



HODNOTENIE EKOLOGICKEJ KVALITY URBÁNNYCH A SUBURBÁNNYCH PONDŮV NA ZÁKLADE MAKROZOOBENTOSU POMOCOU INDEXU DLMI

Igor KOKAVEC¹, Tomáš ČEJKA², Ladislav HAMERLÍK^{1,3}, Tomáš NAVARA¹, Patrik MACKO⁴

¹Ústav zoológie SAV, v. v. i., Dúbravská cesta 9, 845 06 Bratislava, Slovensko;
e-mail: igor.kokavec@savba.sk

²Botanický ústav CBRB SAV, v. v. i., Dúbravská cesta 9, 845 23 Bratislava, Slovensko;
e-mail: t.cejka@gmail.com

³Katedra biológie a environmentálnych štúdií, Fakulta prírodných vied, Univerzita Mateja Bela v
Banskej Bystrici, Tajovského 40, 974 11 Banská Bystrica, Slovensko

⁴Katedra ekológie, Prírodovedecká fakulta Univerzity Komenského, Ilkovičova 6, 842 15
Bratislava, Slovensko; e-mail: patrik.macko@uniba.sk

KOKAVEC, I., ČEJKA, T., HAMERLÍK, L., NAVARA, T., MACKO, P. 2025. Assessment of the ecological quality of urban and suburban ponds based on macrozoobenthos using the index DLMI. *Entomofauna carpathica*, 37(2): 165-186.

Abstract: Artificial ponds are ecologically heterogeneous habitats that prevail within human-modified landscapes, making them among the most threatened ecosystems. Nonetheless, they can provide essential ecosystem services and considerably support aquatic biodiversity. Despite their potential, efforts to assess their biodiversity and ecological quality have only emerged in recent decades in Europe. However, countries in Central Europe still largely overlook this initiative. This study presents a pilot evaluation of Slovak ponds using the Danish Littoral Macroinvertebrate Index (DLMI).

A survey was conducted on 10 ponds across urban and suburban landscapes. Macroinvertebrates were sampled semi-quantitatively using a standardised hydrobiological net. Environmental parameters of the water, such as conductivity, pH, and oxygen saturation, were measured in situ to estimate the trophic status of the ponds. The calculation of the DLMI combines four diversity metrics expressed as ecological quality ratios. DLMI values were associated with environmental variables to identify significant correlations along the trophic gradient.

The results revealed extreme conditions in two ponds, indicating severe eutrophication associated with high conductivity and pH, as well as low oxygen saturation. The remaining ponds showed transitional characteristics between mesotrophic and eutrophic conditions, but their reliable classification was not possible. Two of the four metrics used in the DLMI were less accurate in assessing ecological quality, with reference values exceeding the actual community conditions of lowland ponds. Urban ponds generally exhibited better ecological quality than suburban ponds, although extreme conductivity values led to paradoxical results, with some degraded sites receiving unexpectedly high scores, which excluded these ponds from further analyses. Pond area correlated significantly with the DLMI gradient, indicating the index's sensitivity to changes in trophic status. NMDS identified pH as the main driver of species

distribution and trophic status, suggesting its universal indicator function, which should be examined in further studies. It also showed that taxa responded appropriately to the ecological quality gradient, with Odonata and Trichoptera occurring in better conditions, in contrast to the more tolerant Coleoptera and Heteroptera. This pilot study demonstrates the applicability of the DLMI under conditions in the Pannonian ecoregion of Slovakia and highlights the role of small urban water bodies in sustaining aquatic diversity. The findings provide a basis for future refinement of ecological assessment schemes in Central Europe.

Key words: benthic invertebrates, artificial ponds, ecological assessment, bioindicators, Danish Littoral Macroinvertebrate Index

ÚVOD

Urbánne a suburbánne pondy, v zmysle HAMERLÍKA et al. (2016), predstavujú ekologicky významné biotopy v antropogénne transformovanej krajine, ktoré plnia viacero ekosystémových služieb vrátane regulácie lokálnej klímy, zadržiavania vody, rekreačných funkcií a poskytovania životného priestoru pre širokú škálu vodných a suchozemských organizmov (HASSALL 2014; HILL et al. 2016). Napriek tomu, že prirodzené mokrade a malé vodné plochy patria medzi najohrozenejšie ekosystémy na globálnej úrovni (DUDGEON et al. 2006), práve antropogénne nádrže môžu čiastočne kompenzovať stratu prirodzených biotopov a prispievať k udržaniu biodiverzity v urbanizovanom prostredí (CHESTER & ROBSON 2013, CÉRÉGHINO et al. 2014).

Pondy sú charakteristické vysokou priestorovou heterogenitou a často vyššou biodiverzitou v porovnaní s väčšími vodným plochami (WILLIAMS et al. 2004, DAVIES et al. 2008). V urbánnom a suburbánnom prostredí sú tieto vodné plochy vystavené komplexu stresových faktorov, medzi ktoré patria eutrofizácia spôsobená prílevom živín z poľnohospodárskych a urbanizovaných plôch, kontaminácia toxickými látkami, fyzikálne narušenie brehových pásiem, introdukcia inváznych druhov a hydromorfologické zmeny (HASSALL 2014, SAYER et al. 2013).

Biologické hodnotenie kvality vodných ekosystémov sa v európskom kontexte opiera o požiadavky Rámcovej smernice o vode (RSV), ktorá vyžaduje monitoring a hodnotenie ekologického stavu vodných útvarov na základe biologických indikátorov, medzi ktoré patria makrozoobentos, fytoplanktón, fyto bentos, makrofyty a ryby (SMERNICA 2000/60/ES). Makrozoobentos, zahŕňajúci bezstavovce viditeľné voľným okom, predstavuje jednu z najčastejšie využívaných biologických skupín pre biomonitoring kvality vody vďaka menšej pohyblivosti, dlhšiemu životnému cyklu, taxonomickej a funkčnej diverzite a rozdielnej citlivosti jednotlivých taxónov na environmentálne stresory (ROSENBERG & RESH 1993, HERING et al. 2006). Hodnotenie ekologickej kvality stojatých vôd na báze makrozoobentosu predstavuje v súčasnosti aktuálnu tému na globálnej úrovni (NDATIMANA et al. 2023). Na Slovensku, a dokonca ani v celej Strednej Európe, neexistuje hodnotiaci schéma pre determináciu ekologickej kvality stojatých vodných útvarov.

Naša štúdia je prvou, ktorá hodnotí ekologickú kvalitu pondov na Slovensku pomocou dánskeho indexu litorálového makrozoobentosu (Danish Littoral Macroinvertebrate Index – DLMI). DLMI na stanovenie ekologického stavu využíva taxonomické zloženie a abundanciu makrozoobentosu žijúceho v brehovej zóne jazier preformátovaných do štyroch relevantných indexov (WIBERG-LARSEN et al. 2016, WIBERG-LARSEN, RASMUSSEN 2017). Tento multimetrický prístup kombinuje informácie o citlivosti taxónov na znečistenie s parametrami diverzity a poskytuje kvantitatívne hodnotenie ekologického stavu v súlade s požiadavkami RSV (WIBERG-LARSEN et al. 2016). Index DLMI bol špecificky navrhnutý pre hodnotenie litorálnych spoločenstiev v stojatých vodách a zohľadňuje typológiu vodných plôch vrátane ich trofického stavu a chemizmu (SØNDERGAARD et al. 2005). Aj keď index je primárne určený na hodnotenie oligotrofných jazier, v podmienkach Slovenska ho plánujeme použiť skôr na hodnotenie mezo- až eutrofných pondov, nakoľko by mal byť dostatočne citlivý na degradáciu prostredia a s tým spojený posun trofického stavu.

Cieľom tejto štúdie je aplikovať index DLMI na hodnotenie ekologickej kvality urbánnych a suburbánnych pondov a identifikovať environmentálne faktory korešpondujúce so zmenou ekologickej kvality. Zároveň vyhodnotíme podobnosť lokalít z hľadiska štruktúry makrozoobentosu, čo môže pomôcť interpretovať výsledky hodnotenia ekologickej kvality pondov. Výsledky tejto práce môžu prispieť k lepšiemu pochopeniu ekologického významu malých vodných plôch - pondov v urbanizovanej krajine a poskytnúť vedecky podložené odporúčania pre ich manažment a ochranu.

