabit almost all freshwater ecosystems except groundwater and heavily polluted water (BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012). Most species prefer lotic habitats, where their naiads form an essential part of macrozoobenthos biomass (BAPTISTA et al., 2006; SARTORI & BRITTAİN, 2015). Their naiads contribute to several processes, such as bioturbation and bioirrigation, decomposition, nutrient cycling, and simultaneously serve as a primary source of nutrients for numerous organisms (WALLACE & WEBSTER, 1996; BAPTISTA et al., 2006; JACOBUS et al., 2019). However, many of their ecosystem services are currently threatened by degradation and loss of natural habitats caused by hydromelioration, chemical pollution and the spread of invasive species (CARPENTER et al., 2011). Due to their cosmopolitan distribution and high-quality water requirements, they also serve as important indicators of ecosystem health (MEDINA & VALLANIA, 2001; NELSON & ROLINE, 2003; ARIMORO & MULLER,

¹ Department of Ecology, Faculty of Natural Sciences, Comenius University in Bratislava, Bratislava, Slovak Republic, e mail: derka@fns.uniba.sk; macko48@uniba.sk

* corresponding author

2010; SNYDER et al., 2014) and an integral part of biomonitoring protocols (MOOG et al., 1997; BUFFANGI, 1997; DERKA, 2003a; MENETREY et al., 2007; MIŠÍKOVÁ ELEXOVÁ et al., 2010, 2015).

The level of knowledge of mayfly diversity varies within different geographical regions. While North America and Europe are considered relatively well-known, there are still many undescribed species in other regions (SARTORI & BRITTAİN, 2015). The fauna of European mayflies, covering most of the Western Palaearctic, includes 369 species in 48 genera and 19 families (BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012). The occurrence of 123 species in 33 genera and 16 families is currently reported in Slovakia. More than 60% belong to Baetidae and Heptagenidae, but up to 6 families are represented by only one species (DERKA, 2003b; KRNO & DERKA, 2011). After reassessment of older records, eliminating dubious findings, and incorporating current knowledge of the mayflies taxonomy, we estimate that the number of valid species should be reduced to approximately 105. Concurrently, it is necessary to verify the occurrence of another species that has not been recorded in Slovakia for more than three decades, e.g. *Oligoneuriella polonica* Mol, 1984, *Cercobrachys minutus* (Tshernova, 1952) (SOLDÁN, 1978), *Oligoneurisca borysthenica* (Tshernova, 1937) and *Behningia ulmeri* Lestage, 1929 (SOLDÁN, 1981). The Red List of Slovakian mayflies includes 41 species (DEVÁN, 2001), most of which live in lowland streams (DERKA, 2005). Simultaneously, recent findings from Ukraine confirmed the importance of these habitats for rare species of mayflies (MARTYNOV, 2018, 2020). Although the mayfly fauna of Slovakia is relatively well-researched, the actual distribution and population sizes of endangered species are poorly known.

This study, therefore, presents the rediscovery of endangered mayfly *Arthropilea congener* Bengtsson, 1909 in the two localities of Nature National Reserve Jurský Šúr in SW Slovakia after more than three decades (KRNO, 1993) and the first record of critically endangered mayfly *Ametropus fragilis* Albarda, 1878 from the Ipeľ (Ipoly in Hungarian) river forming the border between Slovakia and Hungary, which represents the first record from the Ipeľ (Ipoly) river and only third known locality in Slovakia.

MATERIAL AND METHODS

Qualitative samplings of mayflies in the Jurský Šúr wetland was performed on 18. April and 29. May 2020, and 5. May 2021, and in the Ipeľ river on 15. May 2021. Sampling from the lotic habitats was performed by standard kicking technique according to FROST et al. (1971) with the hydrobiological net with a mesh size of 0.5 mm. Sampling from the Jurský Šúr lentic habitats was also performed by careful inspection of submerged debris. All specimens were selected on the site and preserved in 96% pure ethanol. Subsequently, all specimens were determined using a stereomicroscope and determination keys BAUERNFEIND & HUMPSCH (2001), KRNO & DERKA (2011).

Sampling area Jurský Šúr wetland is located in the NW part of Pannonian lowland in close contact with the SW part of Carpathian Mts. It spreads on the area of 665 ha in altitude about 130 m a. s. l. Freshwater habitats are represented by peat bogs, swamps in alder forests, gravel pits, artificial channels, streams, ponds and several periodic water bodies of various types (JANSKÝ & DAVID, 2010; MAJZLAN & VIDLIČKA, 2010). In this study, we investigated three gravel pits (Štrkovisko 1 - ŠI, 48°13'38.2"N, 17°12'06.89"E;

Štrkovisko 2 – Š2, 48°13'38.78"N, 17°12'17.57"E; Štrkovisko 3 – Š3, 48°13'37.89"N, 17°12'18.96"E), fish pond Šúrsky rybník – ŠR (48°13'50.05"N, 17°12'20.09"E) stream Račí potok – RP (48°13'41.62"N, 17°11'50.58"E), channel Blatina – BL (48°13'58.64"N, 17°12'11.27"E), and outflow channel Blahutov kanál – BK (48°14'07.84"N, 17°12'28.89"E), situated in the alder forest (Figures 1A, B).

The Ipeľ river is a left side Danube tributary situated in the southern part of central Slovakia. The essential part of the middle and lower reaches forms a natural border between Slovakia and Hungary (Figures 1A, C). The river's catchment area is 5151 km², with its dominant part (3648 km²) in the territory of Slovakia (FEKETE, 1972). In this study, we investigated three localities in the lowland reaches Ipeľ – Leľa (IL; 47°51'52.71"N, 18°47'32.03"E), Ipeľ – Kubáňovo (IK; 48°03'26.39"N, 18°48'45.83"E) and Ipeľ – Tešmák (IT; 48°03'19.57"N, 18°59'10.93"E).

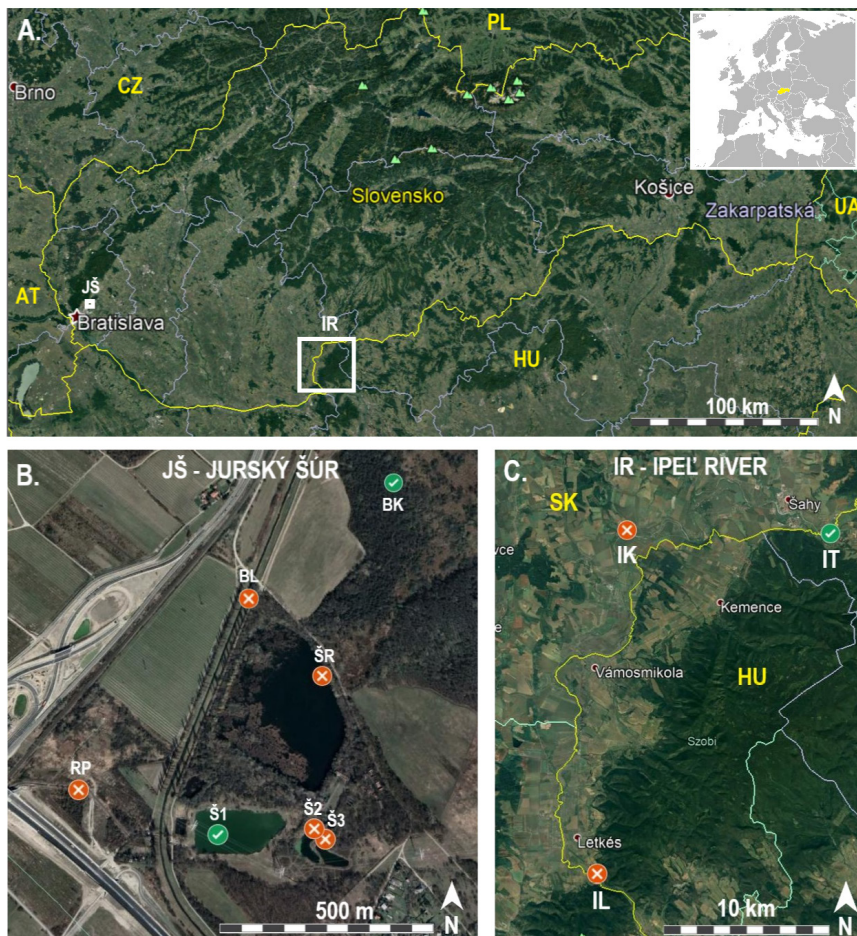


Figure 1. A. Map of Slovakia highlighting the study sites by squares (JŠ – Jurský Šúr, IR – Ipeľ river), B. Detail map of Jurský Šúr with exact sampled sites (RP – Račí

potok, Š1 – Štrkovisko 1, Š2 – Štrkovisko 2, Š3 – Štrkovisko 3, ŠR – Šúrsky rybník, BK – Blahutov kanál), C. Detail map of exact sampled sites in Ipeľ river (IL – Ipeľ Leľa, IK – Ipeľ Kubáňovo, IT – Ipeľ Tešmák). Legend: localitis with ✖ absent and ✔ present individuals of studied species.

RESULTS AND DISCUSSION

Rediscovery of *Arthroplea congener* Bengtsson, 1909 in Jurský Šúr

The occurrence of *Arthroplea congener* was confirmed in two out of seven investigated localities in Jurský Šúr wetland, which represents the only verified locality of this mayfly in Slovakia. The last findings date back to 1988 when six larvae from the Šúrsky rybník (fish pond) were recorded (KRNO, 1993). One adult was allegedly recorded in the Eastern Slovakia on the lake Izra in the Slanské vrchy Mts. (KRNO *in verb*), but our recent investigation did not confirm this finding. Naiads sampling is quite complicated because individuals often remain motionless and easily escape attention (LANDA, 1969). It was confirmed during sampling in sampled site (Štrkovisko 1, Figures 1B, 2A), where, despite our great effort, we recorded only five naiads. However, we found an abundant population in shallow wetlands in the alder forest irrigated by the Blahutov channel (Figures 1B, 2B). This site represents a new locality of occurrence of *A. congener* in the area of Jurský Šúr. Here, the outflow channel from the neighbouring Šúrsky rybník spill between the roots of alder and cattail (*Typha* sp.) and creates a wetland with shallow, almost stagnant water (Figure 2B). The tiny brown-black naiads of *A. congener* were attached to the submerged twigs and leaves, where they became almost invisible. On the contrary, the fish-shaped naiads of the other mayfly *Siphonurus aestivalis* Eaton, 1903 were quite conspicuous and presented in relatively high abundance. Our subsequent investigations also confirmed the occurrence of the mayfly *Paraleptophlebia werneri* Ulmer, 1920.



Figure 2. A. Gravel pit (Štrkovisko 1) with the occurrence of *A. congener*. B. Alder swamp (Blahutov kanál) with the occurrence of the abundant population of *A. congener*.

The morphology of *A. congener* larvae is unique and cannot be misinterpreted (Figures 3A, B). The highly specialized mouthparts form a filtering basket with long two-segmented maxillary palps, clearly visible in the dorsal view (BAUERNFEIND

& SOLDÁN, 2012). The first segment extends behind the head and reaches the mesonotum. The second segment is exceptionally long, thin and sickle-shaped with numerous setae. Naiads move them intensively with a frequency of 50 up to 250 movements per minute, depending on the age. This way, *A. congener* actively filters food from the water column, including small crustaceans and rotifers. Concurrently, the enormous power of the maxillary palps is used to swim in defence, as if they were jumping and escaping predators (SOLDÁN, 1979).

The development of *A. congener* is fast and short, lasting approximately two months. In the Jurský Šúr, the first naiads hatch in April and disappear at the beginning of June. The rest of the year they spend in the egg diapause. Their development in northern Europe is shifted, and it takes time from the beginning of May to July or August (BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012).

The family Arthropleidae is defined as monophyletic, with *A. congener* and *A. bipunctata* (McDunnough, 1924) in Europe and North America, respectively (BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012). The distribution of *A. congener* is Palearctic with a continuous area ranging from Scandinavia through Northern Russia to Western Siberia. In this area, *A. congener* represents a typical lowland species but exceptionally occurs outside the lowlands. Simultaneously, it occurs in the United Kingdom and Central Europe, including Germany, Austria, Czech Republic, and Slovakia. Here, it inhabits localities from the lowlands to approximately 800 m a.s.l. Generally, the distribution of *A. congener* roughly follows the last glaciation's southern limits (BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012).

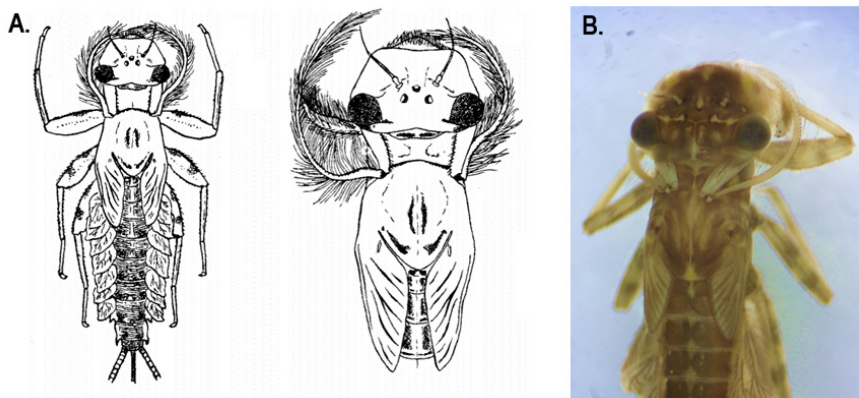


Figure 3. A. The original larvae illustration of *A. frankenbergeri* (synonym of *A. congener*) from the Jurský Šúr by BALTHASAR (1937), B. Larvae of *A. congener* recently sampled in the Jurský Šúr.

The population of *A. congener* in Jurský Šúr was first discovered by BALTHASAR (1937), who originally described it as a new species *A. frankenbergeri* (Figure 3A). However, LANDA (1954) compared material from Central Europe with the description of *A. frankenbergeri* and the original description of *A. congener* and concluded that the *A. frankenbergeri* probably represent a junior synonym of *A. congener*. Currently,

A. frankenbergeri is considered a junior subjective synonym of *A. congener* (LANDA, 1969; BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012). Therefore, the Central European populations probably represent glacial relicts, not endemic species.

Finally, our newly discovered locality in the alder forest probably represents the site where most of the population of *A. congener* survives. Previously published rare findings from the other sites in the Jurský Šúr (BALTHASAR, 1937; LANDA, 1969; KRNO, 1993) probably represented the peripheral areas of the *A. congener* population or an accidental occurrence.

The first record of *Ametropus fragilis* Albarda, 1878 from the Ipeľ river

Four fully developed larvae of *A. fragilis* were found in the Ipeľ river near the Tešmák (Figures 1C, 4). The occurrence of this species was not confirmed in the two other sampled localities near the Leľa and Kubáňovo (Figure 1C). Although the Ipeľ river has been subjected to relatively intensive hydrobiological research (LANDA, 1969; LANDA & SOLDÁN, 1989; KOVÁCS et al., 2002; KOVÁCS & KOVÁCS, 2006; KOVÁCS, 2011; MIŠÍKOVÁ ELEXOVÁ et al., 2010, 2015), this species was not recorded. The first record of *A. fragilis* from Slovakia was published by SOLDÁN (1978), who recorded one male adult and one female subadult at the Latorica river near the Leles, South-East Slovakia. Recent data confirm its occurrence from the Tisa river near the Malé Trakany (MIŠÍKOVÁ ELEXOVÁ et al., 2010, 2015), which represents the border river between Hungary and Slovakia. Therefore, our findings represent the third known locality of *A. fragilis* in Slovakia. We can speculate whether the population represents a relict of a former larger population decimated by river regulations and contamination or a current dispersion from the Danube river. The first option seems more likely because the species is considered extinct in the Danube (KOVÁCS, 2011).



Figure 4. Ipeľ river near the Tešmák with the occurrence of *A. fragilis*.

The morphology of *A. fragilis* larvae, as the only known European representative of the family Ametropodidae, is unique thanks to the relatively short forelegs with curved claws and characteristic ventral process on coxa (coxal pad, Figures 5A, B). Fish-shaped larvae reach a body length of 13 to 16 mm. Body colouration is light brownish with a reddish-brown triangular spot or mediolongitudinal line, more detailed description in BAUERNFEIND & SOLDÁN (2012).

