



Kisléptékű habitat-variabilitás közösségformáló szerepe kiszáradó kisvízfolyásokban – bentikus kovaalgák célkeresztben

KISS Stefánia, NEMES-KÓKAI Zsuzsanna, LUKÁCS Áron,
TÖRÖK-KRASZNAI Enikő & B-BÉRES Viktória*

Ökológiai Kutatóközpont, Vízi Ökológiai Intézet, Tisza-kutató Osztály, 4026 Debrecen, Bem tér 18/C;
*beres.viktoria@gmail.com

Water contraction drives stronger the formation of diatom assemblages in stream than human induced microhabitat-variability

Abstract – Today, climate change, together with other anthropogenic influences is considered as a major threat affecting aquatic ecosystems in several ways. Here, altering water contraction (standing and flowing phases) and human-induced habitat variability (natural and artificial stream sections) were studied as modifying factors driving community changes in benthic diatom assemblages of a Hungarian small lowland stream (Létai-ér). We assumed notable compositional differences between phases and habitats, but we expected these differences to decrease with drying. Moreover, lower diversity was hypothesized in assemblages of both artificial section and flowing phase. While taxonomic composition did not reveal significant differences between the sections, well pronounced compositional changes were found between phases. Surprisingly, no significant diversity changes were observed during water contraction. Compared to the natural microhabitat, however, artificial stream section was found to maintain more diverse diatom community. These results emphasize that modification effects of climate change induced hydrological extremes can lead to remarkable compositional changes in benthic algal assemblages even on a short time scale, that must be taken into account in both water management and nature conservation strategies.

Keywords: climate change, diatoms, diversity, drying, stream

Összefoglalás – Napjainkban az éghajlatváltozást tekintik, más antropogén hatásokkal együtt, a vízi ökoszisztémákat érintő legfőbb veszélynek. A szárazodás folyamatának (álló és áramló fázisok) és az ember által okozott élőhely-változás (természetes és mesterséges szakaszok) hatásait vizsgáltuk egy magyarországi alföldi kisvízfolyás (Létai-ér) bentikus kovaalga-közösségének összetételére. A fázisok és a szakaszok között jelentős különbségeket feltételeztünk. Vélhetően ezek a különbségek a kiszáradással csökkennek. Továbbá, alacsonyabb diverzitást feltételeztünk mind a mesterséges szakasz, mind az áramló fázis állományaiiban. Eredményeink szerint a taxonómiai összetétel nem mutatott jelentős különbségeket a szakaszok között, viszont a fázisok között jól kifejezett változásokat találtunk a közösség összetételében. A szárazodás során nem tapasztaltunk szignifikáns diverzitásváltozást. A természetes szakaszhoz képest azonban a mesterséges szakaszon változatosabb kovaalga közösséget találtunk. Eredményeink felhívják a figyelmet arra, hogy az éghajlatváltozás által kiváltott szélsőséges hidrológiai változások hatásai rövid időskálán is jelentős változásokhoz vezethetnek a bentikus algaközösségekben, amelyekre mind a vízgazdálkodási, mind a természetvédelmi stratégiák kidolgozásánál és alkalmazásánál figyelni kell.

Kulcsszavak: diverzitás, kis vízfolyás, klímaváltozás, kovaalga, szárazodás



Bevezetés és célkitűzés

Az évszázad egyik legnagyobb ökológiai, gazdasági és társadalmi kihívása a globális klímaváltozás. A klíma változása éghajlati övtől és ökorégiótól függetlenül jelentősen befolyásolja az ökoszisztémákat, különbség csupán a hatás mértékében és időbeli megjelenésében figyelhető meg (NOVAIS *et al.* 2020, VÁRBÍRÓ *et al.* 2020, TORNÉS *et al.* 2021, CRABOT *et al.* 2021). A kontinentális vízi ökoszisztémákra is igaz ez. A felszíni vizeket érintő legszembetűnőbb veszély egyértelműen a klímaváltozással hozható összefüggésbe, ez a – vízterek egészét, vagy csupán bizonyos szakaszát, szakaszait érintő – kiszáradás (B-BÉRES *et al.* 2019, TORNÉS *et al.* 2021).

A kiszáradó vízfolyások, azaz amelyek egy évben legalább egy nap ki vannak száradva, mára már bizonyítottan olyan gyakran fordulnak elő a Földön, mint az állandó vízjárású vizek (TOOTH 2000, DATRY *et al.* 2014, MESSENGER *et al.* 2021). Világszerte a vízfolyások körülbelül 50–60%-a egy évben legalább egy napon kiszárad (MESSENGER *et al.* 2021). A kis vízfolyások esetében viszont ez az érték a 70%-ot is meghaladhatja (DATRY *et al.* 2014), és az elkövetkező évtizedekben az időszakos vízfolyások számának globális növekedését jelzik előre (PUMO *et al.* 2016). A klíma extrémítások okozta szárazodás, kiszáradás, valamint a villámárvizek drasztikus vízszintingadozásokat eredményeznek, amelyek miatt a víz fizikai és kémiai tulajdonságai akár rövid időn belül is jelentősen megváltozhatnak, jellemző lehet a vizek betöményedése vagy éppen a felhígulása (IPCC 2014, VÁRBÍRÓ *et al.* 2020). Mindezen hatások pedig az ott található élőlényközösségekre és az egyes populációkra is nagy terhet rónak (MAGAND *et al.* 2020).

A kovaalgák (Bacillariophyta) szerepe a kisvizek primer produkciójában jelentős, különösen igaz ez az aszály okozta jelentős vízszintcsökkenés, ill. kiszáradás esetén (ROBSON & MATTHEWS 2004, ROBSON *et al.* 2008). Ilyenkor ugyanis a planktikus fotoszintetizáló mikroorganizmusok (eukarióta algák és cianobaktériumok) mennyisége, értelemszerűen, jelentősen lecsökken. A másik nagy vízi termelő szervezetek csoportja, a makrofitonok primer produkcióhoz való hozzájárulása víztípusonként változó, pl. dombvidéki kisvízfolyásokban kevésbé jelentős, mint az alföldi vízfolyásokban (VÁRBÍRÓ *et al.* 2020), ugyanakkor ez utóbbi ökoszisztémákban a bentikus algáknak táplálékforrásként van nagy szerepük a mikroszkopikus vagy makroszkopikus növényevők számára. A szárazodás és a kiszáradás ugyanakkor a fitobenton közösségben is jelentős szerkezeti átalakulásokhoz vezet (TORNÉS *et al.* 2021). Az, hogy a szárazodás egyes fázisaiban úgy, mint áramló, álló vízi és száraz fázis (B-BÉRES *et al.* 2014, ACUÑA *et al.* 2017, 1. ábra), milyen taxonok jelennek a közösségen belül, erősen függ az aszály és konkrétan a száraz periódus időtartamától, valamint annak a hidrológiai rendszerre gyakorolt hatásától (SABATER *et al.* 2017). A szárazodás folyamata során ugyanis a folyóvízi taxonok mellett egyre hangsúlyosabb az állóvízi és a terresztris taxonok jelenléte (STUBBINGTON *et al.* 2017) és a csökkent, majd megszűnt áramlás időtartama a legfőbb befolyásoló tényező a tényleges kiszáradás előtt (TORNÉS *et al.* 2021). Ekkor a közösségen belül bekövetkező változásokat többek között olyan tényezők befolyásolják, mint az aszályos időszak előtti közösség összetétele, a vízvisszahúzódnás gyorsasága, a csekély áramlással bíró medencék élettartama, illetve száma (MAGAND *et al.* 2020, NOVAIS *et al.* 2020, VÁRBÍRÓ *et al.* 2020), a makrogerinctelen legelő szervezetek által gyakorolt predációs nyomás, valamint a száraz időszak hossza is (TORNÉS *et al.* 2021, B-BÉRES *et al.* 2022) meghatározó lehet.

A szárazodás folyamata során jelentős változások mennek végbe a víz fizikai és kémiai paramétereiben (MAGAND *et al.* 2020), melyhez az ott élő szervezeteknek alkalmazkodniuk kell, vagy el kell hagyniuk a kedvezőtlené vált élőhelyet. A szárazodás, az áramlás csökkenése és az ionkoncentráció növekedése, ill. a rövid ideig tartó száraz állapot más alkalmazkodási stratégiát igényel az algáktól, mint az elhúzódó kiszáradás. Természetesen ez egy folyamat, melynek

egyres fázisai nagyon gyorsan követhetik egymást (pl. egy medence hamar kiszáradhat), így az egyes fázisokban megjelenő zavaró hatások, melyekhez adaptálódni kell, hasonlóak lehetnek, vagy akár meg is egyezhetnek, pl. az ozmotikus változások, valamint a megnövekedett fényintenzitás és UV-sugárzás (TIMONER *et al.* 2014, SABATER *et al.* 2016, 2017). Különbőség csak ezeknek a hatásoknak az egyes fázisok közötti intenzitásában, ill. eszkalálódásában van.



