

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

SZITA RENÁTA

Soproni Egyetem

Sopron
2021

SOPRONI EGYETEM

ROTH GYULA ERDÉSZETI ÉS VADGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOK DOKTORI ISKOLA

AZ ERDŐGAZDÁLKODÁS BIOLÓGIAI ALAPJAI PROGRAM

**MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGEK KISVÍZFOLYÁSOKON A
HIDROMORFOLÓGIAI JELLEMZŐK TÜKRÉBEN**

KÉSZÍTETTE:

SZITA RENÁTA

TÉMAVEZETŐK:

DR. AMBRUS ANDRÁS
PROF. DR. GRIBOVSZKI ZOLTÁN

SOPRON
2021

MAKROGERINCTELEN KÖZÖSSÉGEK KISVÍZFOLYÁSOKON A HIDROMORFOLÓGIAI
JELLEMZŐK TÜKRÉBEN

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében
a Soproni Egyetem Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskolája
Az erdőgazdálkodás biológiai alapjai programja keretében.

Írta:
Szita Renáta

Témavezető: Prof. Dr. Gribovszki Zoltán

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton % -ot ért el,

Sopron,

.....
Dr. habil Heil Bálint
a Szigorlati Bizottság elnöke

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom (igen /nem)

Első bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

Második bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

(Esetleg harmadik bíráló (Dr.) igen /nem

(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján.....% - ot ért el

Sopron,

.....
a Bírálóbizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....
Az EDHT elnöke

NYILATKOZAT

Alulírott **Szita Renáta** jelen nyilatkozat aláírásával kijelentem, hogy a „**Makrogerinctelen közösségek kisvízfolyásokon a hidromorfológiai jellemzők tükrében**” című PhD értekezésem önálló munkám, az értekezés készítése során betartottam a szerzői jogról szóló 1999. évi LXXVI. törvény szabályait, valamint a **Roth Gyula Erdészeti és Vadgazdálkodási Tudományok Doktori Iskola** által előírt, a doktori értekezés készítésére vonatkozó szabályokat, különösen a hivatkozások és idézések tekintetében.¹

Kijelentem továbbá, hogy az értekezés készítése során az önálló kutatómunka kitétel tekintetében témavezető(i)met, illetve a programvezetőt nem tévesztettem meg.

Jelen nyilatkozat aláírásával tudomásul veszem, hogy amennyiben bizonyítható, hogy az értekezést nem magam készítettem, vagy az értekezéssel kapcsolatban szerzői jogsértés ténye merül fel, a Soproni Egyetem megtagadja az értekezés befogadását.

Az értekezés befogadásának megtagadása nem érinti a szerzői jogsértés miatti egyéb (polgári jogi, szabálysértési jogi, büntetőjogi) jogkövetkezményeket.

Sopron, 2021

.....
doktorjelölt

¹1999. évi LXXVI. tv. 34. § (1) A mű részletét – az átvevő mű jellege és célja által indokolt terjedelemben és az eredetihez híven – a forrás, valamint az ott megjelölt szerző megnevezésével bárki idézheti.

36. § (1) Nyilvánosan tartott előadások és más hasonló művek részletei, valamint politikai beszédek tájékoztatás céljára – a cél által indokolt terjedelemben – szabadon felhasználhatók. Ilyen felhasználás esetén a forrást – a szerző nevével együtt – fel kell tüntetni, hacsak ez lehetetlennek nem bizonyul.

Tartalomjegyzék

Kivonat	7
Abstract	7
1 Bevezetés	8
2 Irodalmi áttekintés	10
2.1 A folyóvízi ökoszisztéma	10
2.2 A vízi makrogerinctelen közösségek jellemzői, jellegzetességei, az ökoszisztémában betöltött szerepük.....	13
2.2.1 Makrogerinctelenek természetes diszperziója.....	14
2.2.2 Vízi makrogerinctelenek alkalmazkodási stratégiái.....	16
2.2.3 A makrogerinctelenek vízi ökoszisztémában betöltött szerepe.....	20
2.3 Hidraulikai alapok	24
2.4 Vízi makrogerincteleneket befolyásoló környezeti paraméterek	29
2.4.1 Hőmérséklet	29
2.4.2 Oldott oxigén (DO) mennyisége	30
2.4.3 Oldott sók mennyisége	32
2.4.4 Vízhozam	32
2.4.5 Aktuális vízsebesség	33
2.4.6 Vízmélység és szélesség (medermorfológia)	34
2.4.7 Mederanyag.....	35
2.4.8 Vegetáció.....	36
3 Anyag és módszer	38
3.1 Rák-patak és a Soproni-hegység természetföldrajzi adottságai	39
3.2 Kőbányai-patak és a Kőszegi-hegység természetföldrajzi adottságai.....	41
3.3 Petőczy-árok és a Mecsek természetföldrajzi adottságai	43
3.4 Komplex mintavételezés módszertana	44
3.5 A gyűjtött minták és adatok feldolgozása.....	47
3.6 Adatok kiértékelése és a dolgozatban alkalmazott statisztikai módszerek bemutatása	51
4 Eredmények és értékelésük.....	55
4.1 Leíró eredmények.....	55
4.1.1 Ökológiai vizsgálat eredményei (Rák-patak).....	56
4.1.2 Három vizsgált kisvízfolyás makrogerinctelen közösségének és hidraulikai jellemzőinek összehasonlítása.....	64

4.2	Vízi szervezetek jelenlétét leginkább befolyásoló háttérváltozók.....	72
4.2.1	Vízi szervezetek jelenlétét leginkább befolyásoló háttérváltozók a Rák-patak mintái alapján.....	72
4.2.2	Vízi szervezetek jelenlétét leginkább befolyásoló háttérváltozók (Kőbányai-patak és Petőczy-árok)	75
4.2.3	A vízi makrogerinctelen közösséget befolyásoló háttérváltozók értékelése	77
4.3	A kidolgozott mintavételi módszertan alkalmazhatóságának igazolása.....	79
4.3.1	Mezohabitat típusok jellemzése	79
4.3.2	Mikrohabitat típusok meghatározása a komplex mintavételi módszertan segítségével.....	85
4.3.3	Az egyes mezo- és mikrohabitatokhoz tartozó karakterfajok hegyvidéki kisvízfolyásokban	89
5	Javaslatok.....	93
6	Összefoglalás és tézisek	94
	Köszönetnyilvánítás	99
	Irodalomjegyzék.....	100
	Mellékletek	112