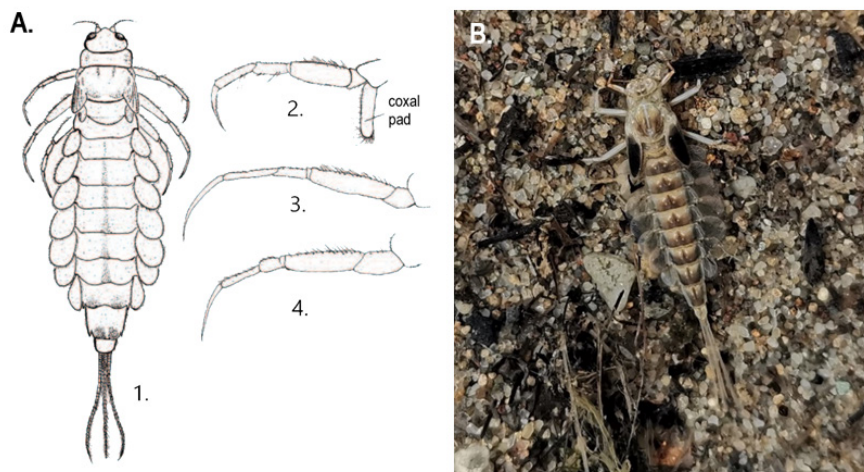


Figure 5. A. The illustration of *A. fragilis* larvae by WANG et al. (2013). Legend: 1. habitus (dorsal view), 2. foreleg, 3. midleg, 4. hindleg, B. Larvae of *A. fragilis* from the Ipeľ river.

The growth of the larvae takes place from August to May, and adults occur in late April and May. The larvae are psamphilous and sand-dwelling and usually occur near the river banks with the preferred microhabitats such as sand with an admixture of detritus, clay, gravel, submerged logs, alder twigs, cones or accumulations of leaves. Larvae swim exceptionally quickly but usually remain hidden in the substratum (semi-burrowers), only antennae and eyes extruding from the bottom (JADZEWSKA, 1973; BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012). JADZEWSKA (1973) also reported that the most accompanying species are larvae of mayfly *Ephemera lineata* Eaton, 1870, dragonfly of *Gomphus* Leach, 1815 and the waterbug *Aphelocheirus aestivalis* (Fabricius, 1794), and we confirmed her observations. Simultaneously at the sampling site, we recorded other ten mayfly species: *Baetis buceratus* Eaton, 1870, *B. fuscatus* (Linnaeus, 1761), *Proclleon bifidum* (Bengtsson, 1912), *Potamanthus luteus* (Linnaeus, 1767), *Heptagenia sulphurea* (Müller, 1776), *H. longicauda* (Stephens, 1836), *Ephemerella ignita* (Poda, 1761), *Paraleptophlebia submarginata* (Stephens, 1835), *Caenis luctuosa* (Burmeister, 1839) and *Brachycercus harrisellus* Curtis, 1835.

The worldwide monophyletic family Ametropodidae includes only one genus with five nominal species, and *A. fragilis* represents the only known Holarctic species (BAUERNFEIND & SOLDÁN, 2012). The distribution of *A. fragilis* includes North-Western Canada and the USA, Central and Eastern Europe, Ural Mts. and Siberia (subspecies *A. eatoni*). The distribution in Europe covers Estonia, Latvia, Lithuania, Poland, Germany, Austria, Slovakia, Hungary, Italy, Bulgaria and Romania (THOMAS & BELFIORE, 2013) and Croatia (ČUK et al., 2015).

ACKNOWLEDGEMENTS

We are grateful to the journal editor and anonymous reviewers for their constructive and valuable comments, which helped us improve the first version of the manuscript. This study was supported by the grant UK/173/2021 and KEGA 016UK-4/2019.

LITERATURE

- ARIMORO, F. O. – MULLER, W. J., 2010. Mayfly (Insecta: Ephemeroptera) community structure as an indicator of the ecological status of a stream in the Niger Delta area of Nigeria. *Environmental monitoring and assessment*, 166 (1-4): 581-594.
- BALTHASAR, V., 1937. Arthropleidae, eine neue Familie der Ephemeropteren. *Zool. Anz.*, 120: 204-230.
- BAPTISTA, D. F. – BUSS, D. F. – DIAS, L. G. – NESSIMIAN, J. L. – DA SILVA, E. R. – NETO, A. D. M. – DE CARVALHO, S. N. – DE OLIVEIRA, M. A. – ANDRADE, L. R., 2006. Functional feeding groups of Brazilian Ephemeroptera nymphs: ultrastructure of mouthparts. In *Annales de Limnologie-International Journal of Limnology*, EDP Sciences, 42 (2): 87-96.
- BAUERNFEIND, E. – HUMPECH, U. H., 2001. Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. Verlag des Naturhistorischen Museums, Wien, 1-239.
- BAUERNFEIND, E. – SOLDÁN, T., 2012. The Mayflies of Europe (Ephemeroptera). Apollo, Ollerup, Brill, 781 pp.
- BUFFAGNI A., 1997. Mayfly community composition and the biological quality of streams. *Ephemeroptera & Plecoptera: biology-ecology-systematics*. MTL, Fribourg, 235-246.
- CARPENTER, S. R. – STANLEY, E. H. – VANDER ZANDEN, M. J., 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual review of Environment and Resources*, 36: 75-99.
- ČUK, R. – ČMRLEC, K. – BELFIORE, C., 2015. The first record of *Ametropus fragilis* Albarda, 1878 (Insecta: Ephemeroptera) from Croatia. *Natura Croatica*, 24 (1): 151-157.
- DERKA, T., 2003a. Autekologické charakteristiky - Ephemeroptera. In: ŠPORKA, F., (Ed.): *Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky*. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 104-118.
- DERKA, T., 2003b. Súpis druhov vodných bezstavovcov (makrovertebrát) Slovenska -Ephemeroptera. In: ŠPORKA, F., (Ed.): *Vodné bezstavovce (makrovertebráta) Slovenska, súpis druhov a autekologické charakteristiky*. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 33-37.
- DERKA, T., 2005. Podenky (Ephemeroptera) Slovenska – rozšírenie, pôvod, ekológia. Dizertačná práca. Univerzita Komenského v Bratislave, 150 pp.
- DEVÁN, P., 2001. Červený (ekosozologický) zoznam podeniek (Ephemeroptera) Slovenska - In: BALÁŽ, D. – MARHOLD, K. – URBAN, P., eds., *Červený zoznam rastlín a živočíchov Slovenska*, Ochr. Prír. 20 (Supl.): 94-95.
- FEKETE, Š., 1972. Úpravy rieky Ipla v strede záujmov ochrany prírody. *Práce Štúd. Českoslov. Ochr. Prír.*, Ser. IV, Bratislava, 3: 3-212.
- FROST, S. – HUNI, A. – KERSHAW, W. E., 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology*, 49 (2): 167-173.
- JACOBUS, L. M. – MACADAM, C. R. – SARTORI, M., 2019. Mayflies (Ephemeroptera) and their contributions to ecosystem services. *Insects*, 10 (6): 170-196.
- JACOBUS, L. M. – SALLES, F. F. – PRICE, B. – PEREIRA-DA-CONCEICAO, L. – DOMINGUEZ, E. – SUTER, P. J. – MOLINERI, C. – TIUNOVA – T. M. – SARTORI, M., 2021. Mayfly taxonomy (Arthropoda: Hexapoda: Ephemeroptera) during the first two decades of the twenty-first century and the concentration of taxonomic publishing. *Zootaxa*, 4979 (1): 25-30.
- JANSKÝ, V. – DAVID, S., 2010. Vážky (Odonata) PR Šúr.
- JAZDZEWSKA, T., 1973. Notes on the biology and ecology of the mayfly *Ametropus eatoni* Brodskij (Ephemeroptera). *Polskie Pismo entomologiczne*, 43: 469-477.
- KOVÁCS, T., 2011. Psammophilous Ephemeroptera and Plecoptera in Hungary. *Folia Historico-naturalia Musei Matraensis*, 35: 33-38.

- KOVÁCS, T. – AMBRUS, A. – JUHÁSZ, P., 2002. Ephemeroptera and Odonata larvae from the river Ipoly (Hungary). *Folia historico-naturalia Musei matraensis*, 26: 163-167.
- KOVÁCS, T., – KOVÁCS SR, T., 2006. Records of larval Ephemeroptera, Odonata and Plecoptera from the upper part of the Hungarian section of Ipoly River, with notes on aquatic Heteroptera and Coleoptera. *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis*, 30: 159-165.
- KRNO, I., 1993. Podenky (Ephemeroptera) a pošvatky (Plecoptera) prírodnej rezervácie Svätôjurský Šúr. *Biológia*, Bratislava, 48: 513-518.
- KRNO, I., – DERKA, T., 2011. Determinačný kľúč pre hydrobiológov – Podenky (Ephemeroptera). Výskumný ústav vodného hospodárstva, Bratislava, 1-63.
- LANDA, V., 1954. K výskytu severských druhů jepic v Československu. *Čas. Čs. spol. ent.* 51: 225-236.
- LANDA, V., 1969. Fauna ČSSR. Jepice – Ephemeroptera. Academia, Praha, 352 pp.
- LANDA, V. – SOLDÁN, T., 1989. Rozšíření řádu Ephemeroptera v ČSSR s ohledem na kvalitu vody. Academia, 177 pp.
- MAJZLAN, O. – VIDLIČKA, L., 2010. História vzniku Šúru a jeho ochrana.
- MARTYNOV, A. V., 2018. New records of some rare mayflies (Insecta, Ephemeroptera) from Ukraine. *Ecologica Montenegrina*, 16: 48-57.
- MARTYNOV, A. V., 2020. *Eurylophella karelica* Tiensuu, 1935 (Insecta: Ephemeroptera: Ephemerellidae) – an additional species to the mayfly fauna of Ukraine and notes on distribution of the family in the country. *Journal of Threatened Taxa*, 12 (5): 15651-15654.
- MEDINA, A. I. – VALLANIA, E. A., 2001. Ephemeroptera: Abundance and distribution in regulated streams (San Luis, Argentina). In *Trends in Research in Ephemeroptera and Plecoptera*. Springer, Boston, MA: 143-148.
- MENETREY, N. – OERTLI, B. – SARTORI, M. – WAGNER, A. – LACHAVANNE, J. B., 2007. Eutrophication: are mayflies (Ephemeroptera) good bioindicators for ponds?. In *Pond Conservation in Europe*. Springer, Dordrecht, 125-135.
- MIŠKOVÁ ELEXOVÁ, E. – HAVIAR, M. – LEŠŤÁKOVÁ, M. – ŠČERBÁKOVÁ, S. – BITUŠÍK, P. – BULÁNKOVÁ, E. – ČEJKA, T. – ČIAMPOROVÁ-ZAŤOVIČOVÁ, Z. – DERKA, T. – HAMERLÍK, L. – ILLÉŠOVÁ, D. – KODADA, J. – KOŠEL, V. – KRŇ, I. – MLÁKA, M. – NOVIKMEC, M. – ŠPORKA, F., 2010. Zoznam zistených taxónov na monitorovaných lokalitách vodných útvarov povrchových vôd Slovenska. Časť 1 – Bentické bezstavovce. *Acta Environmentalia Universitatis Comenianae*, 18, 1-335.
- MIŠKOVÁ ELEXOVÁ, E. – ŠČERBÁKOVÁ, S. – LEŠŤÁKOVÁ, M. – KOVÁČ, V. – PLACHÁ, M. – BITUŠÍK, P. – OČADLÍK, M. – BRÚDEROVÁ, T. – VRÁBLOVÁ, Z. – HAVIAR, M., 2015. Výsledky monitorovania vodných útvarov povrchových vôd Slovenska. Zoznam taxónov. Vodná fauna. Bentické bezstavovce, mihule a ryby. Výskumný ústav vodného hospodárstva, 1-329.
- MOOG, O. – BAUERNFEIND, E. – WEICHELBAUMER, P., 1997. The use of Ephemeroptera as saprobic indicators in Austria. *Ephemeroptera & Plecoptera. Biology-Ecology-Systematics*, Mauron, Tinguely & Lachat SA, 254-260.
- NELSON, S. M. – ROLINE, R. A., 2003. Effects of multiple stressors on hyporheic invertebrates in a lotic system. *Ecological Indicators*, 3 (2): 65-79.
- SARTORI, M. – BRITAIN, J. E., 2015. Order Ephemeroptera. In: THORP, J. – ROGERS, D.C., (Eds.), *Ecology and General Biology: Thorp and Covich's Freshwater Invertebrates*, Academic Press, 873-891.
- SNYDER, C. D. – HITT, N. P. – SMITH, D. R. – DAILY, J. P., 2014. Evaluating bioassessment designs and decision thresholds using simulation techniques. In *Application of Threshold Concepts in Natural Resource Decision Making*. Springer, New York, 157-197.
- SOLDÁN, T., 1978. Mayflies (Ephemeroptera) new to the fauna of Czechoslovakia found in 1972– 1977. *Acta entomologica bohemoslovaca*, 75: 319-329.
- SOLDÁN, T., 1979. Struktur und Funktion der Maxillarpalpen von *Arthroplea congener* (Ephemeroptera, Heptageniidae). *Acta Entomologica Bohemoslovaca*, 76: 353-368.
- SOLDÁN, T., 1981. Faunistic records from Czechoslovakia. Ephemeroptera. *Acta Entomologica Bohemoslovaca*, 78: 1-270.
- THOMAS, A. – BELFIORE, C., 2013. Fauna Europaea: Ephemeroptera. Fauna Europaea version 2.6.2., <http://faunaeur.org> (accessed June 6, 2021)

- WALLACE, J. B. – WEBSTER, J. R., 1996. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. Annual Review of Entomology, 41 (1): 115-139.
- WANG, Y. – ZHOU, D. – ZHOU, C., (2013). A New Record of the Mayfly Family Ametropodidae from China (Insecta: Ephemeroptera). Entomological News, 123 (3): 181-187.

CADDISFLIES OF REGULATED AND UNREGULATED STRETCHES OF THE LOWER HRON RIVER (THE DANUBE BASIN, SLOVAKIA)

Tomáš NAVARA^{1*} – Pavel CHVOJKA² – Stanislava PEKAROVÁ³ – Igor KOKAVEC¹

ABSTRACT

This study presents initial results of the research focusing on the assessment of changes in a macroinvertebrate assemblage after 20 years of operation of a small hydropower plant situated in the lower Hron River. Its aim was to provide faunistic data on Trichoptera obtained between the spring of 2019 and the summer of 2020 in the river stretches between the villages of Psiare and Jur nad Hronom. This part of the river includes seminatural stretches that alternate with those modified by the embankment, weirs, and dams; the main part of the investigated area is affected by the small hydropower plant in the village of Turá. Altogether, 46 caddisfly species were collected by different sampling methods and identified during the present study, including several rare species, such as Ceraclea riparia (Albarda, 1874), Leptocerus interruptus (Fabricius, 1775), Oecetis tripunctata (Fabricius, 1793), and Orthotrichia angustella (McLachlan, 1865). Further spreading of Adicella syriaca (Ulmer, 1907) in Slovakia was documented as well. The caddisfly fauna of the lower Hron River has been subjected to several studies in the past and all available data are compared and briefly discussed.

KEYWORDS

Trichoptera, faunistics, Pannonian ecoregion, epipotamal, small hydropower plant

INTRODUCTION

Aquatic insects of the Hron River have been the subject of several studies in recent decades. KRNO (2007) examined the longitudinal zonation and anthropogenic impact on ecological metrics of stonefly assemblages. The longitudinal zonation of chironomids was studied by BITUŠÍK et al. (2006), and that of blackflies by ILLÉŠOVÁ et al. (2008). Similarly, ČILIAK et al. (2014) analysed the environmental factors that affect the distribution of caddisfly assemblages in the longitudinal profile of the river. Tributaries of the upper Hron River were also studied, and data on the structure of the caddisfly and mayfly community were provided by NOVÍKMEC (2005) and SVITOK (2006).