MATERIÁL A METODIKA

Študované územie

Slovensko zaberá rozlohu približne 49 000 km² a vyznačuje sa rozmanitým reliéfom. Jedným z dominantných geografických prvkov Slovenska sú Karpaty, ktoré sa tiahnu od severovýchodu až po juhozápad krajiny. Na juhozápade sa rozkladá Podunajská nížina, ktorá tvorí súčasť Panónskej panvy (LEHOTSKÝ, BOLTIŽIAR 2022). Územie Slovenska má mierne kontinentálne podnebie s výraznou priestorovou heterogenitou. V rámci karpatskej oblasti prevládajú chladnejšie, vlhkejšie a horské klimatické podmienky s priemernou ročnou teplotou okolo 6,0 °C a ročným úhrnom zrážok v rozmedzí 860 – 880 mm. Naopak, Panónska nížina vykazuje teplejšie a výrazne kontinentálne črty, charakteristické horúcimi letami, miernymi zimami, nižším ročným úhrnom zrážok (približne 680 – 720 mm) a zvýšeným rizikom sucha a teplotných extrémov. Tieto podmienky robia región mimoriadne vhodným pre intenzívne poľnohospodárske využívanie. Zreteľný je aj západno-východný klimatický gradient, ktorý odráža klesajúci vplyv atlantických vzduchových mäs smerom na východ. Západné oblasti sú preto klimaticky miernejšie než východné časti pri porovnateľných nadmorských výškach (BOCHNÍČEK et al. 2015).

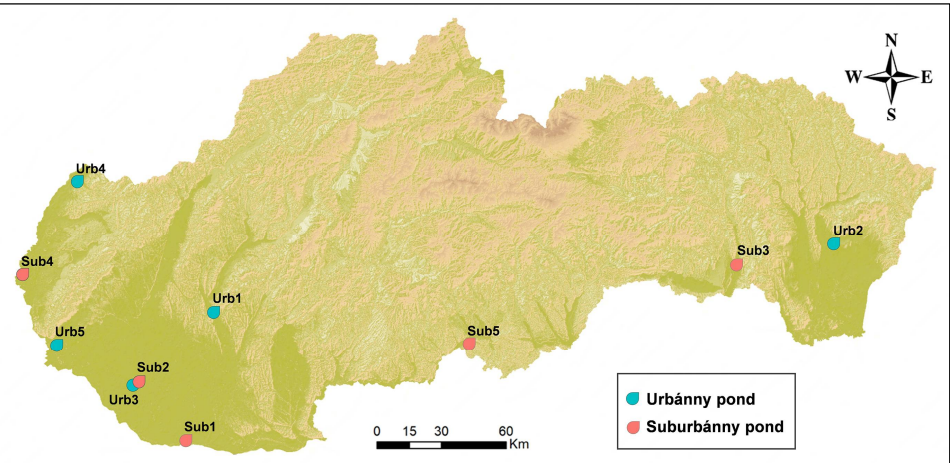
Lokality výskumu

Do štúdie bolo vybraných 10 pondov situovaných v Panónskom ekoregiónе, všetky s rovnakým pôvodom, a to umelo vybudované štrkoviská (Obr. 1). Ich základné údaje sú uvedené v tabuľke 1. Pondy boli rozdelené na urbánne a suburbánne na základe veľkosti aglomerácie v ich blízkosti. Urbánne pondy boli situované v blízkosti väčších miest, suburbánne pondy sa nachádzali v blízkosti menších obcí. Lokality študovaných urbánnych a suburbánnych pondov sú zobrazené na obr. 2.

Tabuľka 1. Zoznam študovaných lokalít s geografickými súradnicami a nadmorskými výškami.
Table 1. List of sampling sites with geographical coordinates and elevations.

Kód	Najbližšia obec	Súradnice (°S, °V)	Nadm. výška (m n. m.)
Sub1	Zlatná na Ostrove	47,7729, 17,9701	110
Sub2	Veľké Dvorníky	47,9949, 17,6579	112
Sub3	Kokšov-Bakša	48,6496, 21,3252	179
Sub4	Gajary	48,4655, 16,9108	147
Sub5	Rapovce	48,2725, 19,6705	166
Urb1	Nitra	48,3146, 18,0782	155
Urb2	Michalovce	48,7646, 21,9313	115
Urb3	Dunajská Streda	47,9802, 17,6109	112
Urb4	Holíč	48,8014, 17,1492	160
Urb5	Bratislava-Petržalka	48,1109, 17,1185	130

Na výskum epigeických araneocenóz sme použili metódu zemných pascí (na každej študijnej ploche 5 pollitrových pohárov s priemerom 9 cm s konzervačnou tekutinou, v línii umiestnených vo vzdialenostiach 5 m jedna od druhej). Pasce boli vyberané približne v mesačných intervaloch a to od 26. 5. 2020 do 20. 4. 2021 (11 odberov za skúmané obdobie).



Obr. 1. Mapa Slovenska s vyznačenými polohami študovaných pondov.
Fig. 1. Map of Slovakia showing locations of the studied ponds.



Obr. 2. Reprezentatívne lokality suburbaných (A – Sub3, B – Sub4) a urbánnych pondov (C – Urb2, D – Urb3).

Fig. 2. Representative sites of suburban (A – Sub3, B – Sub4) and urban ponds (C – Urb2, D – Urb3).

Zber a spracovanie materiálu

Na každom skúmanom ponde boli počas odberov namerané základné fyzikálne a chemické parametre vodného prostredia ako pH, vodivosť, nasýtenosť kyslíka, salinita a teplota vody s použitím multiparametrickej sondy InSitu AQUATroll 400. Údaje o veľkosti plochy pondov, nadmorskej výške a charaktere využívania krajiny (land use) boli získané z mapy ZBGIS národného katastrálneho portálu (<https://zbgis.skgeodesy.sk>).

Materiál vodných bezstavovcov bol odoberaný semikvantitatívnou metódou za použitia hydrobiologickej sieťky štvorcového typu s dĺžkou rámu 25 cm a veľkosťou oka 500 μ m. Odber prebiehal na primerane vhodnom vstupnom mieste, spravidla z čo najplytšieho brehu s možnosťou plynulého postupu do väčšej hĺbky, tak aby boli jednotlivé mezohabitaty ovzorkované v primeranom zastúpení. Odbery tak boli vykonávané z dna v hĺbke približne od 0,2 do 1 m. V závislosti od štruktúry a pomeru mikrohabitatov na jednotlivých lokalitách bol počet odberových plôch (sub-odberov) vo veľkosti približne 25 $\times$ 25 cm stanovený na 10 až 20 tak, aby sme zachytili čo najväčšie druhové spektrum

makrozoobentosu. Do celkového počtu sub-odberov bol zahrnutý aj odber z ponorenej vegetácie, koreňov a trsti (*Phragmites* sp.) v prípade, že boli prítomné. Väčšie ponorené predmety, ako kamene a drevo, boli prenesené na breh a bezstavovce boli zoškrabané kefkou, prípadne individuálne zozbierané pinzetou a pridané do vzorkovnice s odobratým materiálom. Vzorky boli zafixované 98 % denaturovaným etanolom. Vodné bezstavovce boli vytriedené v laboratóriu a následne určené do najnižšej možnej taxonomickej úrovne, najčastejšie do druhu, s využitím príslušných determinačných kľúčov: HRABĚ (1979), ROZKOŠNÝ et al. (1980), NESEMANN a NEUBERT (1999), BAUERNFEIND a HUMPEŠCH (2001), EISELER (2005), STRAKA a SYCHRA (2007), TIMM (2009), KRNO a DERKA (2011) WARINGER a GRAF (2011), HORSÁK et al. (2013) a MAUCH (2017).

Výpočet ekologickej kvality pondov

Pred analýzami boli relatívne početnosti taxónov makrozoobentosu prepočítané na plochu 1 m² a ponechané po sezónach. Metriky ASPT (Average Score Per Taxon), Shannonov index diverzity, EPTCBO [počet taxónov podeniek – Ephemeroptera, vážok – Odonata, pošvatiek – Plecoptera, potočníkov – Trichoptera, chrobákov – Coleoptera a lastúrníkov – Bivalvia] a percentuálny podiel taxónov COP (Coleoptera, Odonata a Plecoptera), ktoré vstupovali do výpočtu indexu DLMI, boli vypočítané v programe ASTERICS 4.04. Výsledný index DLMI bol následne vypočítaný podľa WIBERG-LARSEN, RASMUSSEN (2020).

Index DLMI bol vypočítaný podľa práce WIBERG-LARSEN a RASMUSSEN (2020). Pred výpočtom samotného indexu boli hodnoty indexov prepočítané za použitia uvedených hraničných hodnôt na hodnotu pomeru ekologickej kvality (EQR) podľa vzorca:

$$EQR = \frac{\text{pozorovaná hodnota} - \text{dolná prahová hodnota}}{\text{referenčná hodnota} - \text{dolná prahová hodnota}}$$

Referenčná (horná prahová) hodnota je v tomto prípade 90. percentil hodnôt dát z použitej matice pre vývoj indexu. Dolná prahová hodnota je zas 10. percentil. Všetky indexy do prepočtu vstupovali v originálnej podobe okrem Shannonovho indexu diverzity, ktorý bol exponenciálnou funkciou prepočítaný na Hillovo číslo H_1 . Index EQR jednotlivých parametrov nadobúda hodnoty v rozmedzí 0 a 1 (Príloha č. 1). Výsledná hodnota indexu DLMI je preto priemerom EQR hodnôt jednotlivých metrických podľa vzorca:

$$DLMI = \frac{ASPT + H_1 + EPTCBO + \%COP}{4}$$

Výsledkom je hodnota indexu v rozmedzí 0 až 1, ktorá je kategorizovaná do 5 tried ekologického stavu podľa hraničných hodnôt tried ekologickej kvality:

Trieda ekologického stavu (EK)	Veľmi dobrá EK	Dobrá EK	Priemerná EK	Zlá EK	Veľmi zlá EK
škála	1 – 0,78	0,77 – 0,55	0,55 – 0,37	0,36 – 0,19	0,18 – 0

Analýza dát

Environmentálne parametre boli analyzované metódou PCA (analýza hlavných komponentov). To nám umožnilo zistiť podobnosť lokalít a identifikovať hlavné gradienty reprezentujúce zmeny environmentálnych podmienok v dvoj-dimenzionálnom priestore. Dáta boli pred analýzou logaritmicke transformované [$x = \log(y+1)$] a štandardizované.