1. ábra: A szárazodás fázisai GALLART *et al.* (2017) alapján: **A** - áramló fázis, **B** - álló fázis, **C** - száraz fázis (Fotók: Deák Csaba, Bácsi István)

Fig. 1: Drying' phases according to GALLART *et al.* (2017): **A** - flowing phase, **B** - standing phase, **C** - dry phase (Photos by Csaba Deák and István Bácsi)

Az egyik legfontosabb tulajdonság, mely a kovaalgák szárazodáshoz való adaptációját segíti, a nyálkatermelő képesség (MCKEW *et al.* 2011, SABATER *et al.* 2017). A kovaalga taxonok jelentős csoportja képes ugyanis nyálkás cső kolóniát (pl. *Amphipleura pellucida*, *Encyonema* spp., *Frustulia* spp.) vagy hosszú „nyelet” (pl. *Cymbella* spp., *Didymosphenia geminata*, *Gomphonema* spp.) képezni (RIMET & BOUCHEZ 2012). Azok a fajok, amelyek nem képesek nyálkás anyagokat termelni elpusztulnak, vagy ha képesek aktív mozgásra, a hő-, fény- és ozmotikus stressz elől a szubsztrát mélyebb rétegeibe húzódnak vissza (pl. *Navicula* és *Nitzschia sensu lato* spp.) (NOVAIS *et al.* 2020, WITTEVEEN *et al.* 2020), amíg a víz visszatér (MCKEW *et al.* 2011). Azonban míg a nyálkás cső- vagy nyélképzés képessége csak a rövidebb ideig tartó száraz periódushoz való alkalmazkodást segítik elő, addig az elhúzódó aszályos körülmények között az aerofil, és/vagy fizikai extrémításokat jól tűrő taxonok, és/vagy a kisméretű és/vagy mozgékony taxonok képesek leginkább a túlélésre (ld. fentebb motilitás szerepe). A víz újból meginduló áramlása után, akár villámárvíz formájában, ezek a taxonok gyorsan képesek az élőhelyet kolonizálni. Mellettük azonban megjelennek és dominánsá is válhatnak a szintén kisméretű, gyorsan szaporodó, r-stratégista, alacsony profilú pionír fajok (az aljzat felszínéhez szorosan rögzülő, vagy a felszíntől csak kis mértékben kiemelkedő fajok – PASSY 2007), melyek jó terjedőképességűek és jól tűrik a sebes áramlásból adódó fizikai zavarást (B-BÉRES *et al.* 2019).

A szárazodás során végbemenő szerkezeti változások a közösség diverzitására is jelentős hatást gyakorolnak. A kiszáradó kisvizek diverzitásának változása a folyamat összetettsége (STUBBINGTON *et al.* 2017) és a felszíni vizek biodiverzitásának globális szinten megfigyelhető veszélyeztetettsége (MAGAND *et al.* 2020) miatt az elmúlt években kiemelt vizsgálati téma lett. Meg kell azonban jegyezni, hogy az eddigi vizsgálatokban főleg a makroszkopikus élőlényekre (makroszkopikus vízi gerinctelenek, halak, makrofitonok) koncentráltak (SABATER *et al.* 2016, 2017). Mikroszkopikus szervezetekre vonatkozóan még kevés információ áll rendelkezésre (pl. NOVAIS *et al.* 2020, VÁRBÍRÓ *et al.* 2020, LUKÁCS *et al.* 2021).

Sokat vitatott kérdés, hogy a szárazodás időszaka alatt és azt követően csökken-e a biodiverzitás (TORNÉS *et al.* 2021). Ahhoz, hogy a szakirodalomban található látszólagos ellentmondást fel lehessen oldani, a diverzitásváltozás tér- és időbeli kiterjedtségét kell megvizsgálni. A legfrissebb eredmények alapján azt lehet mondani, hogy lokálisan, ha időben hosszasan tart a szárazodás, akkor csökkenhet a biodiverzitás (MAGAND *et al.* 2020). Minél kiterjedtebb a száraz időszak, és minél több vízfolyást érint, természetesen a lokális hatás regionális, majd globális szinten is meg fog mutatkozni (MAGAND *et al.* 2020). Ugyanakkor azt is fontos megemlíteni, hogy a szárazodás alatt még lokálisan sem egységesen változik a diverzitás, vagyis nem egy folyamatosan csökkenő tendenciáról van szó. Az állóvízes fázisban az állóvizet/lassú áramlást kedvelő fajok megjelenése még növelheti is a közösség diverzitását. Ahogy a száraz fázis kezdetén a lotikus és lentikus taxonok mellett az újonnan megjelenő aerofil taxonok szintén hozzájárulnak a diverzitás növekedéséhez. Legutóbbi tanulmányok ugyanakkor arra mutattak rá, hogy minél tovább tart a kiszáradás, annál magasabb a közösségből eltűnő taxonok és jellegkombinációk száma (STUBBINGTON *et al.* 2017, CRABOT *et al.* 2021, TORNÉS *et al.* 2021). A víz visszatéréseivel a vízgyűjtő terület fentebbi szakaszáról leszakadt és a helyszínre bemosódó fajok – kisméretű, gyors terjedésű, kolonizáló taxonok – miatt ugyanakkor nem biztos, hogy összességében csökken a diverzitás.

Magyarországon összesen ~10 000 vízfolyás található, melyeknek csak közel 10%-át vizsgálják rendszeresen az Országos Monitorozó Program keretén belül. Ugyanakkor ezen víztestek több mint 30%-a is már a kiszáradó vízfolyás kategóriába tartozik. Jelenleg még ebbe a típusba kisvízfolyások sorolhatók, melyek hossza 1,89–108,57 km, vízgyűjtő területük pedig 1–6670 km² között van. A szárazodás miatt leginkább érintett területek a Duna–Tisza köze és az Alföld, többek között pedig a Hajdú-Bihar megyei régió [1].

Azon túlmenően, hogy a csapadékhiányos időszakban ezek a kisvizek kiszáradnak, számos egyéb természetes és mesterséges hatás is éri őket, amelyek rövidebb-hosszabb ideig fennálló habitat változást okozhatnak. Mesterséges behatások érhetők nyomon például a hidak előtt-után lebetonozott vagy betonelemekkel stabilizált mederszakaszok esetén, vagy az itatásra használt részeken, ahol jelentős a felkavarodás és a növényzet letaposása. Kisléptékű habitat változást természetes vagy részben természetes folyamatok is okozhatnak, például a vízfolyások egy-egy szakaszát ivásra használó állatok taposása miatti bolygatás.

Ismereteink szerint arról, hogy a kiszáradás mellett az egymás közelében (mikrolépték) elhelyezkedő, de habitatukban részben vagy teljesen eltérő vízfolyásszakaszok hogyan járulnak hozzá a kisvízfolyás benthikus közösségének szerkezeti stabilitásához, ill. diverzitásához, még nagyon kevés adat áll rendelkezésre, és azok is mediterrán éghajlatú területre korlátozódnak (WITTEVEEN *et al.* 2020).

Munkánk célja így egy alföldi kiszáradó kisvízfolyás, a Létai-ér fitobenton közösségében a szárazodás egyes fázisaiban (áramló és állóvízi fázis) bekövetkező szerkezeti és diverzitás változások nyomkövetése két egymáshoz nagyon közel található mintavételi ponton, melyek habitatban jelentősen eltérnek egymástól (természetes és mesterséges habitat). Vizsgálathoz kapcsolódóan az alábbi konkrét hipotéziseket fogalmaztuk meg:

1. Feltételeztük, hogy a két eltérő habitatban a bevonatalkotó kovaalga közösség szerkezeti összetétele jelentősen el fog térni egymástól. Ugyanakkor a szárazodás az eltéréseket

csökkenteni fogja: a szárazodás előrehaladtával az állóvízi fázisban a kovaalga közösség habitattól függetlenül fog szignifikánsan eltérni az áramló fázis közösségétől.