Kivonat

Munkám során kidolgoztam egy komplex mintavételi módszertant, mely lehetővé teszi a vízi makrogerinctelen szervezetek élőhely-preferenciájának, valamint az előfordulásukat befolyásoló háttérváltozók mikro léptékű elemzését. A vizsgálat skálája a cél léptékének megfelelően változtatható. A módszertan segítségével vizsgáltam a vízi makrogerinctelen taxonok előfordulását, azok diverzitását, valamint közösségeik összetételét befolyásoló hidraulikai háttérváltozókat. Vizsgálataimat három természetes kisvízfolyáson végeztem: Rák-patak (Soproni-hegység), Kőbányai-patak (Kőszegi-hegység), Petőczy-árok (Mecsek). A módszertan segítségével továbbá elkülönítettem hét különböző mikrohabitat típust, valamint bebizonyítottam egy harmadik, a gyakorlatban ritkán alkalmazott mezohabitat típus jelentőségét. A mikro léptékű vizsgálat segítségével továbbá láthatóvá vált az egyes makrogerinctelen családokon belül, a különböző genusok fajai közötti habitat választás eltérései (pl. Leptophlebiidae), valamint fajon belül az adult és juvenilis egyedek keresztiszelvényen belüli élőhely választásának különbözőségei (pl. *Baetis* sp.). Eredményeim alapján a vizsgált kisvízfolyások esetében a vízmélység, a vízsebesség, az érdesség magasság, az érdességi Reynolds és Froude szám befolyásolja leginkább a vízi makrogerinctelenek előfordulását.

Abstract

A new, complex sampling method was developed during this work to determine habitat preferences of aquatic macroinvertebrates and to examine those parameters which affected the presence of them. The scale of the sampling method can be changed to the aims. Using the methodology, connection between presence, diversity and community structure of aquatic macroinvertebrates and hydraulic parameters were analysed. The following three natural perennial streams were investigated: Rák stream (Mountains Sopron); Kőbányai stream (Mountains Kőszeg); Petőczy stream (mountains Mecsek). Using the methodology, seven microhabitat types were identified, and the significance of a third mesohabitat type that is rarely used in practice was explained. The species-specific habitat selection differences within genus and family levels were made demonstrable using the microhabitat based complex sampling (e.g. Leptophlebiidae sp.). This method revealed the within species age-specific habitat segregation as well (e.g. *Baetis* sp.). Water depth, current velocity, effective roughness height, 'roughness' Reynolds and Froude number influenced mainly the macroinvertebrate community structure according to the results.

1 Bevezetés

Egy folyóvízi ökoszisztéma összetételét és jellemzőit a napjainkban egyre erősödő emberi hatások mellett természetes zavarások is befolyásolhatják. A nagyobb esőzések okozta árhullámok, partfal bemosódások, vagy a nyári csapadékmentes periódust követő kiszáradt időszak egyik pillanatról a másikra megváltoztathatják a víztestben élő organizmusok életfeltételeit. A változásoknak köszönhetően nem csupán az élettérük módosulnak, vagy éppen szűkülnek be, de az egyedek közötti interakciók is átalakulhatnak. Azonban egy természetes vízfolyás esetében a zavarásokat követően viszonylag hamar beindul a kolonizáció folyamata, „újraindítva” ezzel a rendszert az adott vízfolyás szakaszon.

A vízfolyásban élő makrogerinctelenek morfológiájukkal, életstratégiájukkal és viselkedésbeli mintázatukkal alkalmazkodtak a folyamatos áramlási viszonyokhoz, a vízhozam dinamikájához, szélsőségeihez. Lokálisan az áramlás jellemzői, a mederanyag komplexitása, és a vízfolyás közvetlen környezete a benne élő makrogerinctelenek elterjedését és diverzitását, valamint a számukra használható élőhelyek elérhetőségét egyaránt befolyásolják.

Munkám célja egy olyan komplex mintavételi módszertan kifejlesztése, mely lehetővé teszi a vízi makrogerinctelenek és a háttérváltozók közötti kapcsolat kis léptékű vizsgálatát, emellett költséghatékony és nem igényel nagyobb időráfordítást, mint a többi, erre a célokra megfelelő mintavételi módszertan. A módszertan alkalmazásával kitűzött feladataim közé tartozik a makrogerinctelen közösségeket leginkább befolyásoló hidromorfológiai és hidraulikai paraméterek megállapítása domb- és hegyvidéki kisvízfolyások esetében.

Egy vízfolyás élőhelyeinek diverzitása jelentősen befolyásolja a benne élő makrogerinctelenek összetételét. Az irodalmakban a mikrohabitat típusok megállapítása során leggyakrabban a mederanyag összetételét veszik alapul, azonban a mikrohabitatok előfordulását több tényező is befolyásolja, pontosabb lehatárolásukhoz több paramétert együttesen kell véleményem szerint alkalmazni. Ezáltal céljaim között szerepel különböző mikrohabitat típusok megállapítása a terepi megfigyelések és a vizsgált paraméterek segítségével. Célkitűzéseim továbbá a vízi makrogerinctelen közösségek mezohabitat szintű vizsgálata is, valamint ezek karakterfajainak megállapítása.

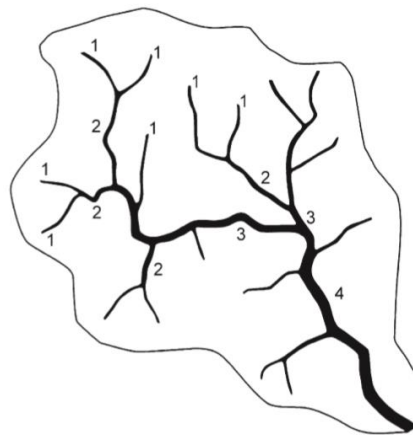
Munkám célja emellett a Rák-patak kitűzött keresztzelvényeiben a 2014 és 2016-os mintavételek közötti változások nyomon követése, annak megállapítása, hogy a medermorfológia változása (lefűződés, partfal leszakadás nélkül) befolyásolja-e az ott előforduló makrogerinctelen szervezetek előfordulását. Továbbá feladataim között szerepel a vizsgált három kisvízfolyás (Rák-patak, Kőbányai-patak, Petőczy-árok) makrogerinctelen

közösségeinek összehasonlítása, a talált taxonok közötti egyezőségek, különbségek és komplementaritás megállapítása, valamint a kifejlesztett módszertan alkalmazhatóságának tesztelése más kisvízfolyásokon. A választott kisvízfolyások a fokozottan védett *Cordulegaster heros* szitakötő élőhelyei, az eredmények felhasználhatóak lesznek a fajjal kapcsolatos további kutatások során is.