In the past, the river had been severely impacted by urban sewage and industrial wastewaters (KRNO 2007). Due to the improvement in water quality in the 90s, as well as the absence of large damming constructions (BITUŠÍK et al., 2006), the river became a reference model for zonation of unbound Carpathian rivers in the study

¹ Institute of Zoology, Slovak Academy of Sciences, Dúbravská cesta 9, SK-84506 Bratislava 4, Slovakia, e-mails: tomas.navara@savba.sk, igor.kokavec@savba.sk

² National Museum, Department of Entomology, Cirkusová 1740, CZ-19300 Praha 9, Czech Republic, e-mail: pavel.chvojka@nm.cz

³ Department of Ecology, Faculty of Natural Sciences, Comenius University in Bratislava, Mlynská dolina, Ilkovičova 6, SK-84215 Bratislava 4, Slovakia, e-mail: stanik.pekarova@gmail.com

* corresponding author

by ČILIÁK et al. (2014). Since that period, construction of hydropower plants along the entire river course became common.

It has been well-documented that the presence of dams and weirs causes a decrease in the biodiversity of macroinvertebrates, as well as changes in species composition (SPENCE & HYNES, 1971; MUNN & BRUSVEN, 1991). These invoked changes may be more significant than those caused by climate change (GRAF, 1999). The main processes caused by dams can be categorised as biogeochemical changes via disruption of water and sediment transport, water temperature alteration, as well as disruption in transport of organisms and nutrients (POFF & HART, 2002). Along with the influence of industrial areas and land use, it can be concluded that the river is affected by the so-called 'urban stream syndrome' (MEYER et al., 2005; WALSH et al., 2005).

The most intensively investigated part of the river is probably its lower stretch in the vicinity of the village of Turá due to the damming by the small hydropower plant (SHP), Turá, in 2000. To assess the impact of the construction and operation of the SHP, an extensive study was done (LISICKÝ, 2003). The detailed results of the study on mayflies and stoneflies were presented by KRNO (2005). KRNO (2006) subsequently published data on caddisflies and alderflies which included a review of all previous caddisfly records from that river stretch (cf. DUDICH, 1958; NOVÁK & OBR, 1966; ELEXOVÁ, 1998). The aim of this paper is to present new data as well as contribute to the current knowledge of the caddisfly fauna of the Hron River.

MATERIAL AND METHODS

The Hron River, with its length of 279.5 km, is the second longest river in Slovakia and a left tributary of the Danube River. The river's catchment is 5,465 km² (ŠKODA et al., 2005).

Caddisfly adults were swept from the riparian vegetation at several sites alongside the stretch of the lower Hron River between the villages of Psiare and Jur nad Hronom (Figure 1). This part of the river was chosen for investigation of the effect of the SHP, Turá, since several previous studies had been conducted there. On one occasion, an LED UV light was used to attract caddisflies at the riverbank in the village of Kalná nad Hronom. Collected caddisfly adults were preserved in 75 % ethanol and identified according to MALICKY (2004). Although this study was primarily focused on caddisfly adults, we also used larval material to extend the species spectrum and distributional data. Benthic samples were collected by the kicking method (FROST et al., 1971), preserved in 4 % solution of formaldehyde, and sorted in the laboratory. Caddis larvae were identified according to WARINGER & GRAF (2011) and WARINGER et al. (2017).

Site description

S1 – Village of Psiare (cadastral part of the Hronský Beňadik village) (177 m a.s.l.), 48°19'32"N 18°33'01"E, (DFS 7677c), visited on 2.vii.2019, 14.v.2020, 25.viii.2020. The site could be characterised as unregulated, wadable stretch with rapid current. The river bottom consisted mainly of macrolithal, supplemented with large boulders (megalithal). Psammal and gravel were also present. The riparian vegetation was well-preserved (also at all study sites).

S2 – Village of Kalná nad Hronom (157 m a.s.l.), 48°12'00"N 18°31'23"E, (DFS 7777c), visited on 24.viii.2020. All material captured by UV-light attracting. The site was situated in an urbanised area below the reservoir of a small hydropower plant in the original river channel.

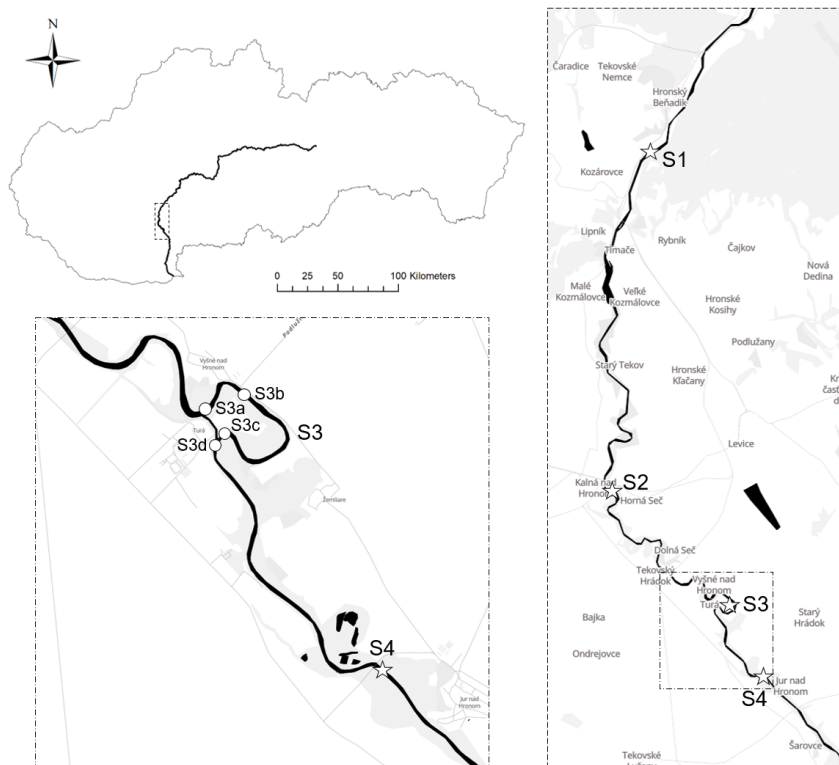


Figure 1. Map of investigated sites at the Hron River

S3 – Meander at the village of Turá, visited on 6.vi.2019, 2.vii.2019, 14.v.2020, 24.viii.2020. In this case, four sites were merged because of their relative vicinity; thus, the distances were negligible for winged adults. All four sites (within an altitude range of 154 – 145 m a.s.l., DFS 7877b) belonged to the meander at the village of Turá and were affected by a small hydropower plant, as well as further regulation (fragmentation by weirs). The first collecting site S3a, 48°09'32"N 18°35'03"E, was situated in the beginning of the meander below the main dam that created the reservoir upstream. The second collecting site S3b, 48°09'32"N 18°35'35"E, and the third collecting site S3c, 48°09'08"N 18°35'29"E, lied upstream of the second weir with slow water current. The fourth collecting site S3d, 48°09'13"N 18°35'07"E, was situated below the confluence of the main channel and the derivation channel and below the third weir. By merging the four sites into S3, the results became more

coherent; however, it also means that the sampling effort at S3 was more extensive than at S1, S2, and S4. The stretch within the meander was the richest in macrophytes when compared to all other sites and contained diverse habitats with different flow conditions and substrate structure.

S4 – Village of Jur nad Hronom (140 m a.s.l.), 48°07'44"N 18°36'50"E, (DFS 7877d), visited on 6.vi.2019, 2.vii.2019, 14.v.2020, 24.viii.2020. This was the lowermost site, unregulated, with relatively good natural conditions. The site was typical of the presence of riffles, more rapid current, and gravel was the dominant substrate; macrolithal and psammal were present as well.

RESULTS AND DISCUSSION

Altogether, 46 species of Trichoptera were identified from all samples containing over 3,000 adults and larvae (Table 1). Most species were found as adults; however, several species (*Rhyacophila nubila*, *Polycentropus flavomaculatus*, *Hydropsyche bulbifera*, *Brachycentrus subnubilus*, *Anabolia furcata*, *Allogamus auricollis*, *Lepidostoma hirtum*, *Athripsodes albifrons*, and *Oecetis ochracea*) were recorded exclusively in the larval stage. If the relative abundance of adults is compared, the most abundant species was *Psychomyia pusilla* with 539 individuals, which represented 25 % of all individuals. The second was *Agapetus laniger* with 186 individuals (8.6 %). In addition, females of the *Hydroptila sparsa* Species Group, which represents several species, were quite numerous (32.85 %) in the sample from the light trap. All other species were less than 70 specimens; the most abundant of them were Leptoceridae, such as *Athripsodes cinereus* (3.1 %), *Adicella syriaca* (3 %), and *Setodes punctatus* (2.32 %). From the Hydropsychidae family, the most abundant were *Hydropsyche angustipennis* (2.46 %) and *Cheumatopsyche lepida* (2.18 %).

The faunistic data are summarised in Table 1 and consequently compared to the previous studies that focused on caddisflies from the Hron River in Table 2.

From the faunistic point of view, several rare species of Slovak Trichoptera fauna were recorded:

Ceraclea riparia has so far only been known from the Váh river basin in Slovakia according to two historical records: PAZSICZKY (1914) reported the species from Trenčín (Trencsén) (middle stretch of the Váh River) and MAYER (1937) found it in the Rajčanka River above Rajec (left tributary of Váh in NW Slovakia). In Hungary, the species is sparsely distributed in the Danube River and its tributaries; however, it is still quite rare (NÓGRÁDI & UHERKOVICH, 2002). It is also considered to be extinct in the Czech Republic (CHVOJKA & KOMZÁK, 2017). In many Western European countries, it is denoted as endangered or even likely to be extinct, possibly because of anthropogenic impacts (pollution, regulation) in lowland rivers or specific habitat preferences (macrolithal) (URBANIČ et al., 2003).

Leptocerus interruptus was collected on the Slovak side of the Danube River by MAYER (1935) and KRNO et al. (2018). It is quite rare in neighbouring countries as well, and was completely absent in the Czech Republic, Austria, and Hungary for decades until its recent rediscovery (CHVOJKA et al., 2016; GRAF et al., 2017; KISS, 2012; NÓGRÁDI & UHERKOVICH, 2002). This species may have a high indicatory

value, even as an umbrella species in lowland rivers because of its ecological requirements (BUCZYŃSKA et al., 2016).

Additionally, *Oecetis tripunctata* is found among significant records as well, since its distribution in Slovakia is still insufficiently known. Records exist from the lower stretch of the Váh River (PAZSICZKY, 1914; NAVARA et al., 2020a) and an unverified finding of larva from foothills of the Malé Karpaty Mts. (POMICHAL, 1979). At present, the species occurs locally in the lower Morava River basin (left tributary of the Danube River) in the Czech Republic (KOMZÁK & CHVOJKA, 2018). It is quite rare in the western part of Hungary, while more findings are known from the Tisa River basin (NÓGRÁDI & UHERKOVICH, 2002).

Another rare record is that of *Orthotrichia angustella*. This species is known from SW Slovakia on the basis of a single record (POMICHAL, 1979). In Hungary, the species became known in 1986 (NÓGRÁDI 1986) and proved to be frequent in artificial water courses of Central Transdanubia; however, it may probably prefer unpolluted, highly-oxygenated waters (NÓGRÁDI, 2001). In the Czech Republic, the species is considered absent in Bohemia (CHVOJKA & KOMZÁK, 2017), though it was recorded for the first time quite recently in the Dyje River in Morava (KOMZÁK & KROČA, 2018). Recently, it was also found in Austria for the first time (GRAF et al., 2017).

We also documented further spreading of *Adicella syriaca* in Slovakia. This species is currently known from the Danube, Váh and Hron rivers (NAVARA et al., 2020b). In the Hron River, a new record of the species was made at the village of Psiare (S1) in 2020, approximately 25 km upstream from the only recorded site at the village of Turá (S3) in 2019. Therefore, it is quite possible that the species has expanded its distribution area.

Although the caddisfly fauna of the lower Hron River was the subject of several studies in the past (e.g., DUDICH, 1958; ELEXOVÁ, 1998; KRNO, 2006; ČILIÁK et al., 2014), we have increased the knowledge of Trichoptera species distribution considerably. KRNO (2006) found 23 species during his study and summarised previously published data, listing 32 species altogether (Table 2). In his study, records of *Limnephilus binotatus* and *Leptocerus tineiformis*, which are not recorded in the current research, originated from the side arms of the lower Hron. These habitats were not investigated in our work. Nevertheless, additional 22 species were identified during recent research and altogether, 55 taxa are presently known from the lower Hron River. A higher number of species compared to the previous studies (Table 2) was recorded due to the diverse sampling methods, which focused primarily on caddisfly adults. The importance of adult collections in obtaining relevant faunistic information is generally known (e.g., MALICKÝ, 2014). These methods enabled us to acquire comprehensive information on the caddisfly fauna of the lower Hron River. The limnological studies (ELEXOVÁ, 1998; ČILIÁK et al., 2014) that had been carried out there dealt with benthic samples exclusively, and thus the presence of larvae of micro-caddisflies (Hydroptilidae) and several Leptoceridae appeared to be underestimated. Regarding the larval records, larvae of *Agapetus laniger* were not found during previous limnological investigations,

although this species was numerous in our samples and recently proved to be rather abundant in the Váh and Hron rivers (NAVARA et al., 2019; NAVARA et al., 2020a). In comparison to the Váh River's lower stretch (NAVARA et al., 2020a), the caddisfly fauna of the Hron River's lower stretch was notably richer with 46 species as compared to 27 species from the corresponding stretch of the lower Váh (the town of Piešťany and downstream sites). The higher species diversity of the Hron could be explained by more favourable hydromorphological conditions of the stream channel and a lack of large impoundments, derivation channels, and large urban areas. More stable flow conditions could be an important factor as well, when compared to the Váh River where the fluctuations in discharge were notable. The fluctuations can negatively impact the macroinvertebrate fauna (ÁLVAREZ-TRONCOSO et al., 2015). Likewise, riparian vegetation and macrophytes richness appeared to be more preserved in the investigated stretch of the Hron River than in the Váh River. These may also be factors that positively affect the biodiversity of aquatic macroinvertebrates (TOKESHI & PINDER, 1985; CARPENTER & LODGE, 1986; RIOS & BAILEY, 2006).

We can assume that this river stretch may serve as a refugium of rare species that are sensitive to anthropogenically induced changes. In any case, the high diversity and presence of rare and possible umbrella species in the lower Hron signifies the need of protection and preservation of natural conditions as much as possible, and this corresponds highly to the recommendations by LISICKÝ (2003) upon his revitalisation survey. The importance of the river habitat and its preservation was further confirmed by the occurrence of a population of the Common kingfisher (*Alcedo atthis*) (AMBRUŠ & BULÁNKOVÁ, 2005).

Further detailed research focusing on the fauna and environmental conditions of the main Danube tributaries in the Danube Lowland is still necessary for assessment of overall biodiversity.