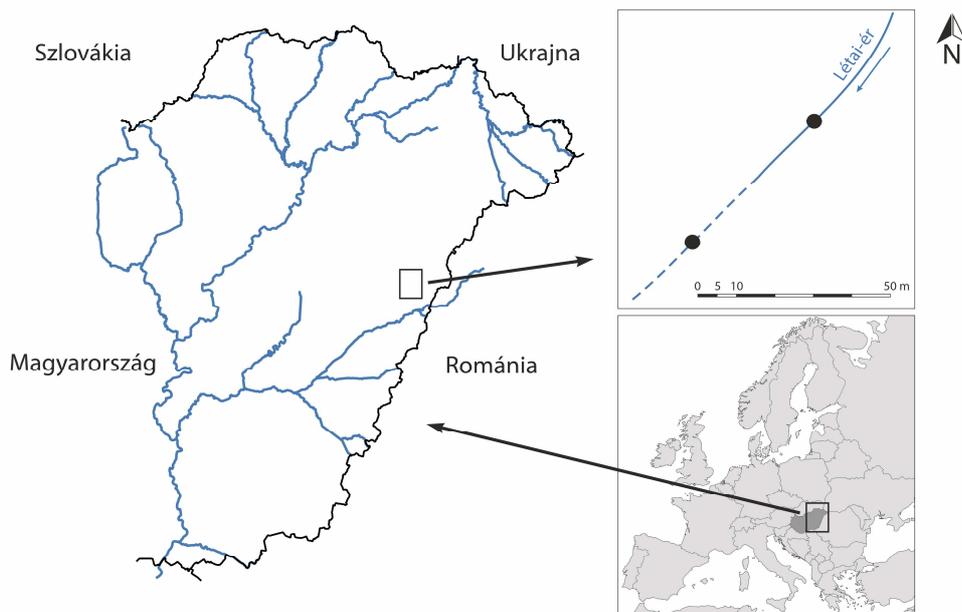
2. Az állóvízi fázisban habitattól függetlenül kocsonyás burkot képező, és/vagy nagyméretű magasabb sótartalmat toleráló vagy kedvelő taxonok, az áramló fázisban pedig a kisebb tápanyagtartalmat preferáló, közepes-kisebb méretű és aljzathoz erősebben tapadó taxonok megjelenését feltételeztük.

3. A diverzitással kapcsolatban azt feltételeztük, hogy (i) a mesterséges habitatban kisebb lesz a közösség biodiverzitása, mint a természetes szakaszon; (ii) az állóvízi fázisban elsősorban a lentikus fajok megjelenése miatt nagyobb lesz a diverzitás, mint az áramló fázisban.

Anyag és módszer

Mintavételi hely

Vizsgálati helyszínünk a Létai-ér volt (1., 2. ábra), mely a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv alapján a 6M víztér típusba tartozik, azaz nem módosított, természetes, közepes vízgyűjtő területű, kis mederesésű, síkvidéki jellegű, meszes alapkőzetű vízfolyás, közepes-finom szemcseméretű mederanyaggal (web1). A Létai-ér teljes hossza 31,48 km, teljes vízgyűjtő területe pedig 157 km².



2. ábra Magyarország Európán belüli és a mintavételi helyszín (Létai-ér, Monostorpályi) kelet-magyarországi elhelyezkedése. A mintavétel helye: fekete körök – mintavételi pontok, folytonos vonal – természetes szakasz, szaggatott vonal – mesterséges szakasz, nyíl – folyásirány.

Fig. 2 The location of Hungary in Europe and the location of study area (Létai-ér, Monostorpályi) in Eastern Hungary. The sampling sites: black circles – sampling sites, solid line – natural section, dotted line – artificial section, arrow – the direction of flow.

Mintavétel

A bentikus kovaalga minták gyűjtése 2020.01.06.–2020.12.17. között történt havi egyszeri alkalommal (1. táblázat). A mintavételi helyszínen két eltérő habitattípust vizsgáltunk. Az egyik habitat természetes állapothoz közeli, a vegetációperiódusban emerz makrovegetációval dúsan borított szakasz (47°23'19.6"N 21°46'23.9"E; 2. ábra). A másik habitat a mesterséges jellegekkel bíró lebetonozott mederrel rendelkező szakasz, amire döntően lebegő makrofita és fonalas alga jellemző; emerz makrofita január-május között volt megfigyelhető kis borítással (47°23'18.5"N 21°46'20.5"E; 2. ábra). A két szakasz távolsága kb. 50–60 méter. A mintavétel és a minták tartósítása az MSZ EN 13946 (2014) szabvány szerint történt.

1. táblázat A minták besorolása a szárazodás fázisai és a habitat-típusok alapján
Table 1 Categorization of samples by drying phases and habitat types

		szárazodás-fázis / drying phases		habitat-típus / habitat types	
		áramló / flowing	álló / standing	természetes / natural	mesterséges / artificial
2020. január	LET1	+		+	
	LEM1	+			+
2020. február	LET2	+		+	
	LEM2	+			+
2020. március	LET3	+		+	
	LEM3	+			+
2020. április	LET4	+		+	
	LEM4	+			+
2020. május	LET5		+	+	
	LEM5	+			+
2020. június	LET6		+	+	
	LEM6	+			+
2020. július	LET7		+	+	
	LEM7		+		+
2020. augusztus	LET8		+	+	
	LEM8		+		+
2020. szeptember	LET9		+	+	
	LEM9		+		+
2020. október	LET10_2		+	+	
	LEM10		+		+
2020. november	LET11		+	+	
	LEM11	+			+
2020. december	LET12	+		+	
	LEM12		+		+

Mintafeldolgozás és kovaalga jellegek

A bentikus algaminták feltárása és a tartós preparátumok készítése a már említett EN 13946 (2014) szabvány szerint történt. A mintákat forró hidrogén-peroxidos roncsolással tártuk fel, majd Naphrax műgyantába ágyazva tartós preparátumokat készítettünk belőlük, amelyeket fénymikroszkóppal (Leica DMRB) 1000–1600×-os nagyításon vizsgáltunk olajimmerziós lencsével. A valvák számolása az MSZ EN 14407 (2014) szabvány szerint történt. Mintánként legalább 400 valvát határoztunk meg és jegyeztünk fel. A valvák identifikációjához felhasznált irodalmak a következők voltak: KRAMMER & LANGE-BERTALOT (1997a, 1997b, 2004a,

2004b), HOFMANN *et al.* (2006), BEY & ECTOR (2013), POTAPOVA & HAMILTON (2007). A taxonneveket az AlgaeBase adatbázisban (GUIRY & GUIRY 2022) szereplő legfrissebb hivatkozások alapján közöltük.

Az eredmények bemutatásakor és értékelésekor a kovaalga fajok tulajdonságainak megnevezésére az alábbi irodalmakat használtuk fel: planktikus-bentikus jellegek, motilitás, rögzülés típusa és erőssége – RIMET & BOUCHEZ (2012), valamint sótűrés és kiszáradás tűrés – VAN DAM *et al.* (1994) egyszerűsítve (csoportok összevonva). Kovaalgák esetében alapvetően nem lehet tisztán lentikus és lotikus fajokat elkülöníteni. Ugyanakkor az áramlási viszonyokhoz, valamint egyéb fizikai zavaráshoz való alkalmazkodásuk alapján elmondható, hogy a hosszú nyéllel rendelkező, kocsonyaburkos, fonalas vagy koloniális taxonok a stabil, kis zavarású környezetet részesítik előnyben (inkább lentikus állapotok), az aljzathoz szorosan rögzült, rövid nyéllel tapadó, egysejtű, mozgékony taxonok pedig a zavart környezethez is tudnak adaptálódni (inkább lotikus állapotok) (pl. PASSY 2007).

Adatfeldolgozás

A mintákat a szárazodás fázisai alapján és habitat típusonként csoportosítottuk az alábbiak szerint:

Szárazodás-fázis szerinti csoportosítás

Az áramlási viszonyok sebessége alapján megkülönböztettünk áramló és állóvízi fázist. Az előbbibe 13 mintavételi esemény tartozott, az utóbbiba pedig 11 (1. táblázat).

Habitat típus szerinti csoportosítás

Mind a természetes, mind pedig a mesterséges mintavételi ponton 12-12 mintavétel történt a vizsgálati periódusban. Mivel a természetes szakasz október hónapban ki volt száradva (és csak ezen az egy alkalommal), ezért jelen vizsgálatunkba azt a mintát nem vontuk be. Így összességében ebben a munkában a természetes szakaszból származó 11 minta, a mesterséges szakaszból pedig 12 minta eredménye került értékelésre (1. táblázat).