Vzťah medzi EQR hodnotou indexu DLMI a environmentálnymi premennými bol testovaný lineárnou regresiou, nakoľko dáta vykazovali normálnu distribúciu hodnôt na základe Shapiro-Wilk testov.

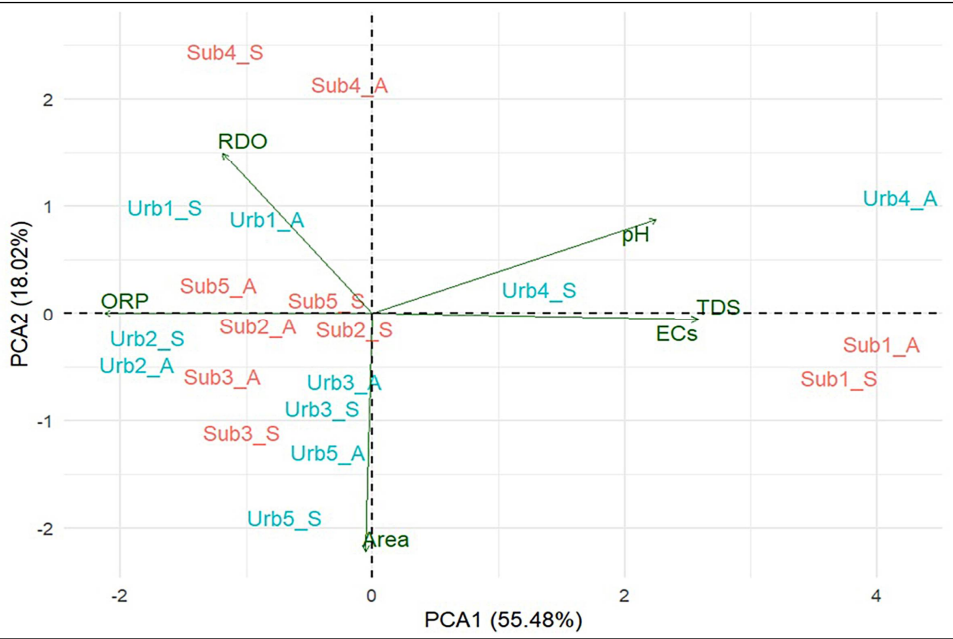
Podobnosť lokalít na základe štruktúry makrozoobentosu bola analyzovaná metódou nemetrickeho viacrozmerného škálovania (NMDS) za použitia Bray-Curtisovho indexu nepodobnosti. Štatistická významnosť environmentálnych faktorov ako determinantov distribúcie taxónov v ordinačnom diagrame bola dodatočne testovaná pomocou funkcie vektorového prispôbenia.

Analýzy boli realizované v prostredí programu R 4.5.1 (R Core Team 2025) za použitia štatistických balíkov vegan (OKSANEN et al. 2025), ggplot2 (WICKHAM 2016), ggrepel (SLOWIKOVSKI 2024), FactoMineR (LÉ et al. 2008) a factoextra (KASSAMBARA a MUNDT 2020).

VÝSLEDKY

Environmentálne faktory

Diagram PCA znázorňuje vysokú pozitívnu koreláciu špecifickej elektrickej vodivosti (ECs) a koncentrácie rozpustených pevných látok (TDS) spolu s pH a negatívnu koreláciu oxidačno-redukčného potenciálu (ORP) s uvedenými faktormi (Obr. 3). Tieto faktory spolu vysvetľujú viac ako 55 % variability na osi PCA1 a reprezentujú gradient trofie skúmaných pondov. Pozdĺž osi PCA2 stúpa rozloha pondov (Area), ktorá však vysvetľuje len 18 % variability. Rozloha koreluje mierne negatívne s nasýtením vody kyslíkom (RDO) a je neutrálna ku zmene trofie reprezentovanou osou PCA1. Medzi lokality s najvyššou trofiou (vysoko eutrofizované) patria poudy Sub1 a Urb4, kde boli namerané extrémne vysoké hodnoty ECs, TDS a pH. Ostatné lokality vykazujú vyššiu variabilitu pozdĺž osi PCA2 v porovnaní s osou PCA1, troficky sú si teda pomerne podobné, avšak najnižšiu trofiu má lokalita Urb2. Vo väčšine prípadov je na jar (S) nižšia trofia v porovnaní s jeseňou (A).



Obr. 3. Diagram analýzy hlavných komponentov (PCA) environmentálnych parametrov skúmaných pondov. Urbánne pudy (Urb) sú označené modrým písmom, suburbánne (Sub) sú označené červeným písmom. Lokality sú rozdelené podľa sezón na jar (S) a jesenné (A).
Fig. 3. Principal component analysis (PCA) diagram of environmental parameters of the studied ponds. Urban ponds (Urb) are shown in blue, suburban (Sub) are shown in red. Sites are divided by seasons to spring (S) and autumn (A).

Taxonomická diverzita

Za celé obdobie monitorovania bolo zaznamenaných spolu 150 taxónov bentických bezstavovcov. Najviac taxónov bolo v rámci kategórie urbánnych pondov identifikovaných na lokalite Urb5 (50). Zo suburbánnych pondov bol najväčší počet taxónov zaznamenaný na lokalite Sub1 (47). Najmenší počet taxónov zo všetkých študovaných pondov bol zistený v suburbánnom ponde Sub4 (7) (Tab. 2).

Tabuľka 2. Zoznam taxónov zaznamenaných počas skúmaného obdobia v suburbánnych a urbánnych pondochoch s vyjadrením priemernej abundancie na 1 m².

Table 2. List of taxa recorded through the study period in suburban and urban ponds showing as mean abundance per 1 m².

Taxón/Lokalita	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
Tricladida										
<i>Dugesia polychroa</i> (Schmidt, 1861)	0	4	0	0	2	0	0	5	6	33
<i>Dugesia tigrina</i> (Girard, 1850)	0	0	0	0	0	1	0	0	3	3

Taxón/Lokalita	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
Mollusca										
<i>Acrolorus lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	0	4	0
<i>Anodonta anatina</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Bithynia tentaculata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	9
<i>Corbicula fluminea</i> (O. F. Müller, 1774)	0	9	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	0	0	0	0	0	0	41	0	0	38
<i>Ferrissia californica</i> (Rowell, 1863)	0	0	1	0	0	0	0	2	0	0
<i>Galba truncatula</i> (O. F. Müller, 1774)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Gyraulus crista</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	4	0	0	0	0	11	0
<i>Gyraulus parvus</i> (Say, 1817)	0	0	0	0	0	0	0	0	29	16
<i>Hippeutis complanatus</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	2	0	0	0	0	0	0	9
<i>Lymnaea stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
<i>Musculium lacustre</i> (Müller, 1774)	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Physa acuta</i> (Draparnaud, 1805)	0	41	3	0	3	2	0	18	43	35
<i>Radix auricularia</i> (Linnaeus, 1758)	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Nemertini										
<i>Prostoma graecense</i> (Böhmig, 1892)	0	8	50	0	1	0	10	12	2	19
Oligochaeta										
<i>Aeolosoma leidy</i> Cragin, 1887	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Branchiura sowerbyi</i> Beddard, 1892	0	3	0	0	0	0	11	0	0	0
<i>Dero digitata</i> (Müller, 1774)	0	0	0	0	0	10	0	0	0	1
<i>Dero obtusa</i> d'Udekem, 1855	0	0	0	0	25	19	1	0	0	1
Enchytraeidae	0	2	15	1	6	19	1	5	49	4
<i>Enchytraeus christenseni</i> Dózsa-Farkas, 1992	0	0	5	0	0	0	0	0	0	0
<i>Enchytraeus</i> sp.	6	7	0	0	4	0	0	0	0	1
<i>Fridericia</i> sp.	0	0	0	0	2	0	0	0	3	0
<i>Henlea</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Limnodrilus claparedeanus</i> Ratzel, 1868	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0
<i>Limnodrilus hoffmeisteri</i> Claparède, 1862	0	1	2	0	18	7	0	2	0	1
<i>Marionina riparia</i> Bretscher, 1899	0	3	0	0	2	2	0	0	0	0
<i>Nais barbata</i> Müller, 1774	0	0	0	0	110	4	0	0	0	1
<i>Nais christinae</i> Kasprzak, 1973	0	1	1	0	38	6	0	1	0	15
<i>Nais communis</i> Piguët, 1906	3	0	0	0	0	0	0	0	54	3
<i>Nais pardalis</i> Piguët, 1906	0	1	7	0	40	24	3	2	1	7
<i>Nais pseudobtusa</i> Piguët, 1906	0	0	0	0	0	0	1	0	0	1
<i>Nais simplex</i> Piguët, 1906	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Nais variabilis</i> Piguët, 1906	1	0	0	0	2	4	0	0	0	0
<i>Ophidonais serpentina</i> (Müller, 1774)	0	0	0	9	14	20	0	0	0	0
<i>Potamotheix bavaricus</i> (Oschmann, 1913)	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Potamotheix hammoniensis</i> (Michaelsen, 1901)	0	0	0	0	0	2	0	0	0	1
<i>Potamotheix moldaviensis</i> Vojdovský & Mrázek, 1903	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0