Table 1. Species list of the examined sites of the Hron River

Species/site	S1	S2	S3	S4
<i>Rhyacophila</i> cf. <i>nubila</i> (Zetterstedt, 1840)	3L			
<i>Agapetus laniger</i> (Pictet, 1834)	37L 126m, 42f	4f	4L, 2m	23L, 7m, 4f
<i>Hydroptila angulata</i> Mosely, 1922			3m	
<i>Hydroptila forcipata</i> (Eaton, 1873)	31m, 9f	2f	1m, 2f	1m
<i>Hydroptila lotensis</i> Mosely, 1930	14m	2m	18m	8m
<i>Hydroptila sparsa</i> Curtis, 1834	1m	1m	18m	1m
<i>Hydroptila sparsa</i> gr. females	4f	667f	33f	4f
<i>Hydroptila vectis</i> Curtis, 1834			3m	
<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton, 1873	2m, 2f		2f	
<i>Orthotrichia angustella</i> (McLachlan, 1865)		1f	5m, 2f	1m

<i>Orthotrichia costalis</i> (Curtis, 1834)		1f	3m, 2f	
<i>Cheumatopsyche lepida</i> (Pictet, 1834)	14L, 8m, 1f	5m, 2f	47L, 8m, 3f	212L, 13m, 2f
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis, 1834)	2m		49m, 2f	
<i>Hydropsyche bulbifera</i> McLachlan, 1878	1L		2L	
<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1865	4L		7L, 1m	2m
<i>Hydropsyche exocellata</i> Dufour, 1841	1L	12m	4L, 19m	2L, 3m
<i>Hydropsyche incognita</i> Pitsch, 1993	1m		1L	
<i>Hydropsyche modesta</i> Navás, 1925	1m			
<i>Hydropsyche</i> spp.	13f	11f	13L, 11f	15f
<i>Cyrrnus trimaculatus</i> (Curtis, 1834)			2m, 1f	
<i>Neureclipsis bimaculata</i> (Linnaeus, 1758)			1L, 7m, 5f	
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)			1L	
<i>Lype phaeopa</i> (Stephens, 1836)			12m, 1f	
<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius, 1781)	18L 84m, 32f	13m, 148f	7L, 142m, 56f	75L, 36m, 26f
<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur, 1842)		7m, 12f	1L, 3m, 1f	
<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis, 1834	425L		9L	52L
<i>Anabolia furcata</i> Brauer, 1857			2L	
<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius, 1787)			1m	
<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis, 1834			1f	1m
<i>Allogamus auricollis</i> (Pictet, 1834)	1L			
<i>Stenophylax permistus</i> McLachlan, 1895			1m	
<i>Goera pillosa</i> (Fabricius, 1775)	11m, 1f			
<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabricius, 1775)	1L			
<i>Adicella syriaca</i> Ulmer, 1907	8m, 3f		1L, 36m, 19f	
<i>Athripsodes albifrons</i> (Linnaeus, 1758)			2L	
<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis, 1834)	4m, 5f		3L, 34m, 21f	
<i>Ceraclea annulicornis</i> (Stephens, 1836)			1f	1m
<i>Ceraclea dissimilis</i> (Stephens, 1836)			1m	
<i>Ceraclea riparia</i> (Albarda, 1874)				1L, 1m, 1f
<i>Leptocerus interruptus</i> (Fabricius, 1775)			1f	
<i>Mystacides azurea</i> (Linnaeus, 1761)	2m, 2f		13m, 3f	1m
<i>Mystacides longicornis</i> (Linnaeus, 1758)			1m	1f
<i>Mystacides nigra</i> (Linnaeus, 1758)			34m, 5f	

CADDISFLIES OF REGULATED AND UNREGULATED STRETCHES OF THE LOWER HRON RIVER
(THE DANUBE BASIN, SLOVAKIA)

<i>Oecetis lacustris</i> (Pictet, 1834)		1f	
<i>Oecetis notata</i> (Rambur, 1842)		1m, 3f	3L, 1m, 1f
<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)		2L	2L
<i>Oecetis tripunctata</i> (Fabricius, 1793)		3m, 1f	1m
<i>Setodes punctatus</i> (Fabricius, 1793)	15m, 12f	5m, 5f	5L, 11m, 2f

Explanations: m - male, f - female, L - larva

Site: S1 – Psiare (177 m), S2 – Kalná and Hronom (157 m), S3 – Turá (145 – 154 m), S4 – Jur and Hronom (140 m)

Table 2. Comparison of recorded species from the current study to previous studies

Species presence/study	KRNO (2006)*	ČILIÁK et al. (2014)*	Current study 2019-2020
<i>Rhyacophila</i> cf. <i>nubila</i> (Zetterstedt, 1840)	+		+
<i>Rhyacophila</i> s. str.		+	
<i>Agapetus laniger</i> (Pictet, 1834)			+
<i>Hydroptila angulata</i> Mosely, 1922			+
<i>Hydroptila forcipata</i> (Eaton, 1873)			+
<i>Hydroptila lotensis</i> Mosely, 1930			+
<i>Hydroptila sparsa</i> Curtis, 1834	+		+
<i>Hydroptila vectis</i> Curtis, 1834			+
<i>Hydroptila</i> sp.	+		
<i>Ithytrichia lamellaris</i> Eaton, 1873	+		+
<i>Orthotrichia angustella</i> (McLachlan, 1865)			+
<i>Orthotrichia costalis</i> (Curtis, 1834)			+
<i>Cheumatopsyche lepida</i> (Pictet, 1834)			+
<i>Hydropsyche angustipennis</i> (Curtis, 1834)	+		+
<i>Hydropsyche bulbifera</i> McLachlan, 1878	+	+	+
<i>Hydropsyche bulgaromanorum</i> Malicky, 1977	+		
<i>Hydropsyche contubernalis</i> McLachlan, 1865	+	+	+
<i>Hydropsyche exocellata</i> Dufour, 1841	+	+	+
<i>Hydropsyche incognita</i> Pitsch, 1993	+	+	+
<i>Hydropsyche modesta</i> Navás, 1925	+	+	+
<i>Cyrnus trimaculatus</i> (Curtis, 1834)	+		+
<i>Neureclipsis bimaculata</i> (Linnaeus, 1758)			+
<i>Polycentropus flavomaculatus</i> (Pictet, 1834)	+	+	+
<i>Lype phaeopa</i> (Stephens, 1836)			+

<i>Psychomyia pusilla</i> (Fabricius, 1781)	+	+	+
<i>Tinodes</i> sp.		+	
<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur, 1842)	+		+
<i>Brachycentrus subnubilus</i> Curtis, 1834	+	+	+
<i>Anabolia furcata</i> Brauer, 1857	+		+
<i>Limnephilus binotatus</i> Curtis, 1834	+		
<i>Limnephilus flavicornis</i> (Fabricius, 1787)	+		+
<i>Limnephilus lunatus</i> Curtis, 1834			+
<i>Allogamus auricollis</i> (Pictet, 1834)			+
<i>Stenophylax permistus</i> McLachlan, 1895			+
<i>Goera pillosa</i> (Fabricius, 1775)	+		+
<i>Silo pallipes</i> (Fabricius, 1781)	+		
<i>Lepidostoma hirtum</i> (Fabricius, 1775)			+
<i>Adicella syriaca</i> Ulmer, 1907			+
<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)	+		
<i>Athripsodes albifrons</i> (Linnaeus, 1758)			+
<i>Athripsodes bilineatus</i> (Linnaeus, 1758)	+		
<i>Athripsodes cinereus</i> (Curtis, 1834)	+	+	+
<i>Ceraclea annulicornis</i> (Stephens, 1836)	+		+
<i>Ceraclea dissimilis</i> (Stephens, 1836)	+		+
<i>Ceraclea riparia</i> (Albarda, 1874)			+
<i>Leptocerus interruptus</i> (Fabricius, 1775)			+
<i>Leptocerus tineiformis</i> Curtis, 1834	+		
<i>Mystacides azurea</i> (Linnaeus, 1761)	+		+
<i>Mystacides longicornis</i> (Linnaeus, 1758)	+		+
<i>Mystacides nigra</i> (Linnaeus, 1758)	+		+
<i>Oecetis furva</i> (Rambur, 1842)	+		
<i>Oecetis lacustris</i> (Pictet, 1834)			+
<i>Oecetis notata</i> (Rambur, 1842)			+
<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)			+
<i>Oecetis tripunctata</i> (Fabricius, 1793)			+
<i>Setodes punctatus</i> (Fabricius, 1793)	+		+
<i>Triaenodes bicolor</i> (Curtis, 1834)	+		
Total number of taxa	33	11	46

* - Including studies reviewed in the paper, i.e., DUDICH (1958), NOVÁK & OBR (1966), ELEXOVÁ (1998); studies included adult sampling as well.

* - Only sites from the lower Hron were considered (i.e., Kalná n. Hronom, Jur n. Hronom, Biňa, Kamenica n. Hronom); the study was aimed exclusively at larval sampling.

ACKNOWLEDGMENTS

The research was financially supported by The Scientific Grant Agency of the Ministry of Education, Science, Research and Sport of the Slovak Republic and Slovak Academy of Sciences (VEGA) project no. 2/0063/19 (to T. Navara and I. Kokavec), and by the Ministry of Culture of the Czech Republic (DKRVO 2019-2023/5.I.c, National Museum, 00023272) (to P. Chvojka). Zoological material was sampled with permissions from the Ministry of Environment of the Slovak Republic, no. 23/2019 and 10/2020. We are also thankful to two anonymous reviewers for their help with the article.

REFERENCES

- ÁLVAREZ-TRONCOSO, R. – BENETTI, C.J. – SARR, A.B. – PÉREZ-BILBAO, A. – GARRIDO, J., 2015. Impacts of hydroelectric power stations on Trichoptera assemblages in four rivers in NW Spain. *Limnologica*, 53: 35-41.
- AMBRUŠ, B. – BULÁNKOVÁ, E., 2005. Vplyv hydromorfológie toku Hrona na populáciu rybníka riečného *Alcedo atthis ispida* (Coraciiformes: Alcedinidae). *Acta Facultatis Ecologiae*, 13 (1): 53-59.
- BITUŠÍK, P. – SVITOK, M. – DRAGÚŇOVÁ, M., 2006. The actual longitudinal zonation of the river Hron (Slovakia) based on chironomid assemblages (Diptera, Chironomidae). *Acta Universitatis Carolinae, Biologica*, 50: 5-17.
- BUCZYŃSKA, E. – CZACHOROWSKI, S. – BUCZYŃSKI, P., 2016. *Leptocerus interruptus* (Fabricius, 1775) (Trichoptera: Leptoceridae) in Poland: a case study of distribution, conservation status and potential monitoring value of a rare European caddisfly species. *Acta Zoologica Bulgarica*, 68 (2): 225-234.
- CARPENTER, S.R. – LODGE, D.M., 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic botany*, 26: 341-370.
- CHVOJKA, P. – KOMZÁK, P., 2017. Trichoptera (chrostíci). In: HEJDA, R. – FARKAČ, J. – CHOBOT, K., (eds.): Červený seznam ohrozených druhů České republiky. Bezobratlí (Red List of threatened species of the Czech Republic. Invertebrates). *Příroda*, Praha, 36: 170-174.
- CHVOJKA, P. – ŠPAČEK, J. – KOMZÁK, P. – LUKÁŠ, J., 2016. New faunistic records of Trichoptera from the Czech Republic and Slovakia. *Klapalekiana*, 52: 43-46.
- ČILIAK, M. – NOVIKMEC, M. – SVITOK, M., 2014. Biological zonation of the last unbound big river in the West Carpathians: reference scheme based on caddisfly communities. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*, 415, 04.
- DUDICH, E., 1958. Die Grundlagen der Fauna eines Karpaten Flusses. *Acta Zoologica Hungarica*, 3: 179-201.
- ELEXOVÁ, E., 1998. Interaction of the Danube river and its left side tributaries in Slovak stretch from benthic fauna point of view. *Biologia*, 53 (5): 621-632.
- FROST, S., – HUNI, A. – KERSHAW, W.E., 1971. Evaluation of a kicking technique for sampling stream bottom fauna. *Canadian Journal of Zoology*, 49 (2): 167-173.
- GRAF, W.L., 1999. Dam nation: A geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts. *Water resources research*, 35 (4): 1305-1311.
- GRAF, W. – HECKES, U. – HESS, M. – ZWEIDICK, O. – MALICKY, H., 2017. Neue Nachweise von Köcherfliegen (Insecta: Trichoptera) aus Österreich. *Braueria*, 44: 48-49.
- ILLÉŠOVÁ, D. – HALGOŠ, J. – KRNO, I., 2008. Blackfly assemblages (Diptera, Simuliidae) of the Carpathian river: habitat characteristics, longitudinal zonation and eutrophication. *Hydrobiologia*, 598 (1): 163-174.
- KISS, O., 2012. Trichoptera collected by light trapping from the Hungarian section of the River Tisza. *Braueria*, 39: 25-31.

- KOMZÁK, P. – CHVOJKA, P., 2018. Chrostíci (Insecta, Trichoptera) národních parků Podyjí/Thayatal a vybraných lokalit Znojemska. *Thayensia* (Znojemsko) 15: 193-248.
- KOMZÁK, P. – KROČA, J., 2018. New faunistic records of Hydroptilidae (Insecta, Trichoptera) from the Czech Republic. *Acta Musei Silesiae, Scientiae Naturales*, 67 (2): 165-173.
- KRNO, I., 2005. Mayflies (Ephemeroptera) and stoneflies (Plecoptera) of lower course of the Hron River. *Acta Facultatis Ecologiae*, 13 (1): 35-39.
- KRNO, I., 2006. Caddisflies (Trichoptera) and alderflies (Megaloptera) of lower course of the Hron river. *Acta Facultatis Ecologiae*, 14: 67-72.
- KRNO, I., 2007. Impact of human activities on stonefly (Insecta, Plecoptera) ecological metrics in the Hron River (Slovakia). *Biologia*, 62 (4): 446-457.
- KRNO, I. – BERACKO, P. – NAVARA, T. – ŠPORKA, F. – ELEXOVÁ, E.M., 2018. Changes in species composition of water insects during 25-year monitoring of the Danube floodplains affected by the Gabčíkovo waterworks. *Environmental monitoring and assessment*, 190 (7): 1-20.
- LISICKÝ, M., 2003. Diagnostic investigation of the lower part of river Hron ecosystem: delta - Kozmálovce dam.
- MALICKY, H., 2004. Atlas of European Trichoptera. Second Edition. Springer, Dordrecht: 359 pp.
- MALICKY, H., 2014. Lebensräume von Köcherfliegen (Trichoptera). *Denisia*, 34: 1-280.
- MAYER, K., 1935. Příspěvek k poznání chrostíků okolí Čilistova na Dunaji. *Sborník Klubu Přírodovědeckého v Brně za rok 1934*, 17: 73-78.
- MAYER, K., 1937. Příspěvek k poznání chrostíků okolí Rajce. *Sborník Klubu Přírodovědeckého v Brně za rok 1936*, 19: 33-38.
- MEYER, J.L. – PAUL, M.J. – TAULBEE, W.K., 2005. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. *Journal of the North American Benthological Society*, 24: 602-612.
- MUNN, M.D. – BRUSVEN, M.A., 1991. Benthic macroinvertebrate communities in nonregulated and regulated waters of the Clearwater River, Idaho, USA. *Regulated Rivers: Research & Management*, 6 (1): 1-11.
- NAVARA, T. – KOKAVEC, I. – CHVOJKA, P. – SEČANSKÝ, M. – LUKÁŠ, J., 2019. *Agapetus laniger* – málo známy druh slovenskej fauny potočníkov? *Limnologický spravodajca*, 13 (2): 42-46.
- NAVARA, T. – KOKAVEC, I. – CÍBIK, J. – LUKÁŠ, J. – CHVOJKA, P., 2020b. *Adicella syriaca* (Trichoptera: Leptoceridae) in Slovakia – the northernmost record from central Europe. Spreading of an aquatic insect in the period of climate change? *Biologia*, 75: 2321-2326.
- NAVARA, T. – LUKÁŠ, J. – CÍBIK, J. – CHVOJKA, P., 2020a. Contribution to the knowledge of the caddisfly fauna (Trichoptera) of the Váh River (the Danube basin, Slovakia). *Biodiversity & Environment*, 12 (1): 42-51.
- NÓGRÁDI, S., 1986. New data to the caddisfly fauna of Hungary (Trichoptera). *Folia Entomologica Hungarica*, 47 (1-2): 135-140.
- NÓGRÁDI, S., 2001. Further data to the caddisflies (Trichoptera) of Hungary. *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis* (Gyöngyös), 25: 83-90.
- NÓGRÁDI, S. – UHERKOVICH, Á., 2002. Magyarország tegzesei (Trichoptera). *Dunántúli Dolgozatok Természettudományi Sorozat*, 11: 1-386.
- NOVÁK, K. – OBR, S., 1966. Beitrag zur kenntnis der köcherfliegen in der Slowakei. *Acta Rerum Naturalium Musei Nationalis Slovaci*, Bratislava, 12: 33-43.
- NOVIKMEC, M., 2005. Caddisfly (Insecta, Trichoptera) communities of selected tributaries of the Hron River. *Acta Facultatis Ecologiae*, 13 (1): 41-46.
- PAZSICZKY, J., 1914. Adatok Trencsén vármegye recésszárnýú rovarainak faunájához. *A Trencsénvármegyei Múzeum – egyesület értesítője*: 76-83.
- POFF, N.L. – HART, D.D., 2002. How dams vary and why it matters for the emerging science of dam removal: an ecological classification of dams is needed to characterize how the tremendous variation in the size, operational mode, age, and number of dams in a river basin influences the potential for restoring regulated rivers via dam removal. *BioScience*, 52 (8):659-668.
- POMICHAL, R., 1979. Trichoptera centrálnej časti Malých Karpát a juhozápadného okraja Trnavskej sprásovej pahorkatiny. *Práce Slovenskej entomologickej spoločnosti SAV*, 1: 203-209.