Statisztika

A szárazodás, az emberi beavatkozások, valamint a bentikus közösség fajösszetétele közötti összefüggések tanulmányozásához főkomponens analízist (PCA) végeztünk (CANOCO 5.0; TER BRAAK & ŠMILAUER 2002).

A közösség diverzitását a taxonszámmal és a Shannon-diverzitással fejeztük ki. Mindkét metrikát a PAST software csomaggal számoltuk (Past 2.11; HAMMER *et al.* 2001).

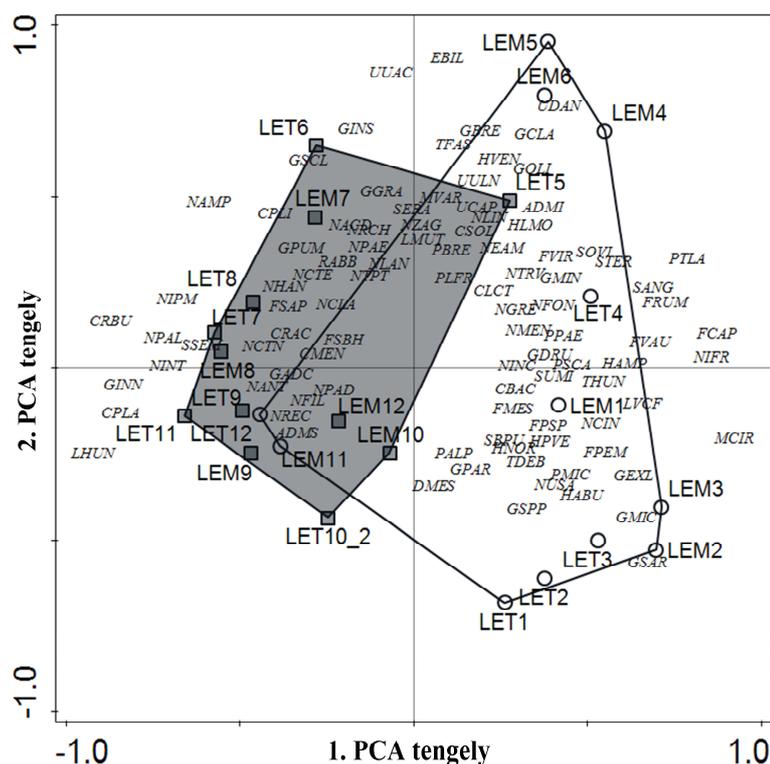
A diverzitás tér (habitat) és szárazodás (fázis) szerinti karakterisztikájának összehasonlításához egyutas ANOVA-t használtunk (TER BRAAK & ŠMILAUER 2002). A függő változók a taxonszám (Taxa_S) és a Shannon-diverzitás (Shannon_H) voltak, a független változók pedig a szárazodás fázisai és a habitat típusok.

Eredmények

Taxonómiai összetétel

A 23 mintában összesen 153 kovaalga taxont azonosítottunk (1. számú melléklet). A PCA elemzés eredményeként kapott első és második tengely sajátértékei rendre 0,2603 és 0,1202 voltak. A PCA négy tengelye a fajösszetételben tapasztalt varianciát 54,9%-ban magyarázta

(3. ábra). A víz áramlási viszonyainak változásait vizsgálva elmondható, hogy a kialakult álló és áramló vízi körülmények egyértelmű taxonómiai elkülönülést mutattak. Az áramló fázisban a különböző méretű (nagyon kicsi vagy nagy), fonalas és koloniális taxonok (pl. *Fragilaria capucina* Desmazières, *F. rumpens* (Kützing) G.W.F.Carlson, *Gomphonema brebissonii* Kützing, *Meridion circulare* (Greville) C.Agardh), vagy közepes méretű planktikus taxonok (pl. *Ulnaria danica* (Kützing) Compère & Bukhtiyarova) voltak jellemzőek. Ezzel szemben az állóvízi fázist alapvetően kisebb méretű, egysejtű, javarészt motilis *Nitzschia* fajok jellemezték (3. ábra).



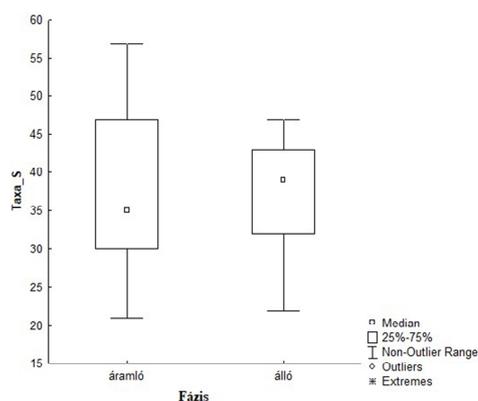
3. ábra A közösség taxonómiai összetétele és a szárazodás fázisai közti összefüggések PCA-val elemezve. **Üres körök:** áramló fázis, **szürke négyzetek:** álló fázis. Az ábrán a taxonokat OMNIDIA kódokkal jelöltük (1. számú melléklet). **Fig. 3** Results of the species-based PCA analysis of benthic diatom assemblages. **Empty circles:** flowing phase, **grey squares:** standing phase. OMNIDIA codes indicate the taxa identified in the samples (see list and codes in Supplementary Table 1).

A fentiekkel ellentétben a természetes és a mesterséges habitatok közösségösszetétele nem mutatott jelentős elkülönülést. Azonban ki kell emelni, hogy néhány közepes, vagy nagy méretű, az aljzathoz hosszú nyéllel, közepes erősséggel rögzült, szemiaerofil (VAN DAM *et al.* 1994) *Gomphonema* faj (*G. brebissonii* és *G. clavatum* Ehrenberg), ill. a közepes méretű planktikus *Ulnaria danica* és az aljzathoz erősen rögzült nagy méretű, szemiaerofil *Halumphora veneta* (Kützing, Levkov) a mesterséges habitatot részesítette előnyben (4. ábra).

Diverzitás változások

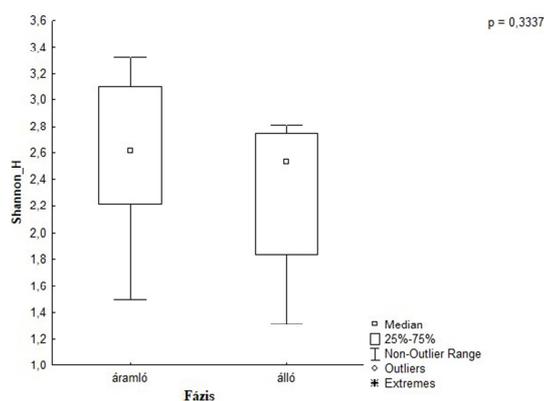
A diverzitásvizsgálat eredményei alapján elmondható, hogy a szárazodás folyamata sem a taxonok számában ($p=0,779$), sem a Shannon-diverzitásban ($p=0,3337$) nem okozott szignifikáns különbséget a fázisok között (5a,b. ábra).

Ezzel szemben a mesterséges habitatokban szignifikánsan több faj volt jelen ($p<0,01$), és a közösség Shannon-diverzitása is marginálisan szignifikánsan nagyobb ($p=0,056$) volt, mint a természetes habitatokban (5c,d. ábra).