2 Irodalmi áttekintés

2.1 A folyóvízi ökoszisztéma

Vízfolyásnak nevezzük a legkisebb ellenállás irányába, többnyire meghatározott mederben áramló, ingadozó vízhozammal jellemezhető vizeket (Padisák, 2005; Kriska, 2003). A lehullott csapadék azon részét, mely nem párolog el és nem szivárog be a talajba, hanem a felszínen, de határozott meder nélkül egy mélyebb pont felé folyik nevezzük elsőrendű vízfolyásnak. Két vagy több forráserecske összefolyásából másodrendű vízfolyás alakul, majd ezek összefolyásából harmadrendű vízfolyás és így tovább. A harmadrendű vízfolyások már meghatározott mederben haladnak, patakknak nevezzük őket (1. ábra).



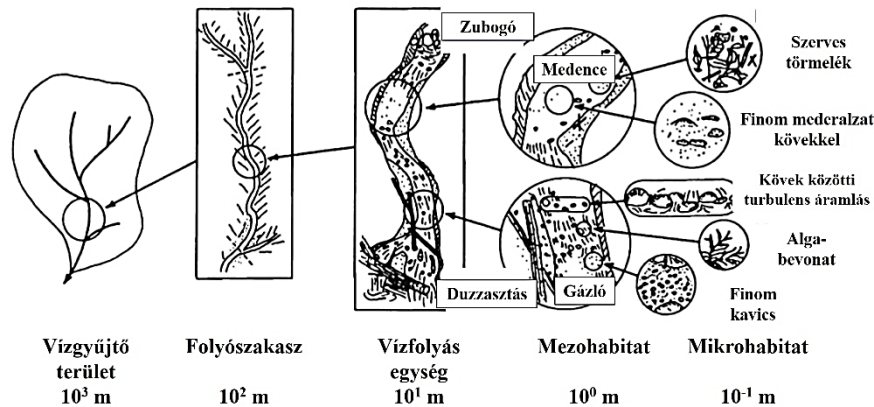
1. ábra *Vízfolyások rendősége (Allan és Castillo, 2007)*

Minden típus különböző fizikai, kémiai és biológiai jellemzőkkel rendelkezik, így különféle élőlénytársulások jellemezhetik őket (Padisák, 2005). A vízfolyások rendőségével megbecsülhető a vízfolyáshoz tartozó vízgyűjtő terület nagysága, vízhozama, valamint a meder szélessége (Allan és Castillo, 2007).

Egy vízfolyás rendszerben annak eredésétől kezdve, folyásiránynak megfelelően, a szakaszra jellemző halfajok szerint, úgynevezett szinttájakat különítünk el. Minden szinttáj adott vízhozammal, szélességgel és esési viszonyokkal jellemezhető. Közép-Európában a felszíni folyóvizeket a következő szinttájakra osztjuk fel:

- felső és alsó pizstráng zóna,
- pénzes pér zóna,
- márna zóna,
- dévér zóna (Pannonhalmi, 2018).

A folyami ökoszisztémák mintázatának és folyamatainak vizsgálatához nagy segítséget nyújt, ha a vízfolyás rendszerekre, mint hierarchikus, egymásba ágyazott egységekre tekintünk (2. ábra).



2. ábra Vízfolyások felépítésének hierarchikus rendszere (Allan és Castillo, 2007 nyomán)

A lépcső „csúcán” egy adott vízfolyás vízgyűjtő területe és vízvezető hálózata „áll”. A vízvezető hálózaton belül található soron következő egység a folyószakasz, mely egy felvízi és alvízi folyószakasz között húzódik. Ezen vízfolyás szakaszok hossza 1 és 10 km között mozog. A folyószakaszok további alegységekre bonthatóak, melyek többnyire homogén szakaszjelleggel rendelkeznek, bennük medence-gázló szekvenciák ismétlődése figyelhető meg. Kiterjedésük megközelítőleg a folyószélesség 25-szeresének hossza, kisebb vízfolyások esetében ez legfeljebb 100 m, míg nagyobb vízfolyásoknál a néhány kilométert is elérheti. A következő lépcső, a makrohabitatok szintje, mely legfeljebb 10 m hosszúságú, bennük egy-egy medence és gázló élőhely fordul elő. A gázló és medence élőhelyek szintjét mezohabitatok szintjének nevezzük, kiterjedésük 1 m körüli. A hierarchikus rendszer, legalsó szintje a mikrohabitatok szintje, melyek a gázlón és medencén belüli, kis kiterjedésű (legfeljebb fél négyzetméternyi) területek, mint például kavicsfoltok, levél felhalmozódások, vagy vízfolyás szélén található pár centiméter szélességű iszapfoltok.

A fentebb jellemzett hierarchikus szemlélet értelmében a rendszer felső szintjén végbemenő folyamatok hatást gyakorolnak az alsóbb szinten lévő egységekre, de nem fordítva. Az éghajlat, a vízfolyás forrása és a geológiai viszonyok befolyásolják a vízgyűjtő terület nagyságát és a hálózat mintázatát, míg a helyi viszonyok (pl. a partok stabilitása, mederben található holtfa) gyakorolhat hatást kisebb léptékek esetében (Allan és Castillo, 2007).

A vízfolyások tipizálásának egyik, napjainkban gyakran alkalmazott módja a Vízkörnyezetvédelmi (későbbiekben: VKI) állapotértékeléséhez kidolgozott víztest tipológia (OVF, 2020). A tipológia fő célja az, hogy típus specifikus referencia feltételeket határozzon meg a magyarországi vízfolyásokra, amelyeket aztán az ökológiai állapotértékelés alapjaként lehet később használni. A VKI által előírt kötelező tipológiai elemek közül a Vízgazdálkodási Terv 2-ben (későbbiekben: VGT2) a következő négy kategória jelenik meg a víztest tipológián belül:

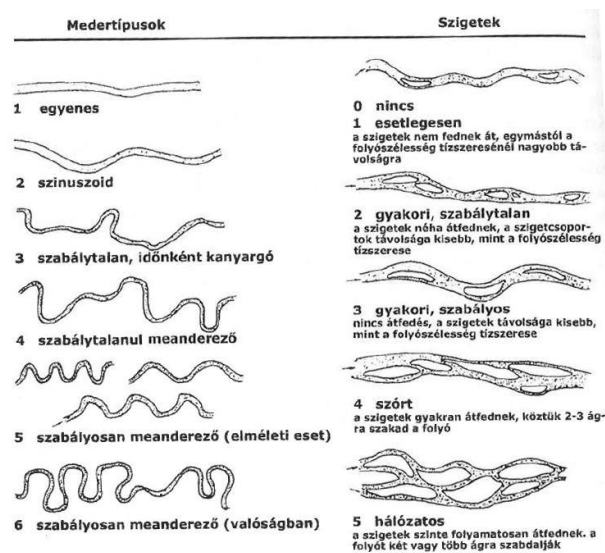
- víztest mederesése,
- víztest mederanyagának szemcsemérete,
- víztest geokémiája,
- víztest vízgyűjtőjének mérete (OVF, 2020).