Taxon/Lokalita	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
<i>Pristina aequiset</i> Bourne, 1891	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0
<i>Pristina bilobata</i> (Bretscher, 1903)	1	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Pristina longiseta</i> Ehrenberg, 1831	0	0	0	0	0	3	2	0	0	1
<i>Pristina rosea</i> (Piguet, 1906)	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
<i>Psammoryctides barbatus</i> (Grube, 1860)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Slavina appendiculata</i> (d'Udekem, 1855)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4
<i>Stylaria lacustris</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	6	8	0	1	0	8
<i>Tubifex tubifex</i> (Müller, 1774)	0	0	0	0	2	0	0	1	0	0
Tubificidae juv. s vlas. štetinami	0	1	4	0	31	6	0	6	13	2
Tubificidae juv. bez vlas. štetín	0	81	45	0	164	211	34	33	1	30
Hirudinea										
<i>Erpobdella octoculata</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Erpobdella</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Helobdella stagnalis</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	0	37	0	0	0	0
<i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus, 1761)	0	0	0	0	0	11	0	0	1	0
Crustacea										
<i>Argulus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Asellus aquaticus</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	3	2	0	0	0	24	1
<i>Limnomysis benedeni</i> (Czerniavsky, 1882)	0	6	0	0	0	361	0	89	0	33
Ephemeroptera										
<i>Caenis horaria</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	3	0	4	0	0	1	0
<i>Caenis luctuosa</i> (Burmeister, 1839)	0	52	58	0	0	4	182	220	19	28
<i>Caenis macrura</i> Stephens, 1836	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Cloeon dipterum</i> (Linnaeus, 1761)	29	1	0	0	6	12	0	0	44	2
<i>Ephemera</i> juv.	0	1	0	0	0	2	0	0	0	0
<i>Ephemera</i> juv. (cf. danica)	0	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Odonata										
<i>Aeshna mixta</i> Latreille, 1805	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Coenagrionidae	0	0	0	0	0	0	0	3	5	1
<i>Erythromma viridulum</i> (Charpentier, 1840)	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0
<i>Ischnura elegans</i> (Vander Linden, 1820)	17	1	0	0	0	0	0	5	5	1
<i>Ischnura pumilio</i> (Charpentier, 1825)	1	1	1	1	1	3	0	3	89	0
<i>Ischnura</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	8	20	1
<i>Lestes virens</i> (Charpentier, 1825)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Libellula fulva</i> Müller, 1764	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Libellulidae	0	0	0	0	0	0	0	2	3	2
<i>Libellula depressa</i> Linnaeus, 1758	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Orthetrum cancellatum</i> (Linnaeus, 1758)	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Platycnemis pennipes</i> (Pallas, 1771)	0	4	3	0	1	1	0	30	0	46
<i>Sympetrum depressiusculum</i> Sélys, 1841	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sympetrum</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2
<i>Sympetrum striolatum</i> (Charpentier, 1840)	5	0	0	0	0	0	0	0	1	0

Taxón/Lokalita	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
Heteroptera										
<i>Corixa</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Corixidae	26	0	0	0	2	0	0	0	0	0
<i>Gerris</i> sp.	0	0	0	0	0	21	0	0	0	0
<i>Glaenocoris propinqua</i> (Fieber, 1860)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Ilyocoris cimicoides</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Micronecta scholtzi</i> (Fieber, 1860)	0	0	1	0	9	25	1	0	4	0
<i>Micronecta</i> sp.	1	5	56	0	636	0	92	1	0	0
<i>Nepa cinerea</i> Linnaeus, 1758	1	0	0	0	0	0	0	0	3	0
<i>Notonecta</i> sp.	13	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Plea minutissima</i> Leach, 1817	31	0	0	0	1	0	0	0	1	0
Megaloptera										
<i>Sialis lutaria</i> (Linnaeus, 1758)	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
<i>Sialis morio</i> Klingstedt, 1932	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Sialis</i> sp.	9	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Coleoptera										
<i>Cybister lateralimarginalis</i> (De Geer, 1774)	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Cyphon</i> sp.	42	0	0	0	0	0	0	2	30	0
Dytiscidae	0	0	1	0	3	1	0	0	0	0
<i>Enochrus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Enochrus testaceus</i> (Fabricius, 1801)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Graphoderus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Haliphus confinis</i> Stephens, 1828	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Helochares punctatus</i> (Sharp, 1869)	3	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Helochares</i> sp.	0	0	0	0	0	1	0	0	14	0
<i>Hydaticus</i> sp.	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Hydrophilidae	3	0	2	0	1	0	0	0	0	0
<i>Hydroporus palustris</i> (Linnaeus, 1761)	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydroporus planus</i> (Fabricius, 1781)	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydroporus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Hydrovatus cuspidatus</i> (Kunze, 1818)	1	0	1	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hyphydrus</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laccophilus minutus</i> (Linnaeus, 1758)	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0
<i>Laccophilus poecilus</i> Klug, 1834	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Laccophilus</i> sp.	73	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Limnebius</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Limnoxenus niger</i> (Gmelin, 1790)	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Noterus clavicornis</i> (De Geer, 1774)	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Peltodytes caesus</i> (Duftschmid, 1805)	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Scirtes</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Stenelmis</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3

Taxón/Lokalita	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
Lepidoptera										
<i>Elophila nymphaeata</i> (Linnaeus, 1758)	0	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Trichoptera										
<i>Athripsodes aterrimus</i> (Stephens, 1836)	0	0	0	0	0	0	2	0	0	0
<i>Athripsodes</i> sp.	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ecnomus tenellus</i> (Rambur, 1842)	0	4	7	0	11	138	14	118	27	38
Limnephilidae jv.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Mystacides azurea</i> (Linnaeus, 1761)	0	1	0	0	0	0	0	1	0	58
<i>Mystacides longicornis</i> (Linnaeus, 1758)	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Oecetis ochracea</i> (Curtis, 1825)	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0
Diptera										
<i>Anopheles</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	2	0
<i>Bazarella</i> sp.	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Calliphoridae	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
Cecidomyidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Ceratopogonidae	0	12	24	0	11	7	1	46	5	9
<i>Chaoborus</i> sp.	4	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Chironomidae	1091	562	262	51	1000	737	129	1741	414	1837
<i>Chloromyia</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Culicidae	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Dixa</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Dolichopodidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	1
<i>Helius</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Hydrellia</i> sp.	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Mycetophilinae	0	0	0	0	0	0	0	0	5	0
<i>Nemotelus</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
<i>Oplodontha viridula</i> (Fabricius, 1775)	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Ormosia</i> sp.	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pericoma</i> sp.	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
<i>Pilaria</i> sp.	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
<i>Psychoda</i> sp.	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Ptychoptera albimanus</i> (Fabricius, 1787)	0	0	0	0	0	0	0	0	11	0
<i>Symplecta</i> sp.	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
Syrphidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	0	0	0	3	0	0
<i>Tinearia alternata</i> (Say, 1824)	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Tipula</i> sp.	0	49	1	0	1	0	6	0	0	1
Počet taxónov	47	36	27	7	40	38	19	35	44	50
Abundancia	1405	879	558	72	2163	1721	536	2369	963	2320

Metriky spoločenstiev

Z hodnôt metrík spoločenstiev je v obidvoch sezónach zrejماً značná variabilita v rámci jednotlivých lokalít (Tab. 3). Index ASPT v jarňom období dosiahol nižšie skóre na lokalitách Urb2, Sub5, Sub4, Sub3, Urb1, Urb5 a Urb4. Na ostatných lokalitách boli hodnoty indexu vyššie ako 5. S výnimkou lokalít Sub1, Sub4 a Urb3 boli hodnoty indexu ASPT na jeseň vyššie ako na jar.