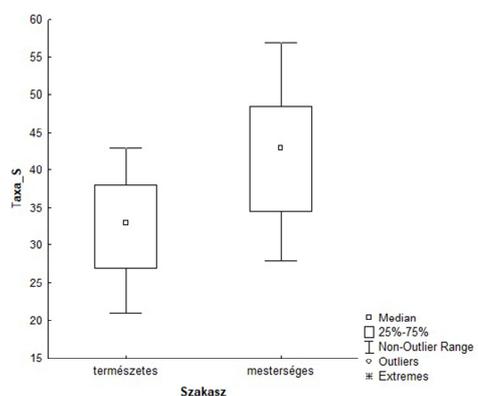
5a. ábra Az áramló és álló fázisok taxonszámának (Taxa_S) boxplot ábrája

Fig. 5a Boxplot of taxa number (Taxa_S) in the flowing and standing phases



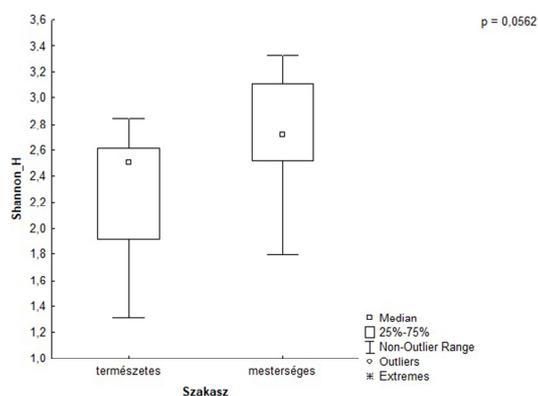
5b. ábra Az áramló és álló fázisok Shannon-diverzitásának (Shannon_H) boxplot ábrája

Fig. 5b Boxplot of Shannon-diversity (Shannon_H) in the flowing and standing phases



5c. ábra A természetes és mesterséges habitatok taxonszámának (Taxa_S) boxplot ábrája

Fig. 5c Boxplot of taxa number (Taxa_S) in the natural and artificial sections



5d. ábra A természetes és mesterséges habitatok Shannon-diverzitásának (Shannon_H) boxplot ábrája

Fig. 5d Boxplot of Shannon-diversity (Shannon_H) in the natural and artificial sections

Régóta ismert jelenség, hogy a vízfolyások felett átvélő hidak, pontosabban a híd alatti terület átalakítása, megváltoztatják az ott zajló hidrológiai folyamatokat (pl. áramlási viszonyok), hozzájárulva az intenzív üledéklerakódáshoz és feliszapolódáshoz (FORMAN & ALEXANDER 1998, WEMPLE *et al.* 2018), valamint csökkentik a habitatdiverzitást (WELLMAN *et al.* 2000). Makroszkopikus vízi gerinctelen közösség esetében ismert, hogy a hídlábi területeken szignifikánsan csökken a biodiverzitás és a védett taxonoknak a száma, míg a nem őshonos fajok száma jelentősen megemelkedik (GÁL *et al.* 2020). Ezen tényeket figyelembe véve feltételeztük, hogy az általunk vizsgált természetes és mesterséges habitatok kovaalga közösségének taxonómiai összetétele jelentősen el fog térni egymástól, amit a szárazodás csökkenteni fog. Eredményeink azonban ezt a hipotézist nem támasztották alá, ugyanis a két habitat közösségösszetétele nem különült el egymástól néhány, a vízfolyás mesterséges szakaszára jellemző faj kivételével. Ezek a taxonok (i) vagy planktikus fajok voltak, melyek a habitatra jellemző áramlási viszonyok (kis sebesség), valamint a relatíve nagy nyílt vízfelület és kis vízmélység miatt lehettek jelen a közösségben nagyobb arányban (B-BÉRES *et al.* 2017), (ii) vagy nagy méretű, aerofil/szemiaerofil fajok, melyek megjelenésének a lassú áramlás és az alapvetően lebegő makrovegetáció szintén kedvezett (KÓKAI *et al.* 2015).

Diverzitás változások

A szárazodás és az aszály közösségformáló szerepe, ill. a biológiai sokféleségre gyakorolt hatása már kis földrajzi léptékben is jelentős, alacsony antropogén zavarás mellett is (STUBBINGTON *et al.* 2017, WITTEVEEN *et al.* 2020, LUKÁCS *et al.* 2021). Míg rövid távon akár növelheti is a közösség biodiverzitását (STUBBINGTON *et al.* 2017), addig intenzív, extrém vízhozam és vízsebesség ingadozások (LUKÁCS *et al.* 2021) vagy hosszan elhúzódó szárazság esetén (TORNÉS *et al.* 2021) drasztikusan visszaesik a közösség sokfélesége. Az antropogén zavarás pedig, mint pl. egy kibetonozott mederszakasz és átalakított partmenti régió, szintén negatívan hat a vízi közösségek diverzitására (GÁL *et al.* 2020). Munkánk során így azt feltételeztük, hogy az állóvízi fázisban, a lentikus fajok várható megjelenésével párhuzamosan, valamint a természetes habitatban magasabb lesz a diverzitás, mint az áramló fázisban vagy a mesterséges habitatban. Eredményeink ezt a hipotézisünket nem támasztották alá. A szárazodás nem okozott eltérést a biológiai sokféleségben. Ahogy a közösségösszetételre vonatkozóan már említettük, az inkább lentikusnak mondható kovaalga fajok közül több az áramló fázist jellemezte, az inkább lotikusnak tartott taxonok pedig az állóvízi fázist. Vagyis a vízfolyás fent részletezett sajátosságai miatt a szárazodás bár a közösség összetételét jelentősen átalakította, mégsem szelektált ki nagy mennyiségben fajokat a rendszerből. Hisz a környezeti körülmények lehetővé tették, hogy mindkét fázist toleráló taxonok együttesen legyenek jelen az egyes fázisokban.

Ezzel szemben a mesterséges habitatban a várttal ellentétben magasabb diverzitásértékeket kaptunk, mint a természetes szakaszon. Az, hogy ez annak köszönhető, hogy a feltételezésinkkel ellentétben egy általános jelenségről van szó, vagy azzal magyarázható, hogy csak egy vízfolyást vontunk be az elemzésekbe, további vizsgálatokat igényel. Ugyanakkor ki kell emelni, hogy a mesterséges habitat közösségösszetétele, ahogy azt fent említettük, nem tért el jelentősen a természetesétől, bár néhány taxon előnyben részesítette ezt az élőhelyet. Vagyis azok a fajok, melyek a természetes habitatot jellemezték, itt is életben tudtak maradni. Más tulajdonságokkal bíró taxonok pedig itt, a mesterséges habitatra jellemző környezeti feltételek mellett tudtak megtelepedni, növelve annak diverzitását.

Összefoglalás

Eredményeink rávilágítottak arra, hogy még direkt kiszáradás hiányában is a szárazodásnak, a víz áramlási viszonyait érintő változásoknak jelentős közösségformáló szerepe van egy alföldi időszakos kisvízfolyás kovaalga közösségének esetében akár viszonylag rövid idő alatt is. Ez pedig hosszabb távon, főleg elhúzódó kiszáradás, ill. rövid idő alatt bekövetkező extrém vízjárásbeli változások esetében növeli a közösség sérülékenységét. Ugyanakkor vizsgáltunk arra is rámutatott, hogy az alföldi kisvizekre jellemző tulajdonságok, mint a nagy makrofita borítás akár áramló fázisban is, vagy a szerves hordalék (pl. homokszemcse) gyors kiülepedése a vízszintcsökkenés során a szárazodással kapcsolatban általánosan elfogadott diverzitás változásra vonatkozó elméleteket némileg módosíthatja. Egy vízfolyáson végzett, egyéves vizsgálataink eredményei arra is rávilágítottak, hogy az olyan medermódosítások, mint a betonozott szakasz kialakítása és a partmenti régió átalakítása, nem feltétlen jár együtt jelentős szerkezetbeli átalakulással. Amennyiben a környezeti feltételek nem drasztikusan rosszabbak a módosított habitatban, akár diverzitásnövekedés is prediktálható. Ez azonban mindenképpen további, az itt bemutatott vizsgálatnál sokkal kiterjedtebb kutatást igényel. Hisz megbecsülhetetlen számú híd szeli át a vízfolyásokat, köztük az egyre növekvő számú kiszáradó kisvizet világszerte, melyek bentikus algaközösségre gyakorolt hatása

még nem ismert. A bentikus kovaalgák pedig ezeknek a kisvízfolyásoknak fontos primer producensei, közösségük szerkezetében és összetételében, valamint diverzitásában bekövetkező bármilyen negatív változás káros hatással lehet más élőlénycsoportokra is, egészen az ökoszisztéma legfelső szintjéig. Természetvédelmi, vízgazdálkodási és restaurációs ökológiai szempontból már magukra a kiszáradó kisvizekre vonatkozó, azok megóvását és ésszerű felhasználását célzó beavatkozások is nehezen tervezhetők ezen ismeretek hiányában. Ez pedig különösen igaz az olyan jelentős emberi beavatkozás esetében, mint a hidak miatti medermódosítás.

Köszönetnyilvánítás

Munkánkat a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal (NKFIH FK 132 142), a Bolyai János Kutatási Ösztöndíj Kuratóriuma (BO-00458-20-8), a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal Új Nemzeti Kiválóság Programja (ÚNKP-20-5 és ÚNKP-21-5), valamint az Ökológiai Kutatóközpont Riverine projektje (BA4902/21) támogatta. Továbbá szeretnénk köszönetet mondani Bozóki Tamásnak (PhD hallgató, PTE TTK) a 2. ábra elkészítésében nyújtott segítségért.