- RIOS, S.L. - BAILEY, R.C., 2006. Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales. *Hydrobiologia*, 553: 153-160.
- ŠKODA, P. - MAJERČÁKOVÁ, O. - DANÁČOVÁ, Z., 2005. Hydrologické a klimatické pomery povodí. In: PEKÁROVÁ, P. - SZOLGAY, J. (eds.), *Scenáre zmien vybraných zložiek hydrosféry a biosféry v povodí Hrona a Váhu v dôsledku klimatickej zmeny*. VEDA, vydavateľstvo Slovenskej Akadémie Vied, Bratislava: 496 pp.
- SPENCE, J.A. - HYNES, H.B.N., 1971. Differences in benthos upstream and downstream of an impoundment. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 28 (1): 35-43.
- SVITOK, M., 2006. Structure and spatial variability of mayfly (Ephemeroptera) communities in the upper Hron River basin. *Biologia*, 61(5): 547-554.
- TOKESHI, M. - PINDER, L.C.V., 1985. Microhabitats of stream invertebrates on two submersed macrophytes with contrasting leaf morphology. *Ecography*, 8 (4): 313-319.
- URBANIČ, G. - WARINGER, J. - ROTAR, B., 2003. The larva and pupa of *Ceraclea riparia* (Albarda, 1874) (Trichoptera: Leptoceridae). *Aquatic insects*, 25 (4): 259-267.
- WALSH, C.J. - ROY, A.H. - FEMINELLA, J.W. - COTTINGHAM, P.D. - GROFFMAN, P.M. - MORGAN, R.P., 2005. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (3): 706-723.
- WARINGER, J. - GRAF, W., 2011. *Atlas der mitteleuropäischer Köcherfliegenlarven/ Atlas of Central European Trichoptera Larvae*. Erik Mauch Verlag, Dinkelscherben: 468 pp.
- WARINGER, J. - MALICKY, H. - GRAF, W. - VITECEK, S., 2017. The larva of *Adicella syriaca* Ulmer 1907, including a key to the European larvae of *Adicella* McLachlan, 1877 (Trichoptera, Leptoceridae). *ZooKeys*, 711: 131-140.

FAUNISTIC RECORDS AND NEW PARASITE-HOST ASSOCIATIONS OF LOUSE FLIES (DIPTERA: HIPPOBOSCIDAE) FROM SABINOV, SLOVAKIA

Jozef OBOŇA^{1*} – Stanislav GREŠ² – Peter KRIŠOVSKÝ³ – Martin HROMADA^{1,4}

ABSTRACT

A faunistic overview of louse flies (Diptera: Hippoboscidae) from the Sabinov district, especially the Sabinov Bird Ringing Station, is presented. Five hippoboscids fly species (15 samples) were captured on five host bird species. Records of *Ornithomya avicularia* on *Hirundo rustica* represent a new host record for Slovakia. Records of *Lipoptena fortisetosa* on bird species (namely: *Cyanistes caeruleus*, *Erithacus rubecula*, *Hirundo rustica*, *Delichon urbicum*, and *Parus major*) represent new host records for Slovakia, and there are probably no other records on this association known in the world.

KEY WORDS

Ectoparasites, hippoboscids, birds, new host-parasite associations

INTRODUCTION

Louse flies of the family Hippoboscidae are obligate ectoparasites of birds and mammals (e.g. THEODOR & OLDROYD, 1964; MAA, 1969). Searching for and collecting these parasites from mammals (especially from livestock and humans) is relatively simple (see KOČIŠOVÁ et al., 2007; OBOŇA et al., 2019b). However, their collection from bird hosts can be complicated (they are extremely mobile and often escape). Ideal places for bird ectoparasites research are bird ringing stations or directly in bird nests (e.g. SYCHRA et al., 2008; OBOŇA et al., 2019a; GAPONOV et al., 2020). However, such studies are relatively rare at this time due to the complicated logistics (e.g. OBOŇA et al., 2019a; DAVYDOVA et al., 2020; NARTSHUK et al., 2020).

This paper aims to present information on the louse flies collected from birds from the Sabinov Bird Ringing Station and its surroundings.

MATERIAL AND METHODS

The louse flies were collected at 3 sites in the Sabinov district (see Study sites). Hippoboscids specimens were collected by hand on birds caught in the nets by SG. Birds were mist-netted in a standardized way (for more information, see OLEKŠÁK et al., 2007).

¹ Department of Ecology, Faculty of Humanities and Natural Sciences, University of Prešov, 17. novembra 1, 081 16 Prešov, Slovakia; e-mails: jozef.obona@unipo.sk, hromada.martin@gmail.com

² 17. novembra 24, SK – 083 01 Sabinov, Slovakia; e-mail: 4sterix47@gmail.com

³ Východoslovenské múzeum v Košiciach, Nám. Maratónu mieru 2, SK – 040 01 Košice; e-mail: peter.krisovsky@vsmuzeum.sk

⁴ Faculty of Biological Sciences, University of Zielona Góra, Prof. Z. Szafrana 1, PL – 65 516 Zielona Góra, Poland; e-mail: hromada.martin@gmail.com

* corresponding author

The collected hippoboscids were placed in Eppendorf tubes, fixed in ethanol (96%) and subsequently identified in the laboratory (JO) using the determination key by POVOLNÝ & ROSICKÝ (1955), THEODOR & OLDROYD (1964) and PETERSEN et al. (2007). We focused on the local primary hosts (see OBOŇA et al., 2019a,b).

Study sites (see Figure 1)

Area: Slovakia. Sabinov district.

- 1) 49°06'18.7"N 21°05'49.0"E, garden of the second author's (S.G.) family house, 331 m a.s.l.
- 2) 49°06'02.7"N 21°04'26.8"E, Sabinov Bird Ringing Station, 370 m a.s.l.
- 3) 49°05'34.8"N 21°04'00.4"E, Uzovský Šalgov, around a pond, 366 m a.s.l.



FIGURE 1. Study sites 1) garden, 2) Sabinov Bird Ringing Station, 3) Uzovský Šalgov.

RESULTS AND DISCUSSION

A total of 5 species (15 specimens) of the family Hippoboscidae were recorded on 5 host species (namely: *Cyanistes caeruleus* (Linnaeus, 1758), *Erithacus rubecula* (Linnaeus, 1758), *Hirundo rustica* Linnaeus, 1758, *Delichon urbicum* (Linnaeus, 1758), and *Parus major* Linnaeus, 1758).

Faunistics

***Lipoptena fortisetosa* Maa, 1965**

Published records: KOČIŠOVÁ et al. (2007); OBOŇA et al. (2019b).

Material examined: Site 2, 1 ♀, on *Cyanistes caeruleus* Figure 2 (bird ring number – S514355), 17.5.2020; the same, 1 ♂ on *Parus major* Figure 2 (P126910), 27.6.2020; the same, 2 ♀, both on *Erithacus rubecula* Figure 2 (S546508, S546510), 27.6.2020; the same, 1 ♀, on *Parus major* (P126912), 27.6.2020. Site 3, 1 ♂, 3 ♀, all on *Hirundo rustica* (♂- U61109, ♀ – U51935, U61066, U61102), 27.6.2020.

Comments: A relatively common species in Slovakia, distributed in the eastern Palearctic region. It is an ectoparasite of Cervidae, and also attacks humans beings (OBOŇA et al., 2019b).

Note: Interestingly, these parasites were found on birds. All captured individuals were winged. Birds are unlikely to be the primary prey for this ectoparasite, but from the number of captured individuals, it is clear that they can also attack birds caught in a net (it is questionable if these birds were parasitized before they were caught in the net). A total of host 5 species (namely: *Cyanistes caeruleus*, *Erithacus rubecula*, *Hirundo rustica*, *Delichon urbicum*, and *Parus major*) are recorded here as a new host of *Lipoptena fortisetosa*. We are not aware of any other records of these host-parasite associations known in the world.



FIGURE 2. Hosts of *Lipoptena fortisetosa*: *Cyanistes caeruleus*, *Parus major*, and *Erithacus rubecula* (documentary photos).

***Ornithomya avicularia* (Linnaeus, 1758)**

Published records: POVOLNÝ & ROSICKÝ (1955); ČEPELÁK (1974, 1982); KRIŠTOFÍK & ŠTEFAN (1980); CHALUPSKÝ & POVOLNÝ (1983); CHALUPSKÝ (1986); ČEPELÁK & ČEPELÁK (1991); ROHÁČEK (1995); KRIŠTOFÍK (1998); STRAKA & MAJZLÁN (2010); OBOŇA et al., (2019a, b).

Material examined: Site 3, 1 ♀, on *Hirundo rustica* Figure 3 (no ring), 23.7.2020.

Comments: A common louse fly species in Central Europe, widespread in the Palearctic region. A common ectoparasite of birds from the order Passeriformes and other orders (namely: Accipitriformes, Anseriformes, Falconiformes, Passeriformes, and Strigiformes) (KRIŠTOFÍK, 1998; OBOŇA et al., 2019b).

Note: *Hirundo rustica* is recorded herein as a new host species for *O. avicularia* in Slovakia.



FIGURE 3. Host of *Ornithomya avicularia*
– *Hirundo rustica*.

***Ornithomya biloba* Dufour, 1827**

Published records: BRANCSIK (1910); KRIŠTOFÍK & ŠTEFAN (1980); CHALUPSKÝ & POVOLNÝ (1983); CHALUPSKÝ (1986); KRIŠTOFÍK (1998); OBOŇA et al. (2019a, b).

Material examined: Site 3, 1 ♀, on *Hirundo rustica*, (no ring), 23.6.2020, the same, 1 ♀, on *Hirundo rustica*, (no ring), 27.6.2020.

Comments: A Palearctic species, common in Central Europe. It is an ectoparasite mainly of *Delichon urbicum*, *Hirundo rustica*, *Riparia riparia* (Linnaeus, 1758), and, less often, other birds of order Passeriformes (KRIŠTOFÍK, 1998).

***Ornithomya fringillina* Curtis, 1836**

Published records: KRIŠTOFÍK & ŠTEFAN (1980); CHALUPSKÝ & POVOLNÝ (1983); CHALUPSKÝ (1986); KRIŠTOFÍK (1998); STRAKA (2005); STRAKA & MAJZLÁN (2008, 2014); OBOŇA et al. (2019a).

Material examined: Site 1, 1 ♀, on *Parus major* (no ring), 7.11.2019.

Comments: A Palearctic species distributed in the northern and middle belts of the region. It is an ectoparasite mainly of Passeriformes but also parasitizes species of orders Passeriformes and Pelecaniformes (KRIŠTOFÍK, 1998).

***Stenopteryx hirundinis* (Linnaeus, 1758) (Figure 4)**

Published records: THALHAMMER (1899); BRANCSIK (1910); POVOLNÝ & ROSICKÝ (1955); CHALUPSKÝ (1986); KRIŠTOFÍK (1998).

Material examined: Site 1, 1 ♂, 1 ♀ (Figure 4), both on *Delichon urbicum* – juveniles fallen out of the nest (♂ – S447902, ♀ – S447903) Figure 4, 18.6.2020.

Comments: A common Central European species, widespread in the Palearctic region. A common ectoparasite of the bird species *Delichon urbicum*, *Hirundo rustica*, *Ptyonoprogne rupestris* (Scopoli, 1769) and *Riparia riparia* (KRIŠTOFÍK, 1998).



FIGURE 4. *Stenepteryx hirundinis* and host *Delichon urbicum*.

CONCLUSIONS

In the present study, five Diptera species from family Hippoboscidae collected from five bird's host species were studied in detail: *Lipoptena fortisetosa* (9 individuals), *Ornithomya avicularia* (1 ind.), *O. biloba* (2 ind.), *O. fringillina* (1 ind.), and *Stenepteryx hirundinis* (2 ind.).

Hirundo rustica is here recorded as a new host of *O. avicularia* in Slovakia. The following bird species: *Cyanistes caeruleus*, *Erithacus rubecula*, *Hirundo rustica*, *Delichon urbicum*, and *Parus major* are recorded herein as a new hosts of *Lipoptena fortisetosa*. There are most likely no other records on this host-parasite association known in the world.

ACKNOWLEDGEMENTS

We thank the editor and anonymous reviewers for their valuable and constructive comments on the first version of the manuscript. The study was supported by the Slovak Research and Development Agency under contract No. APVV-16-0411 and by the grant agency KEGA, Project No. 005PU-4/2019.

REFERENCES

- BRANCSIK, K., 1910. A Trencsénvármegyében talált Dipterák felsorolása [List of Diptera found in Trenčín county]. Trencs. Várm. Termész. Eg. Trencsén, 31-33(1908-1910): 127-158.
- ČEPELÁK, J., 1974. Skupiny vyšších much (Diptera, Brachycera) z územia Súľovských skál. Súľovské skaly. Monografia vlastivedného zborníka Považia, 1: 359-362.
- ČEPELÁK, J., 1982. Niektoré skupiny vyšších dvojkrídlovcov Malých Karpát (Diptera, Brachycera) II. Some groups of higher flies of the Malé Karpaty (Diptera, Brachycera) II. Biológia, Bratislava, 37: 599-607.
- ČEPELÁK, J. – ČEPELÁK, S., 1991. Niektoré čelade dvojkrídlovcov (Diptera) Zobora. Certain families of Diptera in Zobor. Zobor, 2: 245-278.
- CHALUPSKÝ, J., 1986. Hippoboscidae. In ČEPELÁK, J., (Ed.) Diptera Slovenska II., Veda, Bratislava, 201-202.
- CHALUPSKÝ, J. – POVOLNÝ, D., 1983. Additional notes to a list of Czechoslovak Hippoboscidae (Diptera). Acta Universitatis Agriculturae Brno, Facultas Agronomica, 31: 137-141.
- DAVYDOVA, Y.Y. – MATYUKHIN, A.V. – UROMOVA, I.P. – KOZLOV, A.V. – TRUSHKOVA, M.A. – SMIRNOV, A.B. – AVDEEV, Y.M., 2020. Louse flies (Diptera: Hippoboscidae)– Bird ectoparasites in the south Taiga forests of the middle Vetluga area. Journal of Critical Reviews, 7(13): 332-335.