Diverzita podľa Shannona bola vysoká na lokalitách Urb1 a Urb4 na jar, zatiaľ čo na jeseň dosahovali najvyššiu diverzitu lokality Urb5 a Urb4. V porovnaní s jeseňou bola na jar diverzita vyššia na štyroch lokalitách a nižšia na piatich, pričom na lokalite Urb4 si zachovala stabilnú hodnotu. Najvýraznejší vzrast diverzity bol zaznamenaný na lokalite Urb5.

Najvyšší počet taxónov skupiny EPTCBO bol na jar zistený na lokalite Sub1, konkrétne 27. Viac ako 10 taxónov bolo zaznamenaných v urbáňnych pondoch Urb4, Urb5 a Urb3. Na jeseň bolo na všetkých lokalitách zistených menej ako 10 taxónov EPTCBO, a väčšinou to bolo menej v porovnaní s jarňou sezónou s výnimkou lokality Urb1, kde bolo zistených viac taxónov a Sub2, kde bol počet taxónov rovnaký v obidvoch sezónach.

Podiel COP v spoločenstve na jar koreloval s indexom EPTCBO, teda najvyšší podiel týchto taxónov bol na lokalitách Sub1 a Urb4. Podiel COP v spoločenstve na jeseň bol vyšší ako na jar na väčšine lokalít okrem Sub5 a Urb3, kde bol nižší podiel týchto taxónov v spoločenstve. Jedine na lokalite Urb2 bol podiel COP veľmi nízky až nulový.

Tabuľka 3. Hodnoty relevantných indexov vypočítané v programe Asterics.

Table 3. Values of relevant indexes calculated by the Asterics software.

Jarný aspekt	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
ASPT	5,17	5,20	4,46	4,40	4,09	4,56	3,80	5,80	4,67	4,63
Shannonov index	1,14	1,37	1,50	0,72	1,67	2,05	1,09	1,22	2,09	0,58
EPTCBO	27	9	7	5	4	4	2	11	15	12
%COP	14,5	0,5	0,5	0,7	0,5	0,3	0,0	4,6	13,9	1,0
Jesenný aspekt	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
ASPT	4,40	6,00	4,82	3,67	4,60	5,21	5,43	4,69	4,83	4,88
Shannonov index	0,61	1,90	1,86	1,05	1,37	1,66	1,78	1,01	2,08	2,38
EPTCBO	4	9	5	2	4	9	4	7	5	8
%COP	5,1	6,4	2,4	1,4	0,3	0,5	0,0	1,1	29,9	8,7

Ekologická kvalita

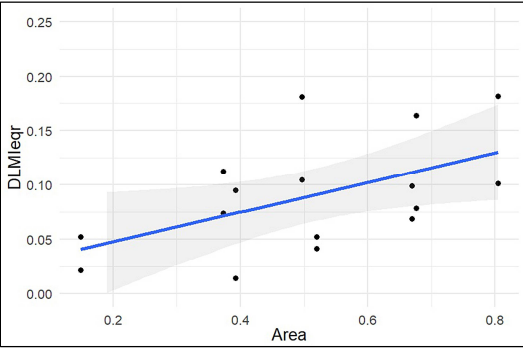
Na základe vypočítaných hodnôt pomeru ekologickej kvality indexu DLMI sa ukázalo, že najlepšiu ekologickú kvalitu dosiahli na jar lokality Sub1 a Urb4, ktoré boli zaradené do triedy dobrej ekologickej kvality (TEK 2) (Tab. 4). Iba lokalita Urb3 vyšla na úrovni priemernej ekologickej kvality (TEK 3). Ostatné lokality mali zlú (TEK 4) a veľmi zlú (TEK 5) ekologickú kvalitu. Na jar nebola dosiahnutá dobrá ekologická kvalita v žiadnom skúmanom ponde. Na lokalitách Sub2, Urb4 a Urb5 bola ekologická kvalita priemerná, kým ostatné lokality mali zlú a veľmi zlú ekologickú kvalitu. Index DLMleqr však bol v priemere vyšší v urbánnych pandoch (0,3) než v suburbánnych pandoch (0,25).

Tabuľka 4. Trieda ekologickej kvality (TEK) a výsledná hodnota pomeru ekologickej kvality indexu DLMI (DLMleqr) v jednotlivých pandoch.

Table 4. Ecological quality class (TEK) and correspondiing value of the DLMI ecological quality ratio (DLMleqr) in each pond

Jarný aspekt	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
DLMleqr	0,68	0,27	0,17	0,13	0,10	0,19	0,03	0,46	0,61	0,26
TEK	2	4	5	5	5	4	5	3	2	4
Jesenný aspekt	Sub1	Sub2	Sub3	Sub4	Sub5	Urb1	Urb2	Urb3	Urb4	Urb5
DLMleqr	0,21	0,52	0,26	0,05	0,13	0,30	0,25	0,20	0,48	0,52
TEK	4	3	4	5	5	4	4	5	3	3

Z dôvodu nekorešpondujúcich výsledkov ekologickej kvality vzhľadom na extrémne vysoké hodnoty elektrickej vodivosti boli lokality Sub1 a Urb4 vynechané z ďalších analýz, čím zároveň došlo k eliminácii všetkých prípadov, kde bola vodivosť vyššia ako 700 $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$. Lineárnou regresiou bola odhalená rozloha pando (Area) ako faktor, ktorý významne reflektuje vývoj hodnoty DLMleqr (Tab. 5, Obr. 4). Upravený koeficient determinácie r^2 redukovaného modelu poukazuje na vyššiu mieru vysvetlenej variability (viac ako 23 %), hoci stále zostáva pomerne vysoký podiel variability nevysvetlený.



Obr. 4. Regresná krivka modelu popisujúca koreláciu medzi ekologickou kvalitou (DLMleqr) a rozlohou pando (Area).

Fig. 4. Regression curve showing the correlation between the ecological quality (DLMleqr) and pond area (Area)

Tabuľka 5. Výsledky lineárnych regresných modelov testujúcich vzťah medzi EQR hodnotou indexu ekologickej kvality DLMI (DLMleqr) a vybranými environmentálnymi premennými, ako aj koeficientmi prvej osi PCA (PCA1).

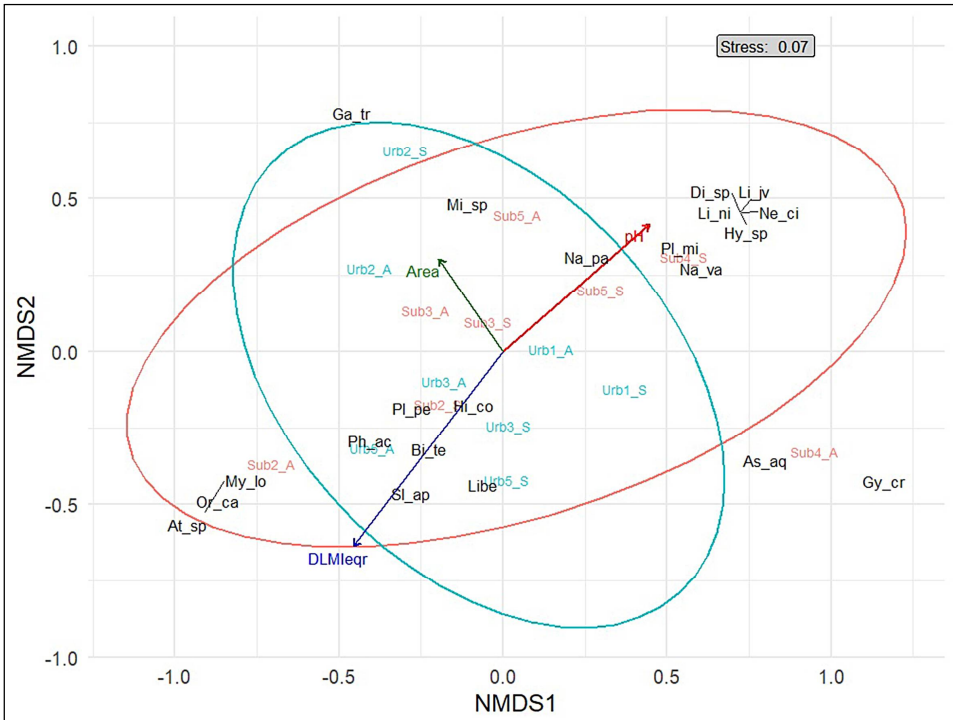
Table 5. Results of linear regression models testing the relation between the EQR value of the DLMI ecological quality index and selected environmental variables, with coefficients of the first axis of PCA (PCA1)

Kompletný model	DLMleqr ~ PCA1 + ECs + RDO + Area + pH				
	Štandardná chyba	Stupne voľnosti	F štatistika	p	r ² upr.
	0,052	10	0,879	0,529	0,042
Redukovaný model	DLMleqr ~ Area				
	Štandardná chyba	Stupne voľnosti	F štatistika	p	r ² upr.
	0,045	14	5,502	0,034	0,2308
koeficienty	Odhad parametra	Štandardná chyba	t hodnota	p	
Intercept	0,021	0,032	0,663	0,518	
Area	0,136	0,058	2,346	0,034	

p – štatistická významnosť, r² upr. – upravený koeficient determinácie
p – statistical significance, r² upr. – adjusted coefficient of determination