Irodalomjegyzék

- ACUÑA V., HUNTER M. & RUHÍ A. (2017): Managing temporary streams and rivers as unique rather than second-class ecosystems. – *Biological Conservation* 211: 12–19.
- B-BÉRES V., TÖRÖK P., KÓKAI Zs., KRASZNAI E., TÓTHMÉRÉSZ B. & BÁCSI I. (2014): Ecological diatom guilds are useful but not sensitive enough as indicators of extremely changing water regimes. – *Hydrobiologia* 738(1): 191–204.
- B-BÉRES V., TÖRÖK P., KÓKAI Zs., LUKÁCS Á., T-KRASZNAI E., TÓTHMÉRÉSZ B. & BACSI I. (2017): Ecological background of diatom functional groups: Comparability of classification systems. – *Ecological Indicators* 82: 183–188.
- B-BÉRES V., TÓTHMÉRÉSZ B., BÁCSI I., BORICS G., ABONYI A., TAPOLCZAI K., RIMET F., BOUCHEZ Á., VÁRBÍRÓ G. & TÖRÖK P. (2019): Autumn drought drives functional diversity of benthic diatom assemblages of continental intermittent streams. – *Advances in Water Resources* 126: 129–136.
- B-BÉRES V., KÓKAI Zs., VÁRBÍRÓ G., MUSTAZHAPOVA G., CSABAI Z., PERNECKER B., BORICS G., BÁCSI I. & BODA P. (2022): Flow intermittence drives the benthic algal composition, biodiversity and diatom-based quality of small hilly streams in the Pannonian Ecoregion. – *Frontiers in Ecology and Evolution* 127: 107782.
- BEY M.Y. & ECTOR L. (2013): *Atlas des diatomées des cours d'eau de la région Rhône-Alpes*. – Direction regionale de l'Environnement, de l'Amenagement et du Logement Rhone-Alpes, Lyon, pp. 1182.
- CRABOT J., MONDY C.P., USSEGLIO-POLATERA P., FRITZ K.M., WOOD P.J., GREENWOOD M.J., BOGAN M.T., MEYER E.I. & DATRY T. (2021): A global perspective on the functional responses of streamcommunities to flow intermittence. – *Ecography* 44(1-13): 2021.
- DATRY T., LARNED S.T., FRITZ K.M., BOGAN M.T., WOOD P., MEYER E. & SANTOS A. (2014): Broad-scale patterns of invertebrate richness and community composition in temporary rivers: effects of flow intermittence. – *Ecography* 37(1): 94–104.
- FORMAN R.T.T. & ALEXANDER L.E. (1998): Roads and their major ecological effects. – *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 207–231.
- GÁL B., WEIPERTH A., FARKAS J. & SCHMERA D. (2020): The effects of road crossings on stream macroinvertebrate diversity. – *Biodiversity and Conservation* 29: 729–745.
- GUIRY M.D. & GUIRY G.M. (2022): AlgaeBase. World-wide electronic publication, National University of Ireland, Galway. <https://www.algaebase.org> [Hozzáférés: 2022. augusztus 8.]
- HAMMER Ø., HARPER D.A.T. & RYAN P.D. (2001): PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. – *Palaentologia Electronica* 4: 9.

- HOFMANN G., WERUM M. & LANGE-BERTALOT H. (2006): *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa*. – A.R.G. Gantner Verlag K.G.
- IPCC INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. CLIMATE CHANGE (2014): Mitigation of Climate Change. Summary for policy makers and technical summary. https://www.ipcc.ch/site/assets/uploads/2018/02/ipcc_wg3_ar5_summary-for-policymakers.pdf
- KÓKAI Zs., BÁCSI I., TÖRÖK P., BUCZKÓ K., T-KRASZNAI E., BALOGH C., TÓTHMÉRÉSZ B. & B-BÉRES V. (2015): Halophilic diatom taxa are sensitive indicators of even short term changes in lowland lotic systems. – *Acta Botanica Croatia* 74: 287–302.
- KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H. (1977a): Bacillariophyceae 1. Teil: Naviculaceae. – In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollehnauer D. (eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier, Heidelberg.
- KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H. (1977b): Bacillariophyceae 2. Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. – In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollehnauer D. (eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Elsevier, Heidelberg.
- KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H. (2004a): Bacillariophyceae 3. Teil: Centrales Fragilariaceae, Eunotiaceae. – In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollehnauer D. (eds), *Die Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- KRAMMER K. & LANGE-BERTALOT H. (2004b): Bacillariophyceae 4. Teil: Achnanthes s. str., Gomphonema. Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1–4. – In: Ettl H., Gerloff J., Heynig H. & Mollehnauer D. (eds), *Süßwasserflora von Mitteleuropa*. Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg.
- LANGE K., TOWNSEND C. R. & MATTHAEI C. D. (2016): A trait-based framework for stream algal communities. – *Ecology and Evolution* 6(1): 23–36.
- LUKÁCS Á., BÁCSI I., NEMES-KÓKAI Z., BORICS G., VÁRBÍRÓ G., T-KRASZNAI E. & B-BÉRES V. (2021): Strong influence of climatic extremes on diversity of benthic algae and cyanobacteria in a lowland intermittent stream. – *Ecohydrology* 14: e2286.
- MAGAND C., ALVES M. H., CALLEJA E., DATRY T., DÖRFLINGER G., ENGLAND J., GALLART F., GÓMEZ R., JORDA-CAPDEVILA D., MARTI E., MUNNE A., PASTOR V. A., STUBBINGTON R., TZIORTZIS I. & VON SCHILLER D. (2020): Intermittent rivers and ephemeral streams: what water managers need to know. Technical report – Cost ACTION CA 15113.10.5281/zenodo.3888474
- MCKEW B.A., TAYLOR J.D., MCGENITY T.J. & UNDERWOOD G.J.C. (2011): Resistance and resilience of benthic biofilm communities from a temperate saltmarsh to desiccation and rewetting. – *Journal of Microbial Ecology* 5: 30–41.
- MESSAGE M.L., LEHNER B., COCKBURN C., LAMOUREUX N., PELLA H., SNELDER T., TOCKNER K., TRAUTMANN T., WATT C. & DATRY T. (2021): Global prevalence of non-perennial rivers and streams. – *Nature* 594: 391–397.
- MSZ EN 13946:2014. Vízminőség. Útmutató a folyók és tavak bentikus kovamoszatjainak rutinmintavételéhez és minta-előkészítéséhez.
- MSZ EN 14407:2014. Vízminőség. Útmutató a folyókból és tavakból vett minták bentikus kovamoszatjainak azonosításához és számlálásához.
- NOVAIS M. H., MORAIS M. M., ROSADO J., DIAS L. S., HOFFMANN L. & ECTOR L. (2014): Diatoms of temporary and permanent watercourses in Southern Europe (Portugal). – *River Research Applications*. 30: 1216–1232.
- NOVAIS M.H., MORALES E. A., PENHA A.M., POTES M., BOUCHEZ A., BARTHÈS A., COSTA M.J., SALGADO R., SANTOS J. & MORAIS M. (2020): Benthic diatom community dynamics in Mediterranean intermittent streams: Effects of water availability and their potential as indicators of dry-phase ecological status. – *Science of the Total Environment* 719: 137462.
- PASSY S.I. (2007): Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. – *Aquatic Botany* 86: 171–178.
- POTAPOVA M. & HAMILTON P.B. (2007): Morphological and ecological variation within the *Achnantheidium minutissimum* (Bacillariophyceae) species complex. – *Journal of Phycology* 43: 561–575.
- PUMO D., CARACCILO D., VIOLA F. & NOTO L.V. (2016): Climate change effects on the hydrological regime of small non-perennial river basins. – *Science of the Total Environment* 542: 76–92.
- RIMET F. & BOUCHEZ A. (2012): Life-forms, cell-sizes and ecological guilds of diatoms in European rivers. – *Knowledge and management of Aquatic Ecosystems* 406: 01.
- ROBSON B.J. & MATTHEWS T.G. (2004): Drought refuges affect algal recolonization in intermittent streams. – *River Research and Applications* 20: 753–763.