- GAPONOV, S.P. – TEWELDE, R.T., 2020. Louse Flies (Diptera, Hippoboscidae) in Bird Nests in Voronezh Province. *Entomological Review*, 100(6): 763-767.
- KOČIŠOVÁ, A. – LAZAR, P. – LETKOVÁ, V. – GOLDOVÁ, M. – CIBEREJ, J. – ČURLÍK, J. – LUKEŠOVÁ, D., 2007. The species composition of the blood sucking Diptera (Tabanidae, Simuliidae) and Pupipara in deer breeding farm in East Slovakia. In Book of Abstracts; 2nd International Symposium "Game and Ecology"; Plitvice Lakes National Park October 17th to 20th October 2007. Zagreb (Croatia): University of Zagreb, Faculty of Veterinary Medicine; Department for Game Biology, Pathology and Breeding, 21-22.
- KRIŠTOFÍK, J., 1998. Louseflies (Diptera, Hippoboscidae) in the collections of František Balát. *Acta Musei Moraviae, Scientiae biologicae*, 83: 211-216.
- KRIŠTOFÍK, J. – ŠTEFAN, P., 1980. K poznaniu čelade Hippoboscidae (Diptera) na Slovensku. *Biológia, Bratislava*, 35: 137-140.
- MAA, T.C., 1969. A revised checklist and concise host index of Hippoboscidae (Diptera). *Pacific Insects Monograph*, 20: 261-299.
- NARTSHUK, E.P. – MATYUKHIN, A.V. – SHAPOVAL, A.P. – MARKOVETS, M.Y. – TOLSTENKOV, O.O., 2020. Louse Flies (Diptera, Hippoboscidae) on the Courish Spit (Kaliningrad Province, Russia). *Entomological Review*, 100(2): 231-238.
- OBOŇA, J. – KRIŠOVSKÝ, P. – HROMADA, M., 2019a. Short-term faunistic sampling of Louse flies (Diptera: Hippoboscidae) from Drienovec Bird Ringing Station, Slovakia. *Biodiversity & Environment*, 11(2): 4-9.
- OBOŇA, J. – SYCHRA, O. – GREŠ, S. – HEŘMAN, P. – MANKO, P. – ROHÁČEK, J. – ŠESTÁKOVÁ, A., – ŠLAPÁK, J. – HROMADA, M., 2019b. A revised annotated checklist of louse flies (Diptera: Hippoboscidae) from Slovakia. *Zookeys*, 862: 129-152.
- OLEKŠÁK, M. – PJENČÁK, P. – FULÍN, M. – MATIS, Š., 2007. Bird nesting community of the Drienovec bird Ringing Station – CES programme. *Tichodroma*, 19: 41-47.
- PETERSEN, F.T. – DAMGAARD, J. – MEIER, R., 2007. DNA taxonomy: How many DNA sequences are needed for solving a taxonomic problem? The case of two parapatric species of louse flies (Diptera: Hippoboscidae: *Ornithomya* Latreille, 1802). *Arthropod Systematics and Phylogeny*, 65 (2): 119-125.
- POVOLNÝ, D. – ROSICKÝ, B., 1955. Faunisticko-bionomický nástin klošovitých (Hippoboscidae, Diptera) z území ČSR. *Zoologické a entomologické listy*, 4: 5-20.
- ROHÁČEK, J., 1995. Hippoboscidae. In: Roháček J, Starý J, Martinovský J, Vála M (Eds) *Diptera Bukovských vrchov*. Diptera of the Bukovské hills. SAŽP – Správa CHKO a BR Východné Karpaty, Humenné, 193 p.
- STRAKA, V., 2005. Súčasný poznatky o faune dvojkrídleho hmyzu (Diptera) Veľkej Fatry. *Zborník SNM. Prírodné vedy, ročník*, LI: 67-70.
- STRAKA, V. – MAJZLÁN, O., 2008. Dvojkrídlovce (Diptera) prírodnej rezervácie Lútovský Drienovec v južnej časti Strážovských vrchov. *Rosalia*, 19: 183-202.
- STRAKA, V. – MAJZLÁN, O., 2010. Dynamics of the flies abundance (Diptera) in the National Nature Reserve Bábsky les near Nitra (South Slovakia). *Rosalia*, 21: 167-184.
- STRAKA, V. – MAJZLÁN, O., 2014. Dvojkrídlovce (Diptera) Nitrických vrchov v južnej časti Strážovských vrchov. *Naturae tutela*, 18/1: 79-105.
- SYCHRA, O. – LITERÁK, I. – PODZEMNÝ, P. – BENEDIKT, V., 2008. Insect ectoparasites from wild passerine birds in the Czech Republic. *Parasite*, 15(4): 599-604.
- THALHAMMER, J. 1899. *Ordo Diptera. Fauna regni Hungariae, III. Animalium Hungariae hucusque cognitorum enumeratio systematica*. Edidit regia societas scientiarum naturalium Hungarica. Akadémiai Kiadó, Budapest, 76 p.
- THEODOR, O. – OLDROYD, H., 1964. Hippoboscidae. In: LINDNER, E., (Ed.) *Die Fliegen der Palaearktischen Region.*, Vol. 12: 1-70.

INVESTIGATION OF THE DIRECTIONS OF USING A HYBRID COMPOSITION BIOPRODUCT FOR DETOXIFICATION OF A SOIL ECOSYSTEM CONTAMINATED WITH HEAVY METALS AND OIL PRODUCTS

Yelizaveta CHERNYSCH^{1,2*} – Irina ABLIEIEVA¹ – Nataliia MAKAREKNO¹ – Leonid PLYATSUK^{1,2} – Inna TRUNOVA¹ – Oksana BURLA¹

ABSTRACT

Contamination of soils with heavy metals (HM) and petroleum products is an extremely important and urgent problem of humankind. Their danger determined by the ability to accumulate in the soil, to join the trophic chains and transmitted in the system soil - plant - man. The aim of the study was to investigate the effect of a hybrid biological product for the reclamation of contaminated lands. To achieve this goal, we conducted a section of the soil profile at the site of soil sampling for analysis of HM content near the phosphogypsum heap. The study of quantitative and qualitative changes in the fractional composition of the soil complex of gray forest soil was carried out with the introduction of increasing doses of organo-mineral complexes. The elemental composition determined by X-ray fluorescence analysis. The optical density of cell suspensions was measured using the method of photometric absorption of culture on a Multiscan analyzer. The obtained results of the study were analyzed using the VOSviewer software. The taxonomic classification also carried out using electronic databases KEGG database, made a comparative characterization of the impact of different organo-mineral compositions on the degree of reduction of mobile forms of HM in the soil and cluster visualization of the combined use of bioprocesses for soil detoxification. According to the results of research for biochemical purification of soils from HM contamination, a biopreparation with an external coating with a biodegradable polymer film, biomass of microorganisms with a lyophilized film and a mineral base of phosphogypsum was proposed.

KEYWORDS

bioremediation, heavy metals, petroleum hydrocarbons, soil, hybrid bioproduct

INTRODUCTION

Petroleum hydrocarbons (PH) and heavy metals (HM) can influence soil ecosystems sufficiently to result in significant losses in soil quality. ADENIYI & AFOLABI (2002) studied cadmium, chromium, copper, lead, and nickel as HM associated with soil pollution by oil products. Biological soil remediation is an environmentally friendly and safe approach to clean up soils contaminated with trace amounts of heavy metals such as Cu, Pb and Zn, as well as petroleum hydrocarbons. According to the study, the content of heavy metals in alfalfa plants was limited and followed the order: Zn > Cu > Pb. HM were concentrated in the roots of plants (AGNELLO et al., 2016a). For

¹ Department of Ecology and Environmental Protection Technologies, Sumy State University, st. Rimskogo-Korsakova, 2, Sumy, 40007, Ukraine, e-mails: e.chernish@ssu.edu.ua, i.ableyeva@ecolog.sumdu.edu.ua, n.makarenko@ecolog.sumdu.edu.ua, l.plyacuk@ecolog.sumdu.edu.ua, inna.trunova@ecolog.sumdu.edu.ua, o.burla@ecolog.sumdu.edu.ua

² International Innovation and Applied Center "Aquatic Artery", st. Rimskogo-Korsakova, 2, Sumy, 40007, Ukraine, e-mail: aquatic.arteria@gmail.com

* Corresponding author

bioremediation of soils (ALI et al., 2002), contaminated with hydrocarbons and heavy metals, it was proposed to use transconjugate bacteria with resistance to As and Cd. It was proved that transconjugate bacteria are already part of the local soil microflora. The unicellular bacteria were associated with the following species in decreasing order of predominance: *Bacillus subtilis*, *Corynebacterium pseudotuberculosis*, *Brevibacterium linens*, *Alcaligenes faecalis*, *Enterobacter aerogenes*, and *Chromobacterium orangum*. Filamentous forms have been associated with *Nocardia corallina*, *Streptomyces flavovirens*, *Micromonospora chalybeata*, and *Nocardia paraffinea*. These isolates can use hydrocarbons as their sole source of carbon and energy. Low concentrations of As and, to a lesser extent, Cd increase the potential for consumption of hydrocarbons by individual isolates.

Simultaneously with an increase in metabolic activity at the community level and microbial load, a gradual decrease in ecotoxicity was observed (ALISI et al., 2009). Moreover, some heavy metals have a positive effect on the decontamination of oil polluted soils in the case of biological treatment. Stimulation of microbial activity is observed at low concentrations of HM, nevertheless, it was reported an inhibitory effect of toxic metals, in particular nickel, on the biodegradation and mineralization of organic contaminants such as petroleum hydrocarbons (AL-SALEH & OBUEKWE, 2009). The lowest biodegradation efficiency of the aliphatic (26%) as well as the aromatic (32%) fraction was noted for the system, which contained diesel oil and heavy metals (D + HM). The presence of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in the D + HM + PAH system increased the removal efficiency of aromatic to a level similar to the D system (58%), whereas the biodegradation efficiency of the aliphatic fraction was lower (36%). Comparison of D and D + HM as well as D + PAH and D + PAH+HM indicates that the highest residual concentrations of hydrocarbons (which correspond to the lowest biodegradation efficiencies) were observed in systems which included heavy metals (CZARNY et al., 2020). The significant increase of *Acinetobacter* abundance in systems, which included heavy metals, was most likely associated with adaptation mechanisms, which allow this genus to proliferate in the presence of such contaminants. Several studies confirm the presence of this bacterial class in environmental niches contaminated with high concentrations of hydrocarbons and heavy metals (MARKOWICZ et al., 2016). A recent report regarding the natural attenuation of soils co-contaminated with aged heavy metals and hydrocarbons indicated that bacteria belonging to the *Acinetobacter* class were predominant (45%) in one of the investigated samples (KHUDUR et al., 2018).

AGARRY et al. (2014) proved the effect of nickel metal, poultry dung as biostimulant, and stubborn grass (*Sporobolus pyramidalis*) during phytoremediation on gasoline biodegradation and growth rate of intrinsic soil microbial species. This study showed reduction of total petroleum hydrocarbon (TPH) concentration at the level 52.7%, 57.6%, 60.5%, and 62.4% for the samples with initial nickel content at 0, 2.5, 7.5, and 12.5 mg/kg, respectively at the end of the remediation time (42 days). Based on this observation the importance of indigenous microflora in nickel uptake from heavy metal contaminated soil. Moreover, the best result of TPH degradation at 95.8% was indicated for combined biostimulation and phytoremediation treatment.

The highest degree of TPH removal (68%) from co-contaminated soil with HM as Cu, Pb and Zn was proved for bioaugmentation assisted phytoremediation treatment, followed by bioaugmentation with *Pseudomonas aeruginosa* (59%), phytoremediation with alfalfa (*Medicago sativa* L.) (47%), and natural attenuation (37%). In this case the contribution between plant and bacteria seemed to be additive rather than synergistic (AGNELLO et al., 2016a,b). This effect was additionally enhanced by the joint application of citric acid and Tween® 80.

ATAGANA (2011) proved the capability of *Chromolaena odorata* (L) to grow in the presence of different concentrations (between 100 mg · kg⁻¹ and 2,000 mg · kg⁻¹) of heavy metals (Zn, Cd and Ni) in soil contaminated 50,000 mg · kg⁻¹ oil crude. The growth of the plant was sustained for 180 days during which period the plant was able to cause the removal of both the contaminant oil by 82% and the present heavy metals by up to 65%. Benefits of biological techniques during soil decontamination treatment. There are naturally in soil indigenous bacteria such as *Bacillus subtilis*, *Corynebacterium pseudotuberculosis*, *Enterobacter aerogenes*, *Nocardia corallina*, and *Streptomyces flavovirens* with the combined potential for As and Cd resistance and hydrocarbon utilization (ALI et al., 2012).

HAMDI et al. (2007) observed that the bioremediation efficacy was more likely to rely on the selectivity and specialisation of added microorganisms rather than on nutrient load. ALISI et al. (2009) used ten bacterial strains in the consortium ENEA-LAM for bioaugmentation as follows *Pseudomonas jessenii*, *Pseudomonas resinovorans*, *Arthrobacter* sp., *Rhodococcus erythropolis*, *Arthrobacter* sp., *Arthrobacter* sp., *Exiguobacterium* sp., *Delftia tsuruhatensis*, *Bacillus cereus*, *Pseudomonas fluorescens*. These strains were selected from the native microbial community for their multiple resistances to heavy metals Diesel oil biodegradation in this case was effective.

Four types of biostimulants such as rice husk (RH), chicken manure (CM), rice husk and chicken manure in ratio 3:1 (RC_3:1), chicken manure and rice husk in ratio 3:1 (CR_3:1) showed different potential in heavy metals reduction during soil decontamination. In particular, high efficiency in Co removing had RC_3:1 (75.8%) and RH (69%); Zn reduction – CR_3:1 (89.6%) and CM (89%); Cd reduction – CM (65.5%) and RH (63.6%). Nevertheless, RH and CR_3:1 treatments indicated best results in petroleum hydrocarbons removal in comparison with other samples (ADAMS et al., 2017)

The biosorption of heavy metals by biofilms can be optimized using a supporting medium for microorganisms. A study by SOHAIB et al. (2020) evaluated the suitability and effectiveness of compost, biogas slurry, corn cob and zeolite as carriers for maintaining the survival of rhizobacteria and improving the metabolic activity of multi-strain bacterial consortia. The survival rate of gusA-labeled *Pseudomonas putida*, *Serratia ficaria* and *Pseudomonas fluorescens* strains was assessed for 90 days. The results showed that vehicle-based inoculation further enhanced the efficiency of the multi-strain consortium (SOHAIB et al., 2020).

Immobilization of microorganisms on fixed beds is a common procedure in various purification systems, often using granular activated carbon as a support matrix for immobilization (CARPIO et al., 2014).

The purpose of this study is to estimate the effect of a hybrid biological product for the reclamation of contaminated land, which relates to the biochemical direction of stimulating the natural protective properties of the soil complex from the action of oil and heavy metals.

MATERIALS AND METHODS

Research methods

Conditions for conducting a microfield experiment. The study of quantitative and qualitative changes in the fractional composition of the soil complex of gray forest soil was carried out with the introduction of increasing doses of organo-mineral complexes. This preserves the whole set of natural soil and environmental factors. The experiment was performed in plexiglass blocks with a perforated bottom with an area of 0.20 m² (0.4 m × 0.5 m). The blocks were filled with gray forest soil from the territory with a high level of man-caused load, containing lead at the level of 17.6–21.2 mg / kg and cadmium - 0.55–1.00 mg / kg (gross form).

Perennial grasses were grown in the blocks, using increasing doses of biocomposite - a product of anaerobic conversion of sewage sludge (SS) and phosphogypsum. Every season, the natural vegetation that grew in blocks was mowed and removed from the soil surface. The soil in the blocks was dug to a depth of 0–20 cm, partially removed from the blocks, mixed and backfilled into the blocks at random. At the same time, perennial grasses were used, which are used during crop rotations (clover, a mixture with cereals). The room temperature was maintained at 295–298 K.

The experiment was carried out according to the scheme of application of a hybrid biological product at the rate of: 1) 25 t / ha; 2) 50 t / ha; 3) 75 t / ha. It was mixed with a 0–20 cm layer of soil before sowing the crop. The experiment was repeated three times. Soil samples were taken after harvesting from a layer of 0–20 cm. Soil samples from each replication were mixed and dried in the open air to remove existing plant and mesofauna residues during sieving through a sieve with a hole diameter of 3 mm. Air-dry samples were used to determine the HM fractions.

The study of changes in the fractional composition of the soil complex was conducted to compare the effect of hybrid biological product as a product of anaerobic processing of sludge and phosphogypsum with the effect of other organo-mineral compositions on the degree of HM mobility in soil. The following organo-mineral compositions were used for experimental research:

- organo-mineral compost based on a mixture of phosphogypsum (10 wt.%), superphosphate (1 wt.%) and cattle humus;
- a combination of a mixture of sodium humate with superphosphate (1: 1).

According to the results of experimental experiments, the percentage of mobile forms of HM released by the extractant (ammonium acetate buffer solution - AAB) from their gross content before and after tillage with organo-mineral compositions, the degree of reduction of HM mobility in the soil with the introduction of various formula:

$$D_{\text{HM}} = \frac{b_0 - b_1}{b_0} \cdot 100\%$$

where D_{HM} is the degree of reduction of mobility of heavy metals in the soil, %; b_0 is the initial percentage of mobile forms of HM, %; b_1 is the percentage of mobile forms of HM after processing, %.

Microscopic analysis was performed using images of the surface of the object with high spatial resolution and depth of field in reflected electrons (BSE) using scanning electron microscopy SEM-EDX (using energy-dispersing analyzer) in combination with microanalysis to create maps of the mineral composition of soil samples and biocomposite based on SS and phosphogypsum.

The effect of different doses of biocomposite on soil biome is assessed by changes in the kinetic parameters of the development of rhizosphere microorganisms, in particular by the accumulation of microbial biomass.

The method of determining microbial carbon in the soil is based on the respiratory response of microorganisms in accordance with the method by which microbial biomass is calculated as follows (KAISER et al., 1992):

$$C_{\text{microb}} = 30.0 \cdot 10^{-3} \text{ cm}^3 \text{CO}_2 - \text{C/g} \cdot \text{h}^{-1}.$$

Determination of organic carbon is carried out by the method of Turin, which is based on the decomposition of organic matter by potassium dichromate in an acidic environment in accordance with existing methods (DSTU 7855: 2015 Soil quality. Determination of the group composition of humus by the method of Tyurin in the modification of Konova and Belchikova. Kyiv, 2016. 13 p.).