A fenti kategóriáknak megfelelően a VGT1-ben használt 25 típus 10 kategóriára csökkent a VGT2-ben, melyek az 1. táblázatban láthatóak.

1. táblázat VGT2 szerinti vízfolyás tipológia (S, M, L, XL: vízgyűjtőméretek nagysága; F, K, A: felső, középső és alsó szakaszjelleg) (OVF, 2020)

Biológiai típus	Hidromorfológiai altípus	Új típus megnevezése	Tengerszint feletti magasság	Geokémiai jelleg	Mederanyag	Vízgyűjtő méret	Mederesés
1	S	1S	dombvidéki-hegyvidéki	szilikátos	durva	kicsi (S)	nagy esésű
2	S	2S	dombvidéki-hegyvidéki	meszes	durva	kicsi (S)	nagy esésű
2	M	2M	dombvidéki-hegyvidéki	meszes	durva	közepes (M)	nagy esésű
3	S	3S	dombvidéki	meszes	durva-közepes-finom	kicsi (S)	közepes esésű
3	M	3M	dombvidéki	meszes	durva-közepes-finom	közepes (M)	közepes esésű
4	L	4L	dombvidéki	meszes	durva	nagyon nagy-nagy	közepes esésű
5	S	5S	síkvidéki	meszes	durva	kicsi	kis esésű
5	M	5M	síkvidéki	meszes	durva	közepes	kis esésű
6	S	6S	síkvidéki	meszes	közepes-finom	kicsi	kis esésű
6	M	6M	síkvidéki	meszes	közepes-finom	közepes	kis esésű
7	L	7L	síkvidéki	meszes	közepes-finom	nagy	kis esésű
8	XL	8N	síkvidéki	meszes	közepes-finom	nagyon nagy	kis esésű
9	F	9F	síkvidéki	meszes	durva	Duna méretű	közepes esésű
9	K	9K	síkvidéki	meszes	durva	Duna méretű	kis esésű
10	A	10A	síkvidéki	meszes	közepes-finom	Duna méretű	kis esésű

A fentiek mellett egy vízfolyás medertípusát a benne található kanyarulatok száma és típusa szerint is osztályozhatjuk, melyek meghatározzák a vízfolyáson belül előforduló szigetek számát és gyakoriságát. Hat fő medertípust különíthetünk el, az egyenestől a szabályosan meanderező típusig. Az egyenes típusban szigetek nem, vagy a folyószélesség tízszeresénél nagyobb távolságra fordulnak csak elő, míg a szabályosan meanderező típus esetében a szigetek folyamatosan átfednek egymással, a folyót két, vagy több ágra szabdalják (3. ábra).



3. ábra A folyómedrek típusai, valamint a hozzájuk tartozó szigetek száma (Padisák, 2005)

A mintavételezések során a vízfolyás fejlődésének csak egy adott, aktuális állapotát tudjuk felmérni, mely csupán pillanatképe a folyófejlődés dinamikusan változó történetének, a meder bevágódás/feltöltődés folyamatától a meanderek lefüződéséig és járulékos állóvizek kialakulásáig. Sajnos az utóbbi két folyamat természetes dinamikájának megfigyelésére ma már csak igen kis lehetőség nyílik az emberi beavatkozások miatt.

2.2 A vízi makrogerinctelen közösségek jellemzői, jellegzetességei, az ökoszisztémában betöltött szerepük

Vízi makrogerinctelennek nevezzük az alzaton élő, szabad szemmel látható gerinctelen állatokat, vagy állati együtteseket, melyek valamely életszakaszukban szorosan a vízhez kötődnek. A vízi makrogerinctelenek szerves részei egy vízi ökoszisztémának, szerves vegyületek lebontásában és aprításában játszanak fontos szerepet, valamint táplálékul szolgálnak más állatok számára. A vízi makroszkopikus gerinctelen állatokkal a víztér minden típusában találkozhatunk (ugyanis többé-kevésbé helyt ülő életmódúak). Jelenlétük, tömegességi adataik, állományainak eloszlása révén jól jelzik (indikálják) a vízterek ökológiai állapotát, annak természetességét, illetve az antropogén hatások okozta degradációját. Benépesítik az egész víztér (rendszeri besorolásuk alapján igen széles taxonómiai skálát

képviselnek vizeinkben), így térbeli diverzitásuk már kis lépték esetén is észlelhető, ezáltal remekül alkalmazhatóak vizeink általános jellemzésére, környezetünk ökológiai vizsgálatára és értékelésére. Így például a víz minőségi állapotának leírásához, a folyamszabályozás következményeinek és a folyómeder-renaturálás sikereinek a feltárásához (Kriska, 2008).

A vízi makrogerinctelenek életciklus sajátosságai miatt a közösségi szintű vizsgálatoknak nagyobb a jelentősége. Monitorozásuk során elkészíthetjük egy adott víztér makrozoobentikus összetételét, folyamatos vizsgálatokkal szemléltethetjük az esetlegesen bekövetkező változásokat (minőségi, mennyiségi) és meghatározhatjuk a változás lehetséges okát, továbbá az azért felelős tényezőket (Juhász et al., 2008; Csányi és Szekeres, 2011).

2.2.1 Makrogerinctelenek természetes diszperziója

A makrogerincteleneket érintő drasztikus változások túlnyomó része antropogén tevékenységekre vezethető vissza (pl.: vízépítési tevékenység, csatornázás, mederkotrás, szerves és szerves szennyezés, hőszennyezés), azonban a napjainkban felerősödő szélsőséges klimatikus hatások is egyre nagyobb befolyást gyakorolnak a vízi szervezetekre. A makrogerinctelen közösségek térbeli diszperziója azonban természetes körülmények között is fennáll, aktív és passzív helyváltoztatások (pl. kolonizáció, sodródás) révén juthatnak el egyik élőhelyről a másikra. Helyváltoztatásuk terjedés-specifikus, az egykor benépesített területre az adott pl. messzire lesodródott egyed nem képes visszatérni (Gore et al., 2001; Sagnes et al. 2008). A diszperzió mértéke faj-specifikus jellemző, gondoskodik a genetikai sokféleségről populáción belül és populációk között, továbbá elősegíti újonnan kialakult élőhelyek benépesítését, esetleg roncsolt területeken a visszatelepülést (Bilton et al., 2001).