Analýza NMDS poukazuje na väčšiu heterogenitu štruktúry spoločenstiev v suburbánnych pandoch, než v urbánnych (Obr. 5). Z testovaných environmentálnych premenných bolo pH jediným faktorom, ktoré štatisticky významne ovplyvňovalo distribúciu taxónov ($p = 0,041$, $r^2 = 0,3736$). Zmienená heterogenita spoločenstiev sa vyvíja práve pozdĺž pH gradientu, pričom výraznejšia je v prípade suburbánnych než urbánnych pondov. Vzhľadom na predchádzajúcu analýzu bola v ordinácii premietnutá aj rozloha (Area) ako faktor významne korelujúci s indexom DLMI. Z diagramu je vidieť, že variabilita štruktúry spoločenstiev urbánnych pondov sa skôr orientuje pozdĺž gradientu tohto faktora. Gradient ekologickej kvality (DLMleqr) bol do ordinácie premietnutý ako nezávislá premenná. Pozoruhodné je, že rozloha pondov je takmer indiferentná k ekologickej kvalite, ktorá však negatívne koreluje s pH. Medzi lokality s nízkou ekologickou kvalitou patrili najmä lokality Sub5 a Sub4. Lokality s najlepšou ekologickou kvalitou boli lokality Sub2, Urb5 a Urb3. Stres hodnota 0,07 vypočítaná v dvojdimenzionálnom priestore ($k = 2$) indikuje výraznú mieru spoľahlivosti interpretácie výsledkov.

Medzi taxóny, ktoré reflektujú gradient pH a zároveň preferujú lepšiu ekologickú kvalitu, patrili *Orthetrum albistylum* (Odonata) a druhy rodu *Mystacides* a *Athripsodes* (Trichoptera). O niečo horšiu kvalitu dokážu tolerovať taxóny *Sialis* sp. (Megaloptera), *Platycnemis pennipes*, čeľaď Libellulidae (Odonata) a vodné ulitníky *Hippeutis complanatus*, *Bithynia tentaculata* a *Physa acuta* (Mollusca). Taxóny vyskytujúce sa výlučne v pandoch s vysokým pH, spadajúcimi do zlej až veľmi zlej ekologickej kvality, boli najmä taxóny schopné dýchať vzdušný kyslík ako chrobáky (Coleoptera) a vodné bzdochy (Heteroptera), tiež ekologicky nenáročné máloštetinavce (Oligochaeta) a potočníky čeľade Limnephilidae (Trichoptera).



Obr. 5. Ordinačný diagram analýzy NMDS vyjadrujúci distribúciu lokalít na základe makrozoobentosu urbánnych (modrá farba) a suburbánnych (červená farba) pondov; pH (červená šípka) je faktor významne ovplyvňujúci distribúciu taxónov, rozloha (Area) (zelená šípka) je do ordinácie vložená ako faktor významne korelujúci s ekologickou kvalitou, ekologická kvalita DLMleqr (modrá šípka) bola do diagramu vložená ako nezávislá premenná. Taxóny premietnuté v diagrame sú najviac korelované s osou 1 a 2.

Fig. 5. NMDS ordination diagram showing the distribution of sampling sites based on macroinvertebrates in urban (blue color) and suburban (red color) ponds; pH (red arrow) represents a factor significantly influencing taxa distribution; pond area (Area) (green arrow) significantly correlated with ecological quality; ecological quality DLMleqr (blue arrow) is included in the diagram as an unrestricted variable. Taxa shown in the diagram are highly correlated with axes 1 and 2. Taxa abbreviations are the same as in the Slovak caption.

Skratky taxónov / Abbreviations of taxons: At_sp – *Athripsodes* sp., As_aq – *Asellus aquaticus*, Bi_te – *Bithynia tentaculata*, Di_sp – *Dixa* sp., Ga_tr – *Galba truncatula*, Gy_cr – *Gyraulus crista*, Hi_co – *Hippeutis complanatus*, Hy_sp. – *Hyphydrus* sp., Libe – Libellulidae, Li_jv – Limnephilidae jv., Li_ni – *Limnoxenus niger*, Mi_sp – *Micronecta* sp., My_lo – *Mystacides longicornis*, Na_pa – *Nais pardalis*, Na_va – *Nais variabilis*, Ne_ci – *Nepa cinerea*, Or_ca – *Orthetrum cancellatum*, Ph_ac – *Physa acuta*, Pl_mi – *Plea minutissima*, Pl_pe – *Platynemis pennipes*, Si_sp – *Sialis* sp.

DISKUSIA

Trofický stav pondov

Ideálnym nástrojom na determináciu trofického stavu jazier je použitie multimetrického indexu, ktorý kopíruje viacero relevantných fyzikálnych, chemických a environmentálnych parametrov odrážajúcich primárnu produkciu jazera (NOJAVAN et al. 2019, MODI & AHAMMED 2025). Hoci používanie jednotlivých parametrov nedokáže presne posúdiť trofiu jazera (CARLSON & SIMPSON 1996), môže byť alternatívne využité (CANFIELD et al. 1983). Napriek tomu, že sme v štúdií nemerali faktory priamo súvisiace s trofickým stavom, ako napr. koncentráciu dusičnanov, fosforečnanov alebo chlorofylu-a, je možné stav trofie odhadnúť na základe iných úzko korelovaných environmentálnych alebo biologických faktorov (CARLSON 1977). Jedným z týchto faktorov je elektrická vodivosť, ktorej schopnosť determinovať úroveň trofie bola potvrdená viacerými štúdiami (WU et al. 2020; LANKA et al. 2024). Druhým použiteľným parametrom by mohlo byť pH, ktoré korelovalo s gradientom trofie pondov využitých pri vývoji indexu DLMI (WIBERG-LARSEN & RASMUSSEN 2020). Z výsledkov našej štúdie vyplýva, že lokality Sub1 a Urb4 by mali byť najviac eutrofizované zo všetkých študovaných pondov, nakoľko ich hodnoty elektrickej vodivosti (cca $2000 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$) môžu byť považované za extrémne (TALLING 2009). Avšak neexistuje presná škála, na základe ktorej by sa dala odhadnúť kategória trofie, a preto nevieme presne identifikovať trofický stav ostatných lokalít. Môžeme len predpokladať, že lokality s nízkymi hodnotami elektrickej vodivosti budú na úrovni mezotrofie, alebo na hranici mezo- a eutrofie. Preto ďalším krokom v štúdií pondov by mohlo byť približné stanovenie škál hodnôt týchto parametrov v rôznych úrovniach trofie. V biologickom kontexte boli elektrická vodivosť a pH ako indikátory trofie a znečistenia opakovane zdôraznené ako významné faktory formujúce štruktúru makrozoobentosu (WIBERG-LARSEN et al. 2016). Preto sme sa v tejto štúdií ďalej zamerali najmä na ich potenciál ako indikátor trofického stavu, schopnosť determinovať štruktúru spoločenstiev makrozoobentosu a jej ekologickú kvalitu.

Metriky spoločenstiev makrozoobentosu

Nakoľko sme v štúdií hodnotili ekologickú kvalitu len prostredníctvom indexu DLMI, v tejto časti sa zameriame na výsledky štyroch metrík v súvislosti s ich pomerovou hodnotou EQR a skutočným stavom spoločenstva.

Index ASPT je často používaný pri hodnotení ekologickej kvality (ARSLAN et al. 2016), pričom v Európe je jedným z najčastejšie používaných indexov na hodnotenie ekologickeho stavu stojatých vôd (VITECEK et al. 2021). Logika jeho použitia spočíva v senzitivite na nízku hladinu rozpusteného kyslíka, ktorý je z vody odčerpávaný pri vyššej miere organického zaťaženia alebo eutrofizácie

(ARMITAGE et al. 1983). Vzhľadom na škálovanie indexu od 1 do 10 sú hodnoty pod 5 kategorizované na úrovni zlej ekologickej kvality. Väčšina hodnôt indexu ASPT študovaných pondov sa nachádzala pod touto hranicou, avšak horný prah hodnôt (referenčná hodnota) dánskych jazier bola len na úrovni 5,8. Toto číslo je zrejme vhodné pre posudzovanie ekologickej kvality oligotrofných jazier, pre použitie v širšej škále trofie sa však ukázalo, že nadhodnocuje výslednú ekologickú kvalitu pondov našej štúdie.

Diverzita podľa Shannona bola na lokalitách pomerne nízka, až podprahová, keďže nadobúda hodnoty v rozmedzí 1,5 až 3,5 (ORTIZ-BURGOS 2015). Tento index je však celoeurópsky používanou mierou taxonomickej diverzity makrozoobentosu v tečúcich aj stojatých vodách (VITECEK et al. 2021). Preto bude potrebné prešlávať hodnoty tohto indexu pre použitie v podmienkach vodných útvarov so všeobecne nízkou diverzitou.