- ROBSON B.J., MATTHEWS T.G., LIND P.R. & THOMAS N.A. (2008): Pathways for algal recolonization in seasonally-flowing streams. – *Freshwater Biology* 53: 2385–2401.
- SABATER S., BARCELÓ D., DE CASTRO-CATALÀ N., GINEBREDÀ A., KUZMANOVIC M., PETROVIC M., PICÓ Y., PONSATÍ L., TORNÉS E. & MUÑOZ I. (2016): Shared effects of organic microcontaminants and environmental stressors on biofilms and invertebrates in impaired rivers. – *Environmental Pollution* 210: 303–314.
- SABATER S., TIMONER X., BORNETTE G., DE WILDES M., STROMBERG J.C. & STELLA J.C. (2017): The biota of intermittent rivers and ephemeral streams: Algae and vascular plants. – In: DATRY T., BONADA N. & BOULTON A.J. (eds), *Intermittent Rivers and Ephemeral Streams: Ecology and Management*. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands, pp. 189–216.
- STUBBINGTON R., ENGLAND J., WOOD P.J. & SEFTON C.E.M. (2017): Temporary streams in temperate zones: recognizing, monitoring and restoring transitional aquatic-terrestrial ecosystems. – *WIREs Water* 4: e1223.
- TER BRAAK C. J. F. & SMILAUER P. (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). (Microcomputer Power). www.canoco.com. <https://edepot.wur.nl/405659>
- TIMONER X., BORREGO C. M., ACUÑA V. & SABATER S. (2014): The dynamics of biofilm bacterial communities is driven by flow wax and wane in a temporary stream. – *Limnology and Oceanography* 59(6): 2057–2067.
- TOOTH S. (2000): Process, form and change in dryland rivers: a review of recent research. – *Earth Science Reviews* 51: 67–107.
- TORNÉS E., COLLS M., ACUÑA V. & SABATER S. (2021): Duration of water flow interruption drives the structure and functional diversity of stream benthic diatoms. – *Science of the Total Environment* 770: 144675.
- VAN DAM H., MERTENS A. & SINKELDAM J. (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. – *Netherland Journal of Aquatic Ecology* 28:117–133.
- VÁRBÍRÓ G., BORICS G., NOVAIS M.H., MORAIS M.M., RIMET F., BOUCHEZ A., TAPOLCZAI K., BÁCSI I., USSEGLIO-POLATERA P. & B-BÉRES V. (2020): Environmental filtering and limiting similarity as main forces driving diatom community structure in Mediterranean and continental temporary and perennial streams. – *Science of the Total Environment* 741: 140459.
- WELLMAN J. C., COMS D. L. & COOK S. B. (2000): Long-Term Impacts of Bridge and Culvert Construction or Replacement on Fish Communities and Sediment Characteristics of Streams. – *Journal of Freshwater Ecology* 15: 317–328.
- WEMPLE B.C., BROWNING T., ZIEGLER A.D., CELI J., CHUN K.P., JARAMILLO F., LEITE N.K., RAMCHUNDER S.J., NEGISHI J.N., PALOMEQUE X. & SAWYER D. (2018): Ecohydrological disturbances associated with roads: current knowledge, research needs, and management concerns with reference to the tropics. – *Ecohydrology* 11: e1881.
- WITTEVEEN N.H., FREIXA A. & SABATER S. (2020): Local and regional environmental factors drive the spatial distribution of phototrophic biofilm assemblages in Mediterranean streams. – *Hydrobiologia* 847: 2321–2336.

Világháló-oldalak

- [1] http://geoportal.vizugy.hu/vizgyujtogazd/Docs/HE_16_014_BMkozl_fuggelek.pdf
[Hozzáférés: 2022. július 5.]

Beérkezett / received: 2022. 07. 05. • Elfogadva / accepted: 2022. 08. 23.

1. számú melléklet A mintákban azonosított taxonok listája.

A táblázatban a taxonokat OMNIDIA kódokkal jelöltük

Supplementary Table 1 List of the species. OMNIDIA codes indicate the taxa identified in the samples

Taxon	kód	leíró
<i>Achnanthes coarctata</i>	ACOA	(Brébisson ex W.Smith) Grunow
<i>Achnantheidium minutissimum</i>	ADMI	(Kützing) Czarnecki
<i>Adlafia minuscula</i>	ADMS	(Grunow) Lange-Bertalot
<i>Amphora libyca</i>	ALIB	Ehrenberg
<i>Amphora pediculus</i>	APED	(Kützing) Grunow
<i>Anomoeoneis sphaerophora</i>	ASPH	Pfitzer
<i>Caloneis bacillum</i>	CBAC	(Grunow) Cleve
<i>Caloneis lancettula</i>	CLCT	(Schulz-Danzig) Lange-Bertalot & Witkowski
<i>Caloneis silicula</i>	CSIL	(Ehrenberg) Cleve
<i>Chamaepinnularia submuscicola</i>	CSMU	(Krasske) Lange-Bertalot
<i>Cocconeis lineata</i>	CPLI	Ehrenberg
<i>Cocconeis pediculus</i>	CPED	Ehrenberg
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>euglypta</i>	CPLE	(Ehrenberg) Cleve
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>placentula</i>	CPLA	Ehrenberg
<i>Craticula accomoda</i>	CRAC	(Hustedt) D.G.Mann
<i>Craticula buderi</i>	CRBU	(Hustedt) Lange-Bertalot
<i>Cyclotella meneghiniana</i>	CMEN	Kützing
<i>Cymbella aspera</i>	CASP	(Ehrenberg) Cleve
<i>Diatoma moniliformis</i>	DMON	(Kützing) D.M.Williams
<i>Eolimna minima</i>	EOMI	(Grunow) Lange-Bertalot
<i>Epithemia turgida</i>	ETUR	(Ehrenberg) Kützing
<i>Eunotia bilunaris</i>	EBIL	(Ehrenberg) Schaarschmidt
<i>Eunotia soleirolii</i>	ESOL	(Kützing) Rabenhorst
<i>Fallacia pygmaea</i>	FPYG	(Kützing) Stickle & D.G.Mann
<i>Fallacia subhamulata</i>	FSBH	(Grunow) D.G.Mann
<i>Fallacia sublucidula</i>	FSLU	(Hustedt) D.G.Mann
<i>Fallacia subpygmaea</i>	FPSP	(Lange-Bertalot, P.Cavacini, N.Tagliaventi & S.Alfinito) E.Reichardt
<i>Fistulifera saprophila</i>	FSAP	(Lange-Bertalot & Bonik) Lange-Bertalot
<i>Fragilaria capucina</i>	FCAP	Desmazières
<i>Fragilaria gracilis</i>	FGRA	Østrup
<i>Fragilaria perminuta</i>	FPEM	(Grunow) Lange-Bertalot
<i>Fragilaria rumpens</i>	FRUM	(Kützing) G.W.F.Carlson
<i>Fragilaria vaucheriae</i>	FVAU	(Kützing) J.B.Petersen
<i>Fragilariforma mesolepta</i>	FMES	(Rabenhorst) Kharitonov
<i>Fragilariforma virescens</i>	FVIR	(Ralfs) D.M.Williams & Round
<i>Gomphonema acidoclinatum</i>	GADC	Lange-Bertalot & Reichardt
<i>Gomphonema acuminatum</i>	GACU	Ehrenberg