A kolonizáció során a vízi szervezetek benépesíthetnek egy új élőhelyet vagy visszatelepülhetnek egy olyan roncsolt területre, melyen előtte jelen voltak (rekolonizáció). A kolonizáció egy vízfolyásban természetes folyamat, mely például egy nagyobb esőzés okozta üledék-mozgást, toxikus szennyezést, egy szárazabb időszakot, vagy a természetes folyófejlődés okozta meder szakaszok átalakulását, új meder keletkezését követi. A kutatások szerint a kolonizáció egy új vagy zavart alzaton viszonylag gyorsan megkezdődik. Gyorsasága és mértéke függ a betelepülő fajoktól, a fajok forrásának távolságától, az alzat fizikai jellemzőitől, valamint az évszakoktól (Williams, 1980; Gore, 1982; Peckarsky, 1986; Williams és Hynes (1976). Oertel és Nosek (2006) kutatása szerint az abiotikus hatások szempontjából változékonyabb felszínen a leglassabb a betelepülés üteme. A környezeti tényezők szempontjából stabilabb mederalzaton a betelepülés gyorsabb, továbbá az érdesebb felszínű és

porózusabb mederalzat további előnyt jelent. Egy viszonylag stabil makrogerinctelen együttes kialakulásához agyagon egy-két hétnek, míg kavicsos másfél hónapnak kell eltelnie.

A makrogerinctelenek kolonizációs folyamatának négy iránya ismert.

1. Az első, az élőlények fentről lefelé történő mozgása, mely legfőképpen lesodródással valósul meg (egyik legfontosabb kolonizációs folyamat egy víztérben).

A sodródás során a vízfolyás felsőbb folyású szakaszairól az alacsonyabb régiókba kerülhetnek az élőlények (Waters, 1972; Britain és Eikeland, 1988; Allan és Castillo, 2007). A sodródás túlnyomó része - a kutatások szerint - az éjszakai órákban megy végbe, nem sokkal napnyugta után. A makrogerinctelenek sodródásának távolsága függ a faj-specifikus magatartásformáktól, a vízfolyás struktúrájától és az élőhely sajátosságaitól. Mértéke pár cm-től több 100 m-ig is terjedhet.

A sodródás okai között szerepel a táplálék-források és a megfelelő élőhelyek felkeresése, a predátor és más kompetitor szervezetektől való menekülés, a kedvezőtlen környezeti feltételek elkerülése, valamint az életciklus sajátosságok eredményezte mozgások, mint pl. kelés, bábozódás, kikelés (Flecker, 1992; Kruger és Cook, 1981).

2. A második egy alulról felfelé irányuló mozgás az alzat mentén, mely egy lehetséges pozitív rheotaxisa a makrogerincteleneknek. Szintén fontos, de kevésbé jelentős mozgás az élőlények mászó, úszó mozgásával megvalósuló terjedés a vízfolyáson belül vagy a hullámtérben (Humphries, 2002).
3. A harmadik lehetséges mozgás a felszín alatti vagy átmeneti zónából (*hyporheic zone*) történik (Boulton et al, 1991).
4. Nem a víztérben, hanem a levegőben történő terjedése a fajoknak a kolonizáció negyedik iránya (Mackay, 1992). A makrogerinctelen kutatások nagy része a lárva stádiumra fókuszál. Számos faj a makrogerinctelenek közül átalakuláson megy át, mely következtében a vízi életmódot a szárazföldi váltja fel. A kikelt imágók elsődleges feladata a párzás és a szaporodás, így a kikelt egyedek ún. kompenzációs repülést végeznek, hogy lerakják petéjüket a kelési helytől távol eső részeken. Megkönnyítve ezzel a betelepülést új területekre, fenntartva a genetikai változatosságot, és elősegítve a génáramlást a faj populációi között (Kelly et al., 2002; Miller et al., 2002).

A vízfolyások mentén az imágókat főként a fel-le irányuló repülés jellemzi, kisebb arányban pedig az oldalirányú mozgás (Kovats et al., 1996; Collier és Smith, 1997; Turner és Williams, 2000; Winterbourn és Crowe, 2001). A „kolonizációs ciklus” központi feltevése, hogy a nőstények a peterakás céljából végzett felfelé irányuló

repülése kompenzációja a vízben élő lárvák lefelé irányuló mozgásának. A kutatások szerint bizonyos fajok tökéletesen, míg mások kevésbé mutatják a felfelé irányuló kompenzációs repülést (Winterbourn és Crowe, 2001).

2.2.2 *Vízi makrogerinctelenek alkalmazkodási stratégiái*

A természetes zavarások szerves részei a legtöbb érintetlen ökoszisztémának. Ökológiai szempontból az áradások és aszályok módosítják az adott élőhelyen előforduló populációk méretét, fajok sokszínűségét időben és térben egyaránt. Az evolúció során az élőlények olyan tulajdonságokat fejlesztettek ki, melyek lehetővé teszik számukra a „krízis” helyzetet túlélni, kihasználni vagy akár függni a zavarástól. A „*natural flow regime paradigm*”, azaz a természetes vízjárás szemlélete kimondja, hogy egy vízfolyáson belül az áramlás változatossága és annak jellemzői határozzák meg a vízi ökoszisztémában található növények és állatok alkalmazkodásának módját. Ökológiai megközelítésből a vízhozam legfontosabb jellemzői annak nagysága, ingadozásának gyakorisága, szezonalitása, előrejelezhetősége, egy-egy árhullám vagy kisvízes időszak időtartama és az áramlást módosító mértéke. Emellett evolúciós szempontból a vízjárás extrém kilengései elsődleges szelekciós nyomást gyakorolnak az adaptációhoz, mivel erőteljes mortalitást okoznak, okozhatnak. A vízjáráshoz való alkalmazkodás, mint válasz jelenik meg a mortalitást okozó különböző áramlási viszonyok/események gyakoriságára, erősségére és előrejelezhetőségére (Lyttle és Poff, 2004).

Az áramlási viszonyok változatosságának és szélsőségeinek túléléséhez az élőlények háromféle alkalmazkodási stratégiát fejlesztettek ki az evolúció során: életciklusukkal, viselkedésükkel és morfológiájukkal idomulnak a változáshoz.

A természetes vízjárás különböző összetevői minden alkalmazkodási stratégia szempontjából lényegesek; a vízjárás szélsőségeinek időbelisége az életciklus adaptáció, az előrejelezhetősége a viselkedésbeli adaptáció, míg a gyakorisága és az erőssége a morfológiai adaptáció szempontjából meghatározó. A fenti adaptációs stratégiák miatt lényegesen eltérhetnek az élőlények válaszai ugyanazon áramlási viszonyokra, szélsőségekre (Lyttle és Poff, 2004).