The initial incubation period is characterized by increased CO_2 emissions due to the redistribution of nutrients in the soil microzones during mixing, separated by a determination period (up to 5 hours). The average values are calculated over a 25-hour interval with a relatively constant rate of CO_2 release.

Measurement of optical density (OD) of cell suspensions was performed by photometric absorption of culture on a Multiscan analyzer. The optical density, measured at 600 nm, reflects the concentration of cells in the nutrient medium. In this case, the bacteria are at the logarithmic stage of growth.

The special software for identification of necessary ecological-trophic groups of microorganisms and realization of schemes of trophic interactions in associations of various ecological-trophic groups of microorganisms is used in the work. Taxonomic classification was performed using electronic databases KEGG database (Kyoto Encyclopedia of Genes and Genomes), EzBioCloud Database and BacDive (The Bacterial Diversity Metadatabase).

Statistical processing of the obtained data was performed in the packages of computer programs MS Office – Microsoft Excel. The difference in averages was considered significant at a significance level of $p < 0.05$.

RESULTS

Soil profile study

Soils are characterized by an acidic pH value of an average of 5.8 up to 6.5, the absence or camouflage of transitional horizons along the soil profile, weakly expressed eluvial and well-defined illuvial horizon of brown-brown color. Behind the sanitary

protection zone of the dump there are agricultural lands, where the upper horizons of soils are humus-accumulative and part of the eluvium is plowed. Although gray forest soils differ from light gray ones in the best agronomic indicators, they are combined by an acid reaction in the upper horizons, unsaturation of bases, low nutrient content. This group of soils is believed to have some unfavorable physical properties due to poor structure.

The figure shows a photograph of a section of the soil profile at the site of soil sampling for analysis of the content of HM near the phosphogypsum dump. The soil profile was formed in places with minimal parameters of GTKV-IX = 1.18–1.20, which is due to climatic and relief factors due to the additional accumulation of moisture in the wastewater of GTKV-IX decreases to 1.76.

In the profile of gray forest soils near the phosphogypsum heap the following horizons are distinguished (Figure 1): H_0 - turf of dark brown color (up to 2 cm thick); H - humus-accumulative with dark gray turf with siliceous powder (7–11 cm); E_1 - eluvial grayish-whitish color, powdery-lumpy structural composition with carbonate inclusions, contains many plant roots (18–20 cm); E_2 - transitional eluvial-illuvial plate-nut with carbonate inclusions, compacted; gradual transition (6–10 cm); And - illuvial brown lumpy-prismatic (32–35 cm) and P - soil-forming rock from a depth of 60–80 cm.

An important environmental factor is the presence in the soil of easily soluble in water, and therefore mobile fulvic acids, which cause the processes of intensive leaching from the soil profile of many trace elements - Fe, Mn, Zn, Cd, Pb, Sr, V, including HM. This process is also characteristic of gray forest soils.

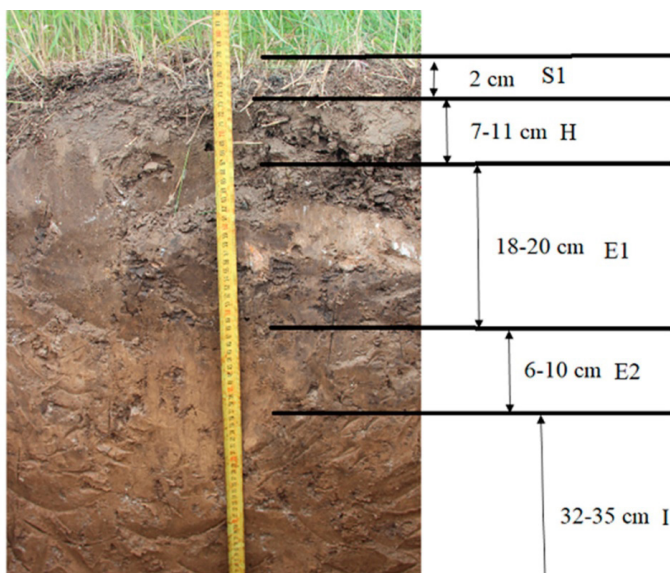


Figure 1. Profile of gray forest soil near the phosphogypsum dump.

Soil samples for chemical analysis were dried to an air-dry state according to GOST 5180-84. Air-dry samples were stored in glass containers. Determination of the elemental composition was carried out using X-ray fluorescence analysis (Figure 2)

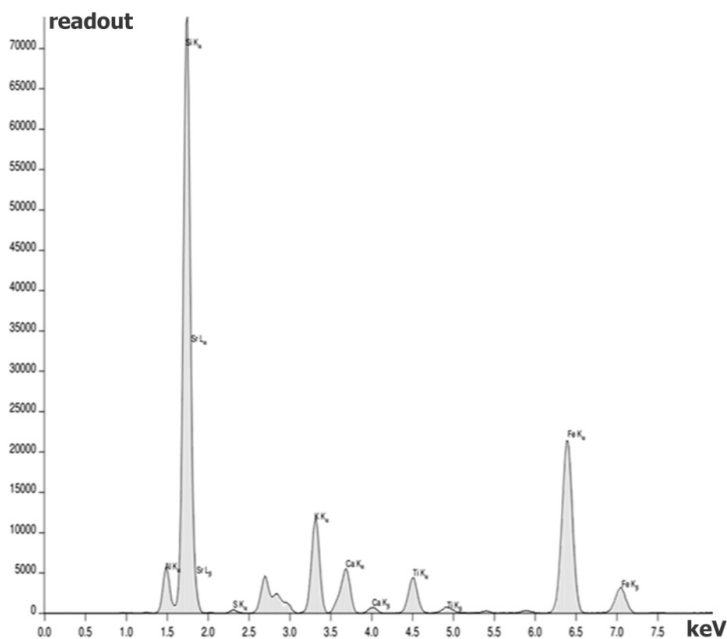


Figure 2. Spectrogram of a mixed soil sample of a plot of agricultural land (private village - the area closest to the phosphogypsum dump massif).

Substantiation of biochemical transformation of complex hydrocarbon compounds and heavy metals: experimental modeling

The biological product is offered with an external coating of biodegradable polymer film, biomass of microorganisms in lyophilized form and a mineral substrate based on phosphogypsum.

While a nutrient recycling strategy is expected to be a tool for combating particularly diffuse sources, it is also important to look for opportunities in existing point sources, and especially where results can be achieved quickly and cost-effectively. Phosphogypsum contains useful elements (Ca, S, P, Mg, K, Na, microelements), and the biopolymer film contains organic carbon compounds for the growth of the necessary ecological and trophic groups of microorganisms-destroyers of oil. The general scheme of the hybrid biological product is presented in Figure 3.

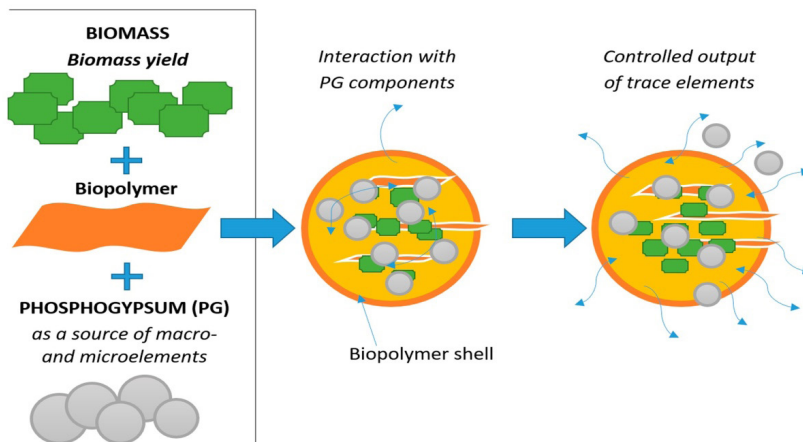


Figure 3. Scheme of the composition of the hybrid biological product for soil decontamination.

A method of obtaining a granular hybrid biological product containing immobilized microorganisms-destroyers of complex petroleum hydrocarbons (genera *Rhodococcus*, *Acinetobacter*, *Pseudomonas*), which includes immobilization of microorganisms in the form of a suspension in 6-8% solution of sodium alginate to which is added by mass fraction 4-7 levels of 10-11 mass fractions and biopolymer based on plant waste with a mass fraction of 7-10; granulation is carried out in a rotating plate granulator with mixing of immobilized microorganisms with a mineral additive of phosphogypsum and biopolymer, at a plate rotation speed of 75-80 rpm. and granulation times - 15-30 minutes, and get granules, which are additionally covered with a biopolymer film. The granules are obtained with a diameter of 5-6.95 mm (Figure 4).



Figure 4. General view of the hybrid biological product.

The concentration of the suspension of microorganisms is provided by at least 10^{12} CFU / g of granules.

The structural features of such a hybrid biological product in granular form show the properties of controlled release of trace elements and reduce the period of adaptation to the consortium of destructive microorganisms when exposed to an oil spill combined with heavy metal pollution. In the future, after the disposal of complex carbon compounds, there is an accumulation of biomass of destructive microorganisms and sorption of HM with their fixation in insoluble form, which is confirmed by experimental data (Table 1).

Table 1. Experimental data.

Sampling area	The dose of hybrid biological product, kg / m ²	The maximum specific growth rate of microorganisms $\mu\text{m}, \text{h}^{-1}$	Microbial biomass, $\mu\text{gS} / \text{g}$
Soil rhizosphere	2.5	0.254 ± 0.002 0.234 ± 0.002 0.246 ± 0.005	192 $\pm$ 3 188 $\pm$ 5 183 $\pm$ 2
Soil rhizosphere	5.0	0.311 ± 0.002 0.303 ± 0.004 0.317 ± 0.003	253 $\pm$ 3 274 $\pm$ 2 269 $\pm$ 4
Soil rhizosphere	7.5	0.312 ± 0.002 0.310 ± 0.004 0.314 ± 0.002	263 $\pm$ 5 255 $\pm$ 3 277 $\pm$ 3

A comparative characterization of the influence of different organo-mineral compositions on the degree of reduction of mobile forms of HM in the soil is also carried out. As can be seen from Figures 5, 6 when making a biogenic composite, a higher degree of decrease in HM mobility (not less than 70%) was observed in comparison with other organo-mineral complexes.

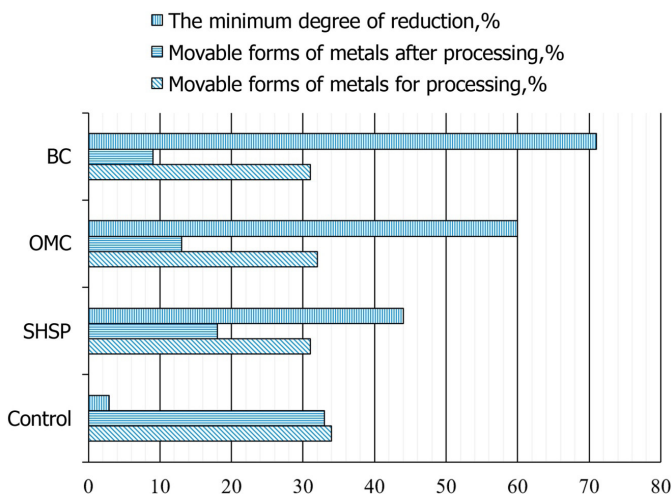


Figure 5. Change in the proportion of mobile forms of heavy metals in the soil with the introduction of various organo-mineral compositions (BC – biologic proposed hybrid composition, OMC – organo-mineral compost based on a mixture of phosphogypsum (10% wt.), Superphosphate (1% wt.) and cattle humus, SHSP – a combination of a mixture of sodium humate and superphosphate).

DISCUSSION

For a more in-depth analysis of the results of the study, a cluster visualization of innovative technological solutions in the field of combined use of bioprocesses for detoxification of soils contaminated with heavy metals and petroleum products was performed.

According to the Scopus database, clusters of innovative research in the field of bioremediation of soils contaminated with heavy metals and petroleum products were formed using VOSviewer software. Three clusters were identified (Figure 6):

- red cluster - biotechnological solutions for the binding of complex hydrocarbons and heavy metals in the matrix structure of various natures with the use of biological agents;
- blue cluster - processes of biodegradation of pollutants, in particular heavy metals, in the restoration of soil ecosystems;
- green cluster - technological solutions of phytoremediation using various combinations of plant species and symbiotic ecological-trophic groups of microorganisms.

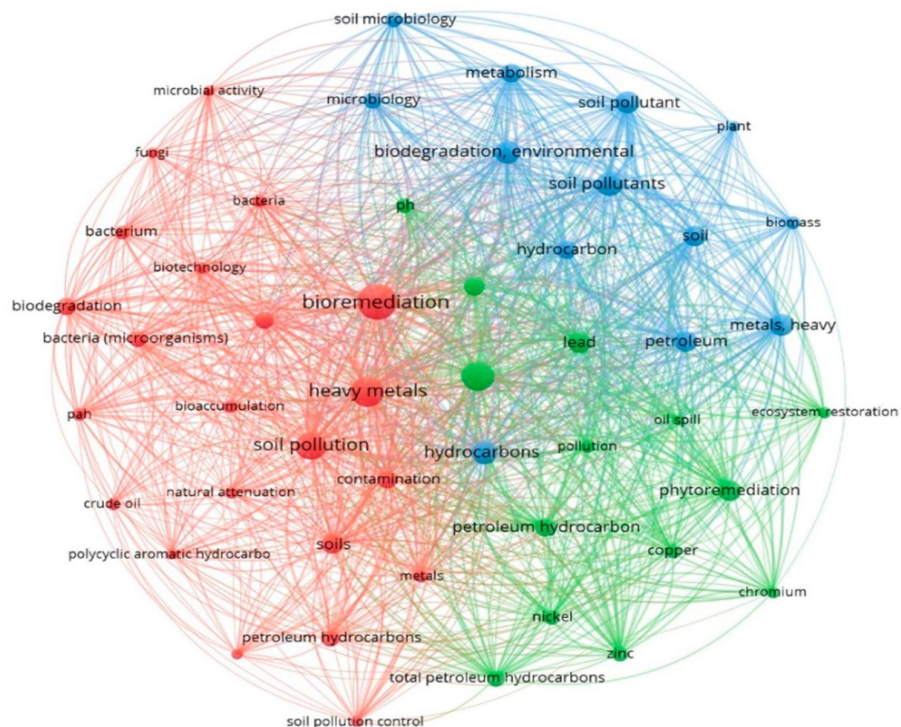


Figure 6. Visual simulation clusters (all clusters are united by common research thematically and regionally).

Fast growth and high above ground biomass yield are among the requisites needed for phytoextraction purposes. In addition, the establishment of a rich root system could create a favourable niche for rhizosphere microorganisms, which is required for rhizodegradation. The results of this study seem to be consistent with those obtained by KIRK et al. (2005), who reported no alfalfa phytotoxicity up to 15.000 mg kg⁻¹ dry weight (DW) of TPH, while they observed that growth of seedlings was stressed and stunted at higher TPH levels (31.000 mg kg⁻¹ DW).

Bioaugmentation with *P. aeruginosa* had a positive effect on plant biomass production. There was an initial trend to improve plant biomass, which became statistically significant for shoots and roots after 90 days. Soil inoculation with *P. aeruginosa* enhanced shoot biomass by 15, 33 and 56% at 30, 60 and 90 days, respectively. Similarly, root biomass was also increased by 13, 19 and 105% at 30, 60 and 90 days, respectively. These results are in accordance with previous studies, in which plant growth promoting ability of *P. aeruginosa* was assessed for other plant species.