Podiel EPTCBO taxónov je v hodnotiacich schémach európskych krajín len ojedinele využívaný, skôr sa na vyjadrenie taxonomickej diverzity používa počet čeladií alebo počet taxónov (VITECEK et al. 2021). Pomerne spoľahlivé výsledky však dosahuje pri hodnotení vodných útvarov v Turecku (GÜLTEKIN et al. 2019). Hodnoty indexu boli v študovaných pondoch pomerne variabilné a pokrývali celú škálu hodnôt, od prekročenia podprahovej hodnoty až po prekročenie referenčnej hodnoty. Vo všeobecnosti však možno konštatovať, že prahové hodnoty sú v tomto prípade dobre nastavené aj na reflexiu troficky nižších kategórií stojatých vôd.

Poslednou metrikou je podiel COP taxónov, ktorý v hodnotiacej schéme stojatých vôd používa ešte Litva (ŠIDAGYTĖ et al. 2013). V podmienkach Slovenska je tento index rovnako použiteľný aj pre eutrofizované lokality, kde môže byť podiel pošvatiek (indikátory studených vôd) nahradený podielom ostatných dvoch taxonomických skupín, ktoré majú svoje ekologické optimum situované v nižších nadmorských výškach.

Aplikácia DLMI v študovaných pondoch

Výsledky hodnotenia ekologickej kvality urbánnych a suburbánnych pondov pomocou indexu DLMI poukazujú na výraznú variabilitu medzi jednotlivými lokalitami aj sezónami. Suburbánne pondy, často vystavené intenzívnemu poľnohospodárskemu využitiu, trpia vyššou mierou eutrofizácie a degradácie, napriek tomu sme v nich zistili väčšiu variabilitu hodnôt DLMI. Zistené rozdiely potvrdzujú, že malé vodné plochy sú mimoriadne heterogénne ekosystémy, ktorých štruktúra makrozoobentosu je citlivá na lokálne podmienky a intenzitu antropogénneho vplyvu (WILLIAMS et al. 2004, DAVIES et al. 2008). Významná korelácia indexu DLMI rozlohou pondov potvrdzuje, že patrí medzi kľúčové determinanty nielen ekologickej kvality, ale aj štruktúry spoločenstiev. Podobne aj v iných štúdiách bola veľkosť vodnej plochy identifikovaná ako parameter

ovplyvňujúci diverzitu spoločenstiev, keďže väčšie pondy poskytujú širšie spektrum mikrohabitatov (SØNDERGAARD et al. 2005, HILL et al. 2016).

Výpočet indexu však odhalil paradox, kedy v najviac eutrofizovaných pondocho vyšla aj relatívne vysoká ekologická kvalita, ktorú podporuje aj relatívne vysoký počet zaznamenaných taxónov. Jedná sa o lokality Sub1 a Urb4, ktoré vykazovali extrémne vysoké hodnoty elektrickej vodivosti. Tento paradox naznačuje, že index DLMI môže byť v špecifických prípadoch ovplyvnený atypickou štruktúrou spoločenstiev, ktoré sa dokážu adaptovať na extrémne podmienky. Podobné zistenia boli publikované aj v štúdiách z iných regiónov, kde sa ukázalo, že niektoré taxóny sú schopné tolerovať vysokú trofiu alebo znečistenie, čo môže skresľovať výsledok hodnotenia ekologickej kvality (ROSENBERG & RESH 1993, HERING et al. 2006). Domnievame sa, že v prípade lokalít s extrémne vysokou mierou eutrofizácie nebude možné použiť konvenčné metódy hodnotenia kvality založené len na spoločenstvách makrozoobentosu. Práve preto sme sa rozhodli tieto lokality z analýz druhových dát vynechať.

Komplexný aspekt štúdie

Analýza NMDS ukázala vyššiu heterogenitu spoločenstiev v suburbánnych pondocho, ktorá je jasne determinovaná gradientom pH, negatívne korelovaným s ekologickou kvalitou. pH teda môže byť univerzálnym faktorom, ktorý má vplyv na makrozoobentos a zároveň indikuje trofický stav stojatých vôd. Významný vplyv pH na makrozoobentos v jazerách bol už zistený vo viacerých štúdiách (napr. JOHNSON et al. 2018, WIBERG-LARSEN & RASMUSSEN 2020), kde však nebol posudzovaný vo vzťahu k zmenám trofie jazier. Na základe našich výsledkov by však mohol byť využitý ako univerzálny indikátor, čo si však bude vyžadovať ďalšie štúdium.

Preferencia určitých taxónov vo vzťahu k ekologickej kvalite potvrdzuje ich indikačný potenciál. Druhy potočníkov ako *Mystacides longicornis* či vážok ako *Orthetrum cancellatum* boli viazané na lokality s lepšou kvalitou. Podobné vzorce boli pozorované aj v európskom kontexte, kde citlivé taxóny vodného hmyzu slúžia ako spoľahlivý indikátor ekologického stavu (HERING et al. 2006). Tento výsledok je v súlade s poznatkami, že urbánne vodné plochy môžu fungovať ako významné refúgiá pre biodiverzitu (CHESTER & ROBSON 2013, HASSALL 2014). Relatívne tolerantné taxóny chrobákov a vodných bzdôch dominovali skôr v ekologicky horších podmienkach.

Prieskum biodiverzity stojatých vôd v urbanizovanom prostredí je mimoriadne dôležitý aj z pohľadu ekososológie, keďže sa môžu stať útočiskom viacerých vzácných a ohrozených druhov. Napriek tomu, že umelé vodné útvary nie sú cieľom systematického monitorovania, výskumy ukazujú, že môžu hostiť podobnú druhovú diverzitu ako tečúce vody, najmä v nížinách (ČEJKA 2019, ČEJKA et al. 2025). Okrem toho plnia pondy v človekom využívanej krajine viaceré

významné ekosystémové služby: regulujú lokálnu klímu, zadržiavajú vodu, znižujú riziko povodní a poskytujú rekreačný priestor obyvateľom (HASSALL 2014, HILL et al. 2016). Zároveň sú však vystavené intenzívnemu tlaku eutrofizácie a kontaminácie (SAYER et al. 2012, DUDGEON et al. 2006). Bez prieskumu diverzity v týchto vodných útvaroch nie je možné identifikovať lokality s výskytom ohrozených a vzácných druhov a navrhnúť tak účinné opatrenia na ich ochranu. Preto by malo byť cieľom v budúcnosti uskutočniť prieskum biodiverzity týchto ekosystémov a vytipovať lokality vhodné z hľadiska ochrany druhov do monitorovacej siete. Hodnotenie ekologickej kvality by malo byť navrhnuté v súlade s požiadavkami Rámcovej smernice o vodách (European Parliament and Council 2000), pričom využitie biologických indikátorov, ako je makrozoobentos, poskytuje spoľahlivý základ pre vedecky podložený manažment a ochranu týchto ekosystémov (WIBERG-LARSEN et al. 2016, HERING et al. 2006). Táto štúdia poskytuje základný rámec pre aplikáciu viacerých hodnotiacich schém vyvinutých v Európe, pričom by bolo potrebné vyselektovať také parametre spoločenských, ktoré by relevantne dokázali posúdiť ekologickú kvalitu s ohľadom na trofický stav stojatých vôd situovaných prevažne v panónskom ekoregiónu.

POĎAKOVANIE

Práca vznikla vďaka finančnej podpore Vedeckej grantovej agentúry Ministerstva školstva, vedy, výskumu a športu SR a Slovenskej akadémie vied – VEGA (projekt č. 2/0044/22; *Pondy v mestskom prostredí – biodiverzita, nepôvodná biota a ekologická kvalita*).

LITERATÚRA

- ARSLAN, N., SALUR, A., KALYONCU, H., MERCAN, D., BARIŞIK, B. & ODABAŞI, D.A. 2016. The use of BMWP and ASPT indices for evaluation of water quality according to macroinvertebrates in Küçük Menderes River (Turkey). *Biologia* 71(1): 49-57.
- BAUERNFEIND, E. & HUMPECH, U.H. 2001. *Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie*. Naturhistorisches Museum, Wien, 239 pp.
- BOCHNÍČEK, O., HRUŠKOVÁ, K. & ZVARA, I. 2015. *Klimatický atlas Slovenska*. Slovenský hydrometeorologický ústav, Bratislava, 131 pp.
- CANFIELD JR., D.E., LANGELEND, K.A., MACEINA, M.J., HALLER, W.T., SHIREMAN, J.V. & JONES, J.R. 1983. Trophic state classification of lakes with aquatic macrophytes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 40(10): 1713-1718.
- CARLSON, R.E. 1977. A trophic state index for lakes. *Limnology and Oceanography* 22(2): 361-369.
- CARLSON, R.E. & SIMPSON, J. 1996. *A coordinator's guide to volunteer lake monitoring methods*. North American Lake Management Society, 305 pp.
- CÉRÉGHINO, R., BOIX, D., CAUCHIE, H., MARTENS, K. & OERTLI, B. 2014. The ecological role of ponds in a changing world. *Hydrobiologia* 723: 1-6.