Az életciklus adaptáció során az élőlények szaporodásának módja, ideje és az élőlények fejlődése áll összhangban a vízjárás sajátosságaival. A vízi makrogerinctelenek szaporodásuk, az imágók kibújásának, valamint a nyugalmi állapot, azaz a diapauza időpontjának pontos „megválasztásával” alkalmazkodtak elsősorban a vízjárás szélsőségeihez.

Stratégiák és példák:

- diapauza (pl. álkérészek és más vízi gerinctelenek),
- ivadékok aszinkron vagy csak részleges kelése (hosszú ideig életképes, „kitartó” peték) (pl. álkérészek, tavaszi (*Lepidurus apus*) és nyári pajzsosrák (*Triops cancriformis*)),
- metamorfózis szinkronban a vízjárás időszakosságával (pl. tegzesek),
- egyedek gyors fejlődése lárva stádiumból adult stádiumba (pl. kérészek),
- lárvák korai kelése,
- petezés szinkronizálása az alacsonyabb vízhozammal (pl. bolharákok) (Lytle és Poff, 2004).

A viselkedésbeli adaptáció biztosítja a lehetőséget az áramlás jellegének kisebb léptékű változásainak kezelésére. Ide sorolható a búvóhely felkeresése nagyobb vízhozam esetében, áradások utáni közvetlen szaporodás a kis vízhozam elkerülésére, tojások/peték üledékbe való beásása (Lytle és Poff, 2004).

Stratégiák és példák:

- finom üledékbe való beásás a száraz időszak átvészelésére (pl. ritka hegyi szitakötő (*Cordulegaster heros*) (Pernecker et al., 2020)),
- partfalba való beásás a nagyobb vízhozam átvészelésére (pl. tiszavirág (*Palingenia longicauda*)),
- búvóhely felkeresése (pl. tegzesek (Glossosomatidae)),
- R stratégisták (hosszan kitartó peték, peték aszinkron kelése) (pl. tavaszi (*Lepidurus apus*) és nyári pajzsosrák (*Triops cancriformis*), tócsarákok (Branchipus schaefferi)),
- nagyobb esőzések kihasználása a vízfolyás elhagyására (táplálkozás céljából pl. tutajpoloskák (Belostomatidae) (Lytle és Poff, 2004)),
- élőlények testének pozíciója az áramlási térben (Statzner és Holm, 1989),
- az áramlás jellemzőinek kihasználása táplálkozásuk során (szövőtegzes fajok Hydropsychidae (Kriska, 2008)).

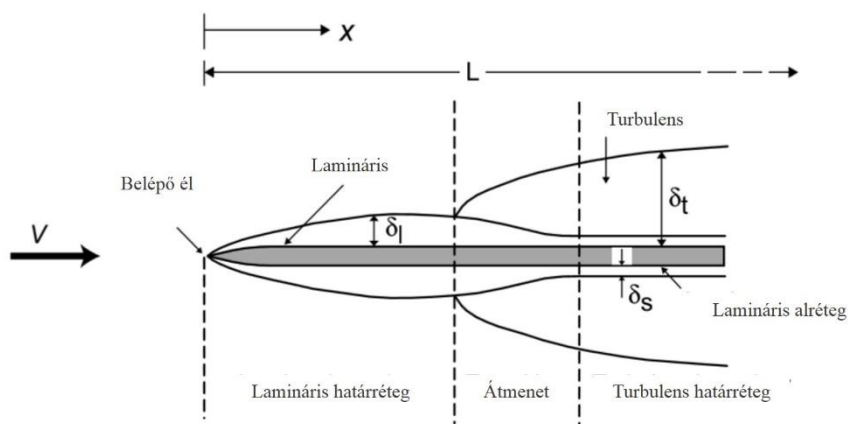
A vízi makrogerinctelenek harmadik alkalmazkodási stratégiája a morfológiai adaptáció. A morfológiai adaptáció során az élőlények alakja (Statzner és Holm, 1982), mérete (Mérigoux és Dolédec, 2004)) és testfüggelékeik (Wichard et al., 2002) segítik elő többek között a helyben maradását az állatnak az áramlási térben. A magas áramlási sebességgel jellemezhető vízfolyás szakaszokon a vízfenéken élő állatok teste hát-hasi irányban lapított,

testük áramvonalas. Ilyen élőlények tipikusan a legelő életmódot folytató erezettkérész (Heptageniidae) (4. ábra) vagy fenékjáró poloska (*Aphelocheirus aestivalis*) lárvák.



4. ábra *Ecdyonurus sp.* egyed és a körülötte lévő áramlási vonalak ($> 20 \text{ cm/s}$) sematikus ábrázolása (Statzner és Holm, 1982)

Egy vízfolyáson belül az állatok túlnyomó többsége vagy az áramlási holtterekben, vagy a határrétegben találják meg a számukra megfelelő életfeltételeket, ahol a víz sebessége a súrlódási erőnek köszönhetően jelentősen lecsökken. Az állatok lapított teste és/vagy kis testmérete ebben a vékony határrétegben való létezését segíti elő. A határrétegek elhelyezkedése, vastagsága a vízben lévő testek/felületek körül legegyszerűbben egy áramlásba helyezett sima felületű lapostányér példáján mutatható be (5. ábra).



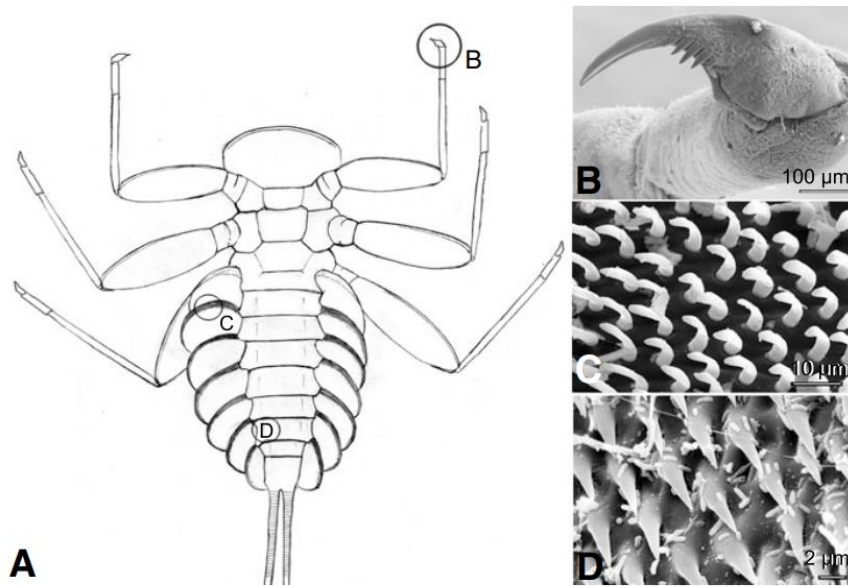
5. ábra Határrétegek elhelyezkedése egy sima felületű lapostányér körül ($Re \sim 107$, L : karakterisztikus hossz, V : szabad áramlási sebesség, x : a belépő éltől vett távolság, δ : lamináris és turbulens határréteg vastagsága) (Gordon et al., 2004 nyomán)