Antagonistic effects between metals in multi-metal contaminated soils (FLOGEAC et al., 2007) in addition to the simultaneous presence of organic pollutants and soil ageing could have also contributed (LIN et al., 2008). The extent of metal accumulation in

alfalfa shoots was not influenced by the bioaugmentation treatment. In contrast, soil bioaugmentation had a statistically significant effect on root metal concentrations: Zn content was decreased at 90 days, while Cu content was increased at 60 days. The decrease of metal accumulation when plants were growing in bioaugmented soil could be the consequence of a 'dilution effect' of the increase of plant biomass facilitated by bacteria. In addition, metal immobilization onto bacteria due to biosorption processes could have also contributed to reduce metal availability, as *P. aeruginosa* has been reported to biosorb metals like Cu, Pb and Zn (GABR et al., 2008; PÉREZ SILVA et al., 2009). The distinct impact of bioaugmentation on Cu accumulation by alfalfa may be explained by specific coordination properties (i.e. stability constant of chelating molecule– metal complex) of siderophores (e.g. pyoverdine) produced by *P. aeruginosa* towards particular metals like Cu (CORNU et al., 2014).

Indigenous microorganisms of the present soil appeared to be adapted and functional for petroleum hydrocarbons degradation, as demonstrated by the 37% TPH removal in natural attenuation treatment. Although biodegradation is generally considered as the main pathway for pollutant removal in natural attenuation (DECLERCQ et al., 2012) other mechanisms (e.g. volatilization) could have also been involved. Moreover, recent studies support the idea of an active role of alfalfa plants in the rhizospheric degradation of hydrocarbons as the result of the action of plant enzymes released in root exudates (MURATOVA et al., 2014). Finally, an abiotic contribution could be attributed to root exudates, which have been demonstrated to enhance soil desorption of pollutants, improving bioavailability and subsequent biodegradation potential as a result (LEFEVRE et al., 2013). Bioaugmentation with *P. aeruginosa* resulted in even greater remediation efficiency (59%). The present results seem to be consistent with a previous comparative study which demonstrated that bioaugmentation was more effective than natural attenuation on the degradation of light (C12–C23) and heavy (C23–C40) fractions of TPH in soil samples (Bento et al., 2005). It can be hypothesized that the observed increase in TPH removal when soil inoculation was performed are due to *P. aeruginosa* hydrocarbon-degrading ability (Ji et al., 2013). The association between alfalfa and *P. aeruginosa* appeared to be particularly effective in terms of TPH removal as a result of the processes mediated by both bacteria and plants. As the bioaugmentation assisted phytoremediation treatment resulted in a 31% increase of TPH removal, relative to natural attenuation, and a 10% and 22% increase in TPH removal was obtained for phytoremediation and bioaugmentation, respectively, in the individual treatments. Although the contribution to TPH removal of bacteria (bioaugmentation treatment) was greater than that of plants (phytoremediation treatment), the advantageous effect of plants is not only limited to the enhancement of pollutant dissipation in the rhizosphere.

Chemically assisted phytoremediation. The higher enzyme activity in the rhizosphere can be explained by different mechanisms. Firstly, the stimulation of microbial activity mediated by rhizodeposition of organic carbon by plants, which creates an environment rich in organic substrates for microorganisms. Secondly, a direct contribution by plants releasing enzymes by roots or by lysis of root cells (NANNIPIERI et al. 2012). Regarding the amendments, soil lipase activity constantly increased over

time in the presence of citric acid alone and in combination with Tween® 80. The positive effect of citric acid on lipase activity may be explained by the mobilization of metal ions in the presence of the organic acid. In the review by SHARMA et al. (2001), the positive effects of metal ions (e.g., Ca, Co, Cu, Fe, Mg) on lipase production by microorganisms were reported, but also inhibition of lipase activity was described by metals (e.g., Ag, Fe, Hg, Zn), possibly as a result of enzyme conformation alteration. Thus, the obtained results of using a hybrid combination biological product are consistent with the results of previous studies and reveal new prospects for the use of secondary resources as mineral feed and sorbent material for the necessary ecological and trophic groups of microorganisms in biodegradation of complex petroleum hydrocarbons and metabolic fixation of heavy metals.

CONCLUSIONS

Effective ways to restore landscapes degraded was determined in the process of the inflow of components of drilling waste, primarily crude oil and heavy metals into the soil. Effective reclamation is possible through the development and implementation of a method of biological remediation of soils as part of a comprehensive technology for their purification.

The practical implementation of the developed approaches will ensure the restoration of impaired functions of natural complexes in oil fields, which are negatively affected at all stages of the technological process of oil production, from drilling exploratory wells to decommissioning of existing wells.

Drilling of wells often takes place on the territory of agricultural lands, which are temporarily withdrawn from their intended use. As a result of oil production, halos are formed with varying degrees of chemical pollution and degradation, which is associated with the loss of fertile properties of the soil.

The biological product is offered with an external coating of biodegradable polymer film, biomass of microorganisms in lyophilized form and a mineral substrate based on phosphogypsum. A comparative characterization of the influence of different organo-mineral compositions on the degree of reduction of mobile forms of HM in the soil is also carried out. The higher degree of decrease in HM mobility (not less than 70%) was observed under BC used in comparison with other organo-mineral complexes.

Further directions of research can be distinguished as follows: to study the patterns of oil geofiltration, which determine the specific effect of toxic effects on the local biota; provide an assessment of the risk of destabilization of ecosystems; to develop and implement technology of biological purification of soils from oil and heavy metals.

The relevance of the planned research is emphasized by the fact that as a result of their implementation it will be possible not only to restore the disturbed functions of natural geosystems, but also to prevent the withdrawal of large areas of land from agricultural use.

ACKNOWLEDGEMENT

Research Project was carried out as planned research projects of the Department of Ecology and Environmental Protection Technologies, Sumy State University, connected

with subjects "Reduction of technogenic loading on the environment of enterprises of chemical, machine-building industry and heat and power engineering" according to the scientific and technical program of the Ministry of Education and Science of Ukraine (state registration No. 0116U006606).

REFERENCES

- ADAMS, F. – NIYOMUGABO, A. – SYLVESTER, O., 2017. Bioremediation of Crude Oil Contaminated Soil Using Agricultural Wastes. *Procedia Manufacturing*, 7: 459-464.
- ADENIYI, A. – AFOLABI, J., 2002. Determination of total petroleum hydrocarbons and heavy metals in soils within the vicinity of facilities handling refined petroleum products in Lagos metropolis. *Environment International*, 28(1-2): 79-82.
- AGARRY, S. – AREMU, M. – AWORANTI, O., 2014. Biostimulation and Phytoremediation Treatment Strategies of Gasoline-Nickel Co-Contaminated Soil. *Soil and Sediment Contamination*, 23(3): 227-244.
- AGNELLO, A. – BAGARD, M. – VAN HULLEBUSCH, E. – ESPOSITO, G. – HUGUENOT, D., 2016a. Comparative bioremediation of heavy metals and petroleum hydrocarbons co-contaminated soil by natural attenuation, phytoremediation, bioaugmentation and bioaugmentation-assisted phytoremediation. *Science of the Total Environment*, 563-564: 693-703.
- AGNELLO, A. – HUGUENOT, D. – VAN HULLEBUSCH, E. – ESPOSITO, G., 2016b. Citric acid- and Tween® 80-assisted phytoremediation of a co-contaminated soil: alfalfa (*Medicago sativa* L.) performance and remediation potential. *Environmental Science and Pollution Research*, 23(9): 9215-9226.
- ALI, N. – DASHTI, N. – AL-MAILEM, D. – ELIYAS, M. – RADWAN, S., 2012. Indigenous soil bacteria with the combined potential for hydrocarbon consumption and heavy metal resistance. *Environmental Science and Pollution Research*, 19(3): 812-820.
- ALISI, C. – MUSELLA, R. – TASSO, F. – UBALDI, C. – MANZO, S. – CREMISINI, C. – SPROCATI, A., 2009. Bioremediation of diesel oil in a co-contaminated soil by bioaugmentation with a microbial formula tailored with native strains selected for heavy metals resistance. *Science of the Total Environment*, 407(8): 3024-3032.
- AL-SALEH, E. – OBUEKWE, C., 2009. Effect of nickel on the mineralization of hydrocarbons by indigenous microbiota in Kuwait soils. *J. Basic Microbiol.*, 49(3): 256-263.
- ATAGANA, H., 2011. Bioremediation of co-contamination of crude oil and heavy metals in soil by phytoremediation using *Chromolaena odorata* (L) King H.E. Robinson. *Water, Air, and Soil Pollution*, 215(1-4): 261-271.
- BENTO, F. – CAMARGO, F. – OKEKE, B. – FRANKENBERGER, W., 2005. Comparative bioremediation of soils contaminated with diesel oil by natural attenuation, biostimulation and bioaugmentation. *Bioresour. Technol.*, 96: 1049-1055.
- CARPIO, E. M. – MACHADO-SANTELLI, G. – SAKATA, S. K. – FILHO, S. S. F. – RODRIGUES, D. F., 2014. Copper removal using a heavy-metal resistant microbial consortium in a fixed-bed reactor. *Water Res.*, 62: 156-166.
- CORNU, J. – ELHABIRI, M. – FERRET, C. – GEOFFROY, V. – JEZEQUEL, K. – LEVA, Y. – LOLLIER, M. – SCHALK, I. – LEBEAU, T., 2014. Contrasting effects of pyoverdine on the phytoextraction of Cu and Cd in a calcareous soil. *Chemosphere*, 103: 212-219.
- CZARNY, J. – STANINSKA-PIĘTA, J. – PIOTROWSKA-CYPLIK, A. – JUZWA, W. – WOLNIEWICZ, A. – MARECIK, R. – ŁAWNICZAK – CHRZANOWSKI., 2020. *Acinetobacter* sp. as the key player in diesel oil degrading community exposed to PAHs and heavy metals. *Journal of Hazardous Materials*, 383: 121168.
- DECLERCQ, I. – CAPPUYNS, V. – DUCLOS, Y., 2012. Monitored natural attenuation (MNA) of contaminated soils: state of the art in Europe—a critical evaluation. *Sci. Total Environ.*, 426: 393-405.
- FLOGEAC, K. – GUILLON, E. – APLINCOURT, M., 2007. Competitive sorption of metal ions onto a north-eastern France soil. Isotherms and XAFS studies. *Geoderma*, 139: 180-189.
- GABR, R. – HASSAN, S. – SHOREIT, A., 2008. Biosorption of lead and nickel by living and non-living cells of *Pseudomonas aeruginosa* ASU 6a. *Int. Biodeterior. Biodegrad.*, 62: 195-203.

- HAMDI, H. – BENZARTI, S. – MANUSADZIANAS, L. – AOYAMA, I. – JEDIDI, N., 2007. Bioaugmentation and biostimulation effects on PAH dissipation and soil ecotoxicity under controlled conditions. *Soil Biol Biochem*, 39: 1926-1935.
- Ji, Y. – MAO, G. – WANG, Y. – BARTLAM, M., 2013. Structural insights into diversity and n-alkane biodegradation mechanisms of alkane hydroxylases. *Front. Microbiol.*, 4: 58.
- KAISER, E. – MÜLLER, T. – RAINER, G. – HEINEMEYER, O., 1992. Evaluation of methods to estimate the soil microbial biomass and the relationship with soil texture and organic matter. *Soil Biology and Biochemistry*, 24 (7): 675-683.
- KHUDUR, L. – GLEESON, D. – RYAN, M. – SHAHSAVARI, E. – HALEYUR, N. – NUGEGODA, D. – BALL, A., 2018. Implications of co-contamination with aged heavy metals and total petroleum hydrocarbons on natural attenuation and ecotoxicity in Australian soils. *Environ. Pollut.*, 243: 94-102.
- KIRK, J. – KLIRONOMOS, J. – LEE, H. – TREVORS, J., 2005. The effects of perennial ryegrass and alfalfa on microbial abundance and diversity in petroleum contaminated soil. *Environ. Pollut.*, 133: 455-465.
- LEFEVRE, G. – HOZALSKI, R. – NOVAK, P., 2013. Root exudate enhanced contaminant desorption: an abiotic contribution to the rhizosphere effect. *Environ. Sci. Technol*, 47: 11545-11553.
- LIN, X. – LI, X. – LI, P. – LI, F. – ZHANG, L. – ZHOU, Q., 2008. Evaluation of plant-microorganism synergy for the remediation of diesel fuel contaminated soil. *Bull. Environ. Contam. Toxicol*, 81: 19-24.
- MARKOWICZ, A. – CYCÓN, M. – PIOTROWSKA-SEGET, Z., 2016. Microbial community structure and diversity in long-term hydrocarbon and heavy metal contaminated soils. *Int. J. Environ. Res.*, 10: 321-323.
- MURATOVA, A. – DUBROVSKAYA, E. – POZDNYAKOVA, N. – TURKOVSKAYA, O., 2014. The coupling of the plant and microbial metabolisms of PAHs in the rhizosphere of alfalfa. In: KALOGERAKIS, N. – MANIOS, T., (Eds.), 11th International Phytotechnologies Conference. Grafima, Heraklion, 215 p.
- NANNIPIERI, P. – GIAGNONI, L. RENELLA, G. – PUGLISI, E. – CECCANTI, B. – MASCIANDARO, G. – FORNASIER, F. – MOSCATELLI, M. C. – MARINARI, S., 2012. Soil enzymology: classical and molecular approaches *Biology and Fertility of Soils*, 48: 743-762.
- PÉREZ SILVA, R. – ÁBALOS RODRÍGUEZ, A. – GÓMEZ MONTES DE OCA, J. – CANTERO MORENO, D., 2009. Biosorption of chromium, copper, manganese and zinc by *Pseudomonas aeruginosa* AT18 isolated from a site contaminated with petroleum. *Bioresour. Technol*, 100: 1533-1538.
- SHARMA, R. – CHISTI, Y. – BANERJEE, U., 2001. Production, purification, characterization, and applications of lipases. *Biotechnol Adv.*, 19: 627-662.
- SOHAIB, M. – ZAHIR, Z. A. – YAHY, M. – ANS, K. M. – ASGHAR, H. N. – YASIN, S. – AL-BARAKAH, F. N. I., 2020. Comparative evaluation of different carrier-based multi-strain bacterial formulations to mitigate the salt stress in wheat. *Saudi Journal of Biological Sciences*, 27 (3): 777-787.
- STATE STANDARD OF UKRAINE (DSTU) 7855: 2015. Soil quality. Determination of the group composition of humus by the method of Tyurin in the modification of Konova and Belchikova. Kyiv, 2016. 13 p.

Editor: RNDr. Michal Rendoš, PhD.

Recenzenti: prof. RNDr. Magdaléna Bálintová, PhD.
RNDr. Lenka Demková, PhD.
Dr. Roman J. Godunko, CSc.
RNDr. Šárka Horáčková, PhD.
doc. Ing. Vladimír Kubovčík, PhD.
doc. Mgr. Peter Manko, PhD.
doc. Ing. Milan Novikmec, PhD.
Ing. Jozef Oboňa, PhD.
RNDr. Michal Rendoš, PhD.
Prof. dr hab. Maciej Konrad Skoracki
doc. RNDr. Oldřich Sychra, Ph.D.

Redakčná rada:
Predseda: doc. Mgr. Martin Hromada, PhD.

Výkonný redaktor: RNDr. Michal Rendoš, PhD.

Členovia: RNDr. Mária Balážová, PhD.
RNDr. Michal Baláž, PhD.
RNDr. Lenka Demková, PhD.
RNDr. Adriana Eliašová, PhD.
prof. PaedDr. Ján Koščo, PhD.
doc. Mgr. Peter Manko, PhD.
doc. Ruslan Maryichuk, CSc.
doc. Ing. Milan Novikmec, PhD.
Ing. Jozef Oboňa, PhD.
Ing. Marek Svitok, PhD.
Mgr. Iveta Škodová, PhD.
doc. RNDr. Marcel Uhrin, PhD.

Adresa redakcie: Biodiversity & Environment
Katedra ekológie FHPV PU
Ulica 17. novembra č. 1
081 16 Prešov
Tel: 051 / 75 70 358
e-mail: foliaoec@fhpv.unipo.sk / michal.rendos@unipo.sk

Vydavateľ: Vydavateľstvo Prešovskej univerzity v Prešove
Sídlo vydavateľa: Ulica 17. novembra č. 15, 080 01 Prešov
IČO vydavateľa: 17 070 775
Periodicita: 2 čísla ročne
Jazyk: slovenský/anglický/český
Poradie vydania: 1/2021
Dátum vydania: júl 2021
Foto na obálke: *Galba truncatula* (autor Ing. Ladislav Tábi)

Za jazykovú úpravu príspevkov zodpovedajú autori.

ISSN 1338-080X (print)
ISSN 2585-9242 (online)
EV 3883/09