- CHESTER, E.T. & ROBSON, B.J. 2013. Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: their ecological characteristics and management. *Biological Conservation* 166: 64-75.
- ČEJKA, T. 2019. Freshwater molluscan fauna in Danubian drainage ditches in Slovakia: High species richness and conservation value. *Acta Zoologica Bulgarica* 71: 241-246.
- ČEJKA, T., NAVARA, T., HAMERLÍK, L. & KOKAVEC, I. 2025. Environmental drivers shaping mollusc communities in ponds of two different landscapes. *Urban Ecosystems* 28: 230.
- DAVIES, B.R., BIGGS, J., WILLIAMS, P.J., LEE, J.T. & THOMPSON, S. 2008. A comparison of the catchment sizes of rivers, streams, ponds, ditches and lakes: implications for protecting aquatic biodiversity in an agricultural landscape. *Hydrobiologia* 597(1): 7-17.
- DUDGEON, D., ARTHINGTON, A.H., GESSNER, M.O., KAWABATA, Z.I., KNOWLER, D.J., LÉVÊQUE, C., NAIMAN, R.J., PRIEUR-RICHARD, A.-H., SOTO, D., STIASSNY M.L.J. & SULLIVAN, C.A. 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81(2): 163-182.
- EISELER, B. 2005. Bildbestimmungsschlüssel für die Eintagsfliegenlarven der deutschen Mittelgebirge und des Tieflandes. *Lauterbornia* 53: 1-112.
- GÜLTEKIN, Z., HELLMANN, C., AYDIN, R. & WINKELMANN, C. 2019. Possible indices for the assessment of ecological stream quality based on macroinvertebrates in Euphrates tributaries (Turkey). *Journal of Freshwater Ecology* 34(1): 783-806.
- HAMERLÍK, L., NIŽNÍKOVÁ, L. & BITUŠÍK, P. 2016. Pondy, jazierka a plieska: ako by sme mali nazývať malé vodné biotopy Slovenska? *Limnologický spravodajca* 10: 51-54.
- HASSALL, C. 2014. The ecology and biodiversity of urban ponds. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water* 1(2): 187-206.
- HERING, D., JOHNSON, R.K., KRAMM, S., SCHMUTZ, S., SZOSZKIEWICZ, K. & VERDONSCHOT, P.F. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis. *Freshwater Biology* 51(9): 1757-1785.
- HILL, M.J., RYVES, D.B., WHITE, J.C. & WOOD, P.J. 2016. Macroinvertebrate diversity in urban and rural ponds: Implications for freshwater biodiversity conservation. *Biological Conservation* 213: 187-195.
- HORSÁK, M., JUŘÍČKOVÁ, L. & PICKA, J. 2013. *Měkkýši České a Slovenské republiky. Molluscs of the Czech and Slovak Republics*. Kabourek, Zlín, 264 pp.
- HRABĚ, S. 1979. *Vodní máloštětinatci (Oligochaeta) Československa*. Univerzita Karlova, Praha, 167 pp.
- KASSAMBARA, R.K., HALLSTAN, S. & ZHAO, X. 2018. Disentangling the response of lake littoral invertebrate assemblages to multiple pressures. *Ecological Indicators* 85: 1149-1157.
- KASSAMBARA, A. & MUNDT, F. 2020. *factoextra*: Extract and visualize the results of multivariate data analyses (version 1.0.7).
- KRNO, I. & DERKA, T. 2011. *Determinačný klúč pre hydrobiológov – Podenky (Ephemeroptera)*. Výskumný ústav vodného hospodárstva, Bratislava, 63 pp.
- LANKA, A., POSKA, A., BAKUMENKO, V., DIMANTE-DEIMANTOVICA, I., LIIV, M., STIVRINS, N., ZAGARS, M. & VESKI, S. 2024. Subfossil Cladocera as indicators of pH, trophic state and conductivity. *Ecological Indicators* 167: 112592.
- LEHOTSKÝ, M. & BOLTIŽIAR, M. (eds) 2022. *Landscapes and landforms of Slovakia*. Springer Nature, 467 pp.
- LÊ, S., JOSSE, J. & HUSSON, F. 2008. *FactoMineR*: an R package for multivariate analysis. *Journal of Statistical Software* 25: 1-18.
- MAUCH, E. 2017. Aquatische Diptera-Larven in Mittel-, Nordwest- und Nordeuropa. *Lauterbornia* 83: 1-404.

- MODI, H. & AHAMMED, M.M. 2025. Development of Eutrophication Index for Lakes. In International conference on Mediterranean Geosciences Union. Springer, Cham.
- NESEMANN, H. & NEUBERT, E. 1999. *Süßwasserfauna von Mitteleuropa Band 6/2: Annelida, Clitellata: Branchiobdellida, Acanthobdellea, Hirudinea*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg, Berlin, 178 pp.
- NDATIMANA, G., NANTEGE, D. & ARIMORO, F.O. 2023. A review of macroinvertebrate-based multimetrics for lake monitoring. *Environmental Science and Pollution Research* 30(29): 73098-73115.
- NOJAVAN, F., KREAKIE, B.J., HOLLISTER, J.W. & QIAN, S.S. 2019. Rethinking the lake trophic state index. *PeerJ* 7: e7936.
- OKSANEN, J., SIMPSON, G., BLANCHET, F. et al. 2025. *vegan*: Community ecology package (ver. 2.6-10).
- ORTIZ-BURGOS, S. 2016. Shannon-Weaver diversity index, pp. 572-573. In: *Encyclopedia of Estuaries*.
- R CORE TEAM. 2024. *R*: A language and environment for statistical computing.
- RESH, V.H. & ROSENBERG, D.M. 2010. Recent trends in life-history research on benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 29(1): 207-219.
- ROSENBERG, D.M. & RESH, V.H. 1993. *Introduction to freshwater biomonitoring using benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- ROZKOŠNÝ, R. 1980. *Klíč vodních larev hmyzu*. Academia, Praha.
- SAYER, J., SUNDERLAND, T., GHAZOUL, J., PFUND, J.L., SHEIL, D., MEIJAARD, E., VENTER, M., BOEDHIHARTONO, A.K., DAY, M., GARCIA C., VAN OOSTEN, C. & BUCK, L.E. 2013. Ten principles for a landscape approach. *PNAS* 110(21): 8349-8356.
- SLOWIKOWSKI, K. 2024. *ggrepel* (version 0.9.6).
- SMERNICA 2000/60/ES Európskeho parlamentu a Rady z 23. októbra 2000 o vytvorení rámca pre činnosť Spoločenstva v oblasti vodnej politiky (Rámcová smernica o vode). *Úradný vestník L* 327, 22.12.2000, 72 pp.
- SØNDERGAARD, M., JEPPESEN, E., JENSEN, J.P. & LILDAL AMSINCK, S. 2005. Ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42(4): 616-629.
- STRAKA, M. & SYCHRA, J. 2007. *Determinačný kurz makrozoobentosu: Coleoptera*. Ustav botaniky a zoológie Přírodovědecké fakulty Masarikovy Univerzity, Brno, 96 pp.
- TALLING, J.F. 2009. Electrical conductance – a versatile guide in freshwater science. *Freshwater Reviews* 2(1): 65-78.
- TIMM, T. 2009. A guide to the freshwater Oligochaeta and Polychaeta of Northern and Central Europe. *Lauterbornia* 66: 1-235.
- VITECEK, S., JOHNSON, R.K. & POIKANE, S. 2021. Assessing ecological status of European rivers and lakes. *Water* 13(3): 346.
- WARINGER, J. & GRAF, W. 2013. Key and bibliography of the genera of European Trichoptera larvae. *Zootaxa* 3640(2): 101-151.
- WIBERG-LARSEN, P. & RASMUSSEN, J.J. 2017. A new Danish macroinvertebrate index for lakes. *Scientific Report from DCE* 223, 38 pp.
- WIBERG-LARSEN, P. & RASMUSSEN, J.J. 2020. Revised Danish macroinvertebrate index for lakes. *Scientific Report from DCE* 373, 42 pp.
- WICKHAM, H. 2016. *ggplot2: Elegant graphics for data analysis*. Springer, Cham.
- WILLIAMS, P., WHITFIELD, M., BIGGS, J., BRAY, S., FOX, G., NICOLET, P. & SEAR, D. 2004. Comparative biodiversity of rivers, streams, ditches and ponds in an agricultural landscape. *Biological Conservation* 115(2): 329-341.
- WU, T., ZHU, G., ZHU, M., XU, H., ZHANG, Y. & QIN, B. 2020. Use of conductivity to indicate long-term changes in pollution in Lake Taihu. *Environmental Science and Pollution Research* 27(17): 21376-21385.