Az állatok morfológiai alkalmazkodásának az áramlási térre kifejtett fizikai hatásait az állatok Reynolds száma határozza meg, azaz a testhossz és a test magasságának aránya és a hát kontúrjának esése. A lapított testnek köszönhetően magas áramlási sebességgel jellemezhető térben az állat testére a legnagyobb emelőerő a tornál hat (az izobár vonalak itt nyomódnak össze az állat teste körül (4. ábra)). Az állat a fejét és potrohát a mederalzathoz nyomja, miközben a tor megemelkedik. Ezáltal az állat teste ívesebb elhelyezkedésű lesz, így az

emelőerő a test azon pontjára koncentrálódik, ahol a lábak stabilan a szubsztrátumhoz rögzítik azt (Statzner és Holm, 1989).

Stratégiák és példák:

- lapított test (pl. erezett kérészek (Heptageniidae), fenékjáró poloska (*Aphelocheirus aestivalis*) lárvák),
- testfüggelékek (pl. karom az első lábakon, „párnák” halmaza a kopolyúlemezek ventrális oldalán, a toron található oldalirányban tüskézett hasi szelvények (lebegő kérész (*Epeorus assimilis*)) Ditsche-Kuru et al., 2010 (6. ábra)),
- nagyobb és kisebb méretű kopolyúk az oxigénszegény és oxigéndús körülményekhez való alkalmazkodás jeleként (Nagyobb kopolyúk pl. Ephemeraidae estében, és ezzel ellenben a Plecoptera, amiknek nincs kopolyú a test felületén),
- speciális fonál „alkalmazása”, mely elmozdulás esetén visszasegíti az állatot eredeti helyére (púposzúnyog lárvák (Simuliidae) (Gordon et al., 2004), szövőtegzsek (Hydropsychidae)),
- vastagabb és nehezebb csigaház az áramló vízben élő csigák esetében (Gordon et al., 2004).



6. ábra Az *Epeorus assimilis* kérész lárvájának rögzítő egységei. A: lárva hasi oldala. B: az első láb karma. C: „párnák” halmaza a kopolyúlemezek ventrális oldalán. D: a toron található oldalirányban tüskézett hasi szelvények (Ditsche-Kuru et al., 2010)

2.2.3 A makrogerinctelenek vízi ökoszisztémában betöltött szerepe

A vízi makrogerinctelenek ökoszisztémában betöltött szerepe, az ismert funkcionális táplálkozási csoportjaikon (későbbiekben: FFG) keresztül kerülnek bemutatásra a következőkben Allan-Castillo (2007) nyomán, továbbá Selmeczy et al. (2012), valamint Ramírez és Gutiérrez-Fonseca (2014) munkáinak felhasználásával.

A vízi makrogerinctelenek funkcionális táplálkozási csoportba való besorolásának alapötlete 1973-ból való, megalkotója K. W. Cummins (Cummins, 1973). A besorolás célja, hogy segítse a bentikus ökoszisztémában betöltött szerepének pontosabb megértését, mint például az elsődleges termelés szabályozása, a detritusz lebontása és a tápanyagok ásványosítása. Így a makroszkopikus gerinctelen fajok a táplálék megszerzéséhez kialakult viselkedési és morfológiai jellegük (pl. szájszerv részei és felépítésük), valamint a táplálék mérete alapján kerültek besorolásra egy-egy csoportba, nem pedig taxonómiai hasonlóságuk alapján. Vannak azonban olyan szervezetek is, melyek egynél több funkcionális táplálkozási csoportba sorolhatók, ilyenek például a rákok. Az FFG rendszerezés nagy előnye, hogy csak néhány csoporttal dolgozik, melyek jól reprezentálják a vízfolyás energiaáramlásának jellegét.

Az alábbi táplálkozási csoportokat különböztethetjük meg:

1. Legelők/Kaparók (*Grazers/ Scrapers*)

A legelő csoportba tartozó taxonok az erőforrások közül a felületen megtapadt algákat, baktériumokat és gombákat fogyasztják legfőképpen. A legelő szervezetek gyakori összetevői egy vízfolyás ökoszisztémájának, fontos szerepet töltenek be ugyanis az elsődleges fogyasztók diverzitásának és mennyiségének szabályozásában. A kaparó szervezetek denzitása pozitívan és negatívan is befolyásolhatja az algák biomasszáját és termelését (Barbee, 2005).

Legelő szervezetek közé soroljuk például a csigákat, a karmosbogarak (Elmidae) és az erezett kérészek (Heptageniidae) lárváit (7. ábra), valamint a következő tegzes családok lárváit: Glossosomatidae, Molannidae, Odontoceridae, Goeridae.



7. ábra Erezett kérész lárva (Xiong et al., 2012)

2. Aprítók (*Shredders*)

Az aprító szervezetek fő funkciója a vízbe kerülő nagyobb élő vagy holt növényi részek (levelek, gallyak), azaz a CPOM (durva partikulált szerves anyag/*coarse particulate organic matter*) rágása vagy aprítása. Az így felaprított szerves anyagok általuk elérhetővé válnak más fogyasztók számára, vagy lesodródhatnak a vízfolyás alsóbb szakaszaira és ott hasznosulnak. Jelentőségük kiemelkedő, ugyanis a vízfolyásba kerülő avar minimum 30 %-át ők alakítják át kisebb méretű szerves anyagokká. Az aprító szervezeteket a fentiek alapján CPOM fogyasztóknak és FPOM (finom partikulált szerves anyag/*fine particulate organic matter*) termelőknek nevezik.

Aprító szervezetek közé tartoznak a rákok közül a bolharákok (*Gammaridae*) család tagjai, a tegzesek közül a *Leptoceridae* és a *Sericostomatidae* fajok és a vízi molyok egy része.