Taxon	kód	leíró
<i>Gomphonema affine</i>	GAFF	Kützing
<i>Gomphonema angustatum</i>	GANG	(Kützing) Rabenhorst
<i>Gomphonema angustum</i>	GANT	C.Agardh
<i>Gomphonema brebissonii</i>	GBRE	Kützing
<i>Gomphonema clavatum</i>	GCLA	Ehrenberg
<i>Gomphonema drutelingense</i>	GDRU	E.Reichardt
<i>Gomphonema exilissimum</i>	GEXL	(Grunow) Lange-Bertalot & E.Reichardt
<i>Gomphonema gracile</i>	GGRA	Ehrenberg
<i>Gomphonema innocens</i>	GINN	E.Reichardt
<i>Gomphonema insigne</i>	GINS	W.Gregory
<i>Gomphonema micropus</i>	GMIC	Kützing
<i>Gomphonema minutum</i>	GMIN	(C.Agardh) C.Agardh
<i>Gomphonema olivaceum</i>	GOLI	(Hornemann) Ehrenberg
<i>Gomphonema parvulus</i>	GPVL	(Lange-Bertalot & E.Reichardt) Lange-Bertalot & E.Reichardt
<i>Gomphonema parvulum</i>	GPAR	(Kützing) Kützing
<i>Gomphonema pseudoaugur</i>	GPAA	Lange-Bertalot
<i>Gomphonema pumilum</i>	GPUM	(Grunow) E.Reichardt & Lange-Bertalot
<i>Gomphonema saprophilum</i>	GSPP	(Lange-Bertalot & E.Reichardt) Abraca, R.Jahn, J.Zimmermann & Enke
<i>Gomphonema sarcophagus</i>	GSAR	W.Gregory
<i>Gomphonema subclavatum</i>	GSCL	(Grunow) Grunow
<i>Gomphonema truncatum</i>	GTRU	Ehrenberg
<i>Halamphora montana</i>	HLMO	(Krasske) Levkov
<i>Halamphora normanii</i>	HNOR	(Rabenhorst) Levkov
<i>Halamphora paraveneta</i>	HPVE	(Lange-Bertalot, Cavacini, Tagliaventi & Alfinito) Levkov
<i>Halamphora veneta</i>	HVEN	(Kützing) Levkov
<i>Hantzschia abundans</i>	HABU	Lange-Bertalot
<i>Hantzschia amphioxys</i>	HAMP	(Ehrenberg) Grunow
<i>Hippodonta capitata</i>	HCAP	(Ehrenberg) Lange-Bertalot, Metzeltin & Witkowski
<i>Humidophila contenta</i>	DCOT	(Grunow) R.L.Lowe & al.
<i>Lemnicola hungarica</i>	LHUN	(Grunow) Round & Basson
<i>Luticola mutica</i>	LMUT	(Kützing) D.G.Mann
<i>Luticola nivalis</i>	LNIV	(Ehrenberg) D.G.Mann
<i>Luticola ventriconfusa</i>	LVCF	Lange-Bertalot
<i>Mayamaea atomus</i>	MAAT	(Kützing) Lange-Bertalot
<i>Mayamaea permitis</i>	MPMI	(Hustedt) K.Bruder & Medlin
<i>Melosira varians</i>	MVAR	C.Agardh
<i>Meridion circulare</i>	MCIR	(Greville) C.Agardh
<i>Navicula antonii</i>	NANT	Lange-Bertalot
<i>Navicula cincta</i>	NCIN	(Ehrenberg) Ralfs

Taxon	kód	leíró
<i>Navicula cryptocephala</i>	NCRY	Kützing
<i>Navicula cryptotenella</i>	NCTE	Lange-Bertalot
<i>Navicula erifuga</i>	NERI	Lange-Bertalot
<i>Navicula gregaria</i>	NGRE	Donkin
<i>Navicula lanceolata</i>	NLAN	Ehrenberg
<i>Navicula menisculus</i>	NMEN	Schumann
<i>Navicula metareichardtiana</i>	NRCH	Lange-Bertalot & Kusber
<i>Navicula recens</i>	NRCS	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
<i>Navicula slesvicensis</i>	NSLE	Grunow
<i>Navicula tantula</i>	NTAN	Hustedt
<i>Navicula tripunctata</i>	NTPT	(O.F.Müller) Bory
<i>Navicula trivialis</i>	NTRV	Lange-Bertalot
<i>Navicula upsaliensis</i>	NUSA	(Grunow) M.Peragallo
<i>Navicula veneta</i>	NVEN	Kützing
<i>Neidium ampliatum</i>	NEAM	(Ehrenberg) Krammer
<i>Neidium dubium</i>	NEDU	(Ehrenberg) Cleve
<i>Nitzschia acidoclinata</i>	NACD	Lange-Bertalot
<i>Nitzschia amphibia</i>	NAMP	Grunow
<i>Nitzschia bryophila</i>	NIBR	(Hustedt) Hustedt
<i>Nitzschia bulnheimiana</i>	NIBU	(Rabenhorst) H.L.Smith
<i>Nitzschia capitellata</i> var. <i>tenuirostris</i>	NCTN	(Grunow) Bukhtiyarova
<i>Nitzschia clausii</i>	NCLA	Hantzsch
<i>Nitzschia communis</i>	NCOM	Rabenhorst
<i>Nitzschia dissipata</i>	NDIS	(Kützing) Rabenhorst
<i>Nitzschia dubia</i>	NDUB	W.Smith
<i>Nitzschia filiformis</i>	NFIL	(W.Smith) Van Heurck
<i>Nitzschia fonticola</i>	NFON	(Grunow) Grunow
<i>Nitzschia frustulum</i>	NIFR	(Kützing) Grunow
<i>Nitzschia gisela</i>	NGIS	Lange-Bertalot
<i>Nitzschia gracilis</i>	NIGR	Hantzsch
<i>Nitzschia hantzschiana</i>	NHAN	Rabenhorst
<i>Nitzschia incognita</i>	NICN	Legler & Krasske
<i>Nitzschia inconspicua</i>	NINC	Grunow
<i>Nitzschia intermedia</i>	NINT	Hantzsch ex Cleve & Grunow
<i>Nitzschia liebetruthii</i>	NLBT	Rabenhorst
<i>Nitzschia linearis</i>	NLIN	W.Smith
<i>Nitzschia microcephala</i>	NMIC	Grunow
<i>Nitzschia palea</i>	NPAL	(Kützing) W.Smith
<i>Nitzschia palea</i> var. <i>debilis</i>	NPAD	(Kützing) Grunow
<i>Nitzschia paleacea</i>	NPAE	(Grunow) Grunow
<i>Nitzschia perminuta</i>	NIPM	Grunow

Taxon	kód	leíró
<i>Nitzschia recta</i>	NREC	Hantzsch ex Rabenhorst
<i>Nitzschia rectirobusta</i>	NRBU	Lange-Bertalot
<i>Odontidium mesodon</i>	DMES	(Kützing) Kützing
<i>Pinnularia alpina</i>	PALP	W.Smith
<i>Pinnularia brauniana</i>	PBRN	(Grunow) Studnicka
<i>Pinnularia brebissonii</i>	PBRE	(Kützing) Rabenhorst
<i>Pinnularia microstauron</i>	PMIC	(Ehrenberg) Cleve
<i>Pinnularia subcapitata</i>	PSCA	W.Gregory
<i>Placoneis paraelginensis</i>	PPAE	Lange-Bertalot
<i>Planothidium frequentissimum</i>	PLFR	(Lange-Bertalot) Lange-Bertalot
<i>Planothidium lanceolatum</i>	PTLA	(Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot
<i>Pseudofallacia monoculata</i>	PMOC	(Hustedt) Y.Liu, Kociolek & Q.Wang
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i>	RABB	(C.Agardh) Lange-Bertalot
<i>Sellaphora pupula</i>	SPUP	(Kützing) Mereschkovsky
<i>Sellaphora radiosa</i>	SERA	(Hustedt) H.Kobayasi
<i>Sellaphora seminulum</i>	SSEM	(Grunow) D.G.Mann
<i>Sellaphora submuralis</i>	NSMU	(Hustedt) C.E.Wetzel, L.Ector, B.Van de Vijver, Compère & D.G.Mann
<i>Stauroneis reichardtii</i>	SRCH	Lange-Bertalot, Cavacini, Tagliaventi & Alfinito
<i>Stauroneis smithii</i>	SSMI	Grunow
<i>Staurosirella pinnata</i>	SPIN	(Ehrenberg) D.M.Williams & Round
<i>Surirella angusta</i>	SANG	Kützing
<i>Surirella brebissonii</i> var. <i>punctata</i>	SBPU	Krammer
<i>Surirella librile</i>	CSOL	(Ehrenberg) Ehrenberg
<i>Surirella minuta</i>	SUMI	Brébisson ex Kützing
<i>Surirella ovalis</i>	SOVI	Brébisson
<i>Surirella terricola</i>	STER	Lange-Bertalot & E.Alles
<i>Tabularia fasciculata</i>	TFAS	(C.Agardh) D.M.Williams & Round
<i>Tryblionella angustatula</i>	NZAG	(Lange-Bertalot) Cantonati & Lange-Bertalot
<i>Tryblionella apiculata</i>	TAPI	W.Gregory
<i>Tryblionella debilis</i>	TDEB	Arnott ex O'Meara
<i>Tryblionella hungarica</i>	THUN	(Grunow) Frenguelli
<i>Ulnaria acus</i>	UUAC	(Kützing) Aboal
<i>Ulnaria capitata</i>	UCAP	(Ehrenberg) Compère
<i>Ulnaria danica</i>	UDAN	(Kützing) Compère & Bukhtiyarova
<i>Ulnaria ulna</i>	UULN	(Nitzsch) Compère