3. Aktív és passzív szűrők (*Active and passive filterers*)

A szűrő csoportba tartozó taxonok olyan szervezetek, melyek speciális morfológiai és viselkedésbeli adaptációjuk révén képesek közvetlenül a vízoszlopból az FPOM részecskék befogására. Az aktív szűrők energiabefektetés révén áramoltatják keresztül szűrőkészülékükön az FPOM gazdag vizet, míg a passzív szűrők hálót készítenek, így a víz áramlását kihasználva gyűjtik táplálékukat. A szűrők csoportja fontos szerepet tölt be az ökoszisztéma erőforrásainak helyben való felhasználásában, ugyanis csökkenti a részecskék exportját az alsóbb szakaszok irányába (Wotton et al., 1998). A szűrő szervezetek által a vízoszlopból eltávolított részecskék összetétele és mérete igen változatos lehet. Egyes tegzes fajok, például nem csak sodródó növényi részeket, de állatokat is fogyasztanak.

Aktív szűrők például a kagylók (*Mollusca*) és a púposzúnyog (*Simuliidae*) lárvák, tipikus passzív szűrő szervezetek pedig a tegzesek közül a *Polycentropodidae* és *Hydropsychidae* (8. ábra) családok lárvái.



8. ábra Szövőtegzés lárva (Xiong et al., 2012)

4. Törmelékevők/Gyűjtögetők (*Detritus consumers/ Gatherers/Collectors*)

A gyűjtögető életmódot folytató szervezetek a meder alján felhalmozódott FPOM részecskéket fogyasztják módosult szájszervük segítségével. Szájszervük nem teszi lehetővé az akkumulálódott anyagok aprítását, csupán azok fogyasztására alkalmas az aprító szervezetekkel ellentétben. A gyűjtögetők szerepe az FPOM „újracsomagolása”, nagyobb szemcsékké alakítása. Táplálkozási stratégiájukból adódóan a gyűjtögető életmódot folytató szervezetek a vízfolyás azon szakaszán jellemzőek, ahol az áramlás lelassul, és jelentősebb szerves anyag halmozódik fel a meder alján, a kövek mögötti holttérben. A gyűjtögetők táplálékszerzésük során felkavarják a meder fenekére leülepedett részecskéket, melyek így a vízoszlopba kerülve lesodródhatnak (Cross et al., 2008).

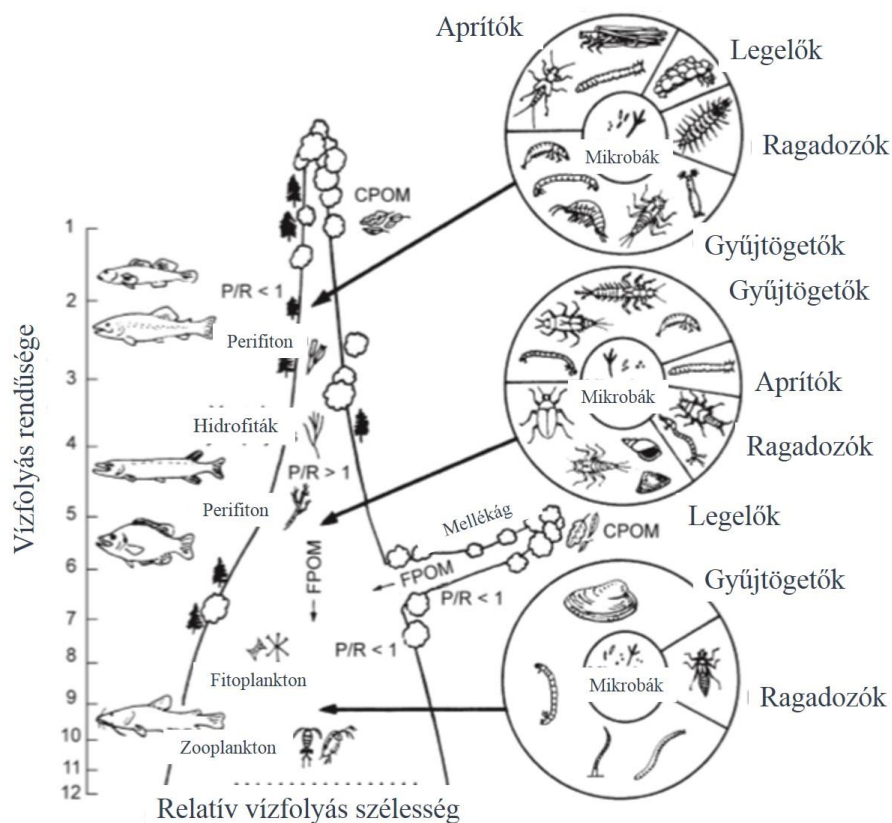
Gyűjtögető életmódot folytatnak a bogarak közül a Hydrophilidae család, a kérészek közül a Caenidae, Ephemeraeidae, Heptageniidae család, valamint az árvaszúnyog (Chironomidae) család lárváinak jelentős része.

5. Ragadozók (*Predators*)

A ragadozók az előző csoportok képviselőihez hasonlóan speciális viselkedésbeli és morfológiai bélyegekkel rendelkeznek táplálékuk megszerzéséhez. Példaként megemlítendő a szitakötők labiuma, mely speciálisan módosult ragadozó életmódjukhoz (Ambrus et al., 2018a), vagy a poloskák közül a Notonectidae család fajtái, melyek módosult szájszervükkel mérget fecskendeznek áldozatukba és testfolyadékot fogyasztanak. Egyes ragadozó életmódot folytató csoport fajtáinak lábai módosultak, melyek a zsákmányuk befogását teszi lehetővé számukra (poloskák közül a Nepidae család fajtái). A ragadozó szervezetek szintén fontos szerepet töltenek be egy vízi ökoszisztéma életében, hiszen energiát mozgatnak és képesek más szervezetek populációit kordában tartani.

A ragadozók között megkülönböztetünk közvetlenül vízi élőlényeket és testfolyadékot (hemolimfát, vért, egyéb szöveteket) fogyasztó szervezeteket. Vízi élőlényeket fogyasztanak a szitakötők lárvái, a poloskák és álkérészek egyes fajtái, bogarak közül a Gyrinidae és Dytiscidae család tagjai, valamint a Chironomidae család képviselőinek jelentős része. Hemolimfát fogyasztó állatok a piócák és a poloskák közül fent már említett Notonectidae és Nepidae család fajtái, valamint a bűvárpók (*Argyroneta aquatica*).

A folyó folytonossági elméletet (*River Continuum Concept*) a vízfolyások, mint lineáris életterek ökológiai szerepének jellemzésére, a folytonosságának és annak megszakíthatatlanságának alátámasztására dolgozták ki. A folyó folytonossági elmélet értelmében az energiabevitel és a fogyasztó szervezetek összetételének várható hosszirányú változása egy természetes rendszerben többé-kevésbé meghatározott. A 9. ábra foglalja össze a funkcionális táplálkozási csoportok összetételének alakulását az eredés pontjától tizenegy/tizenkettő rendű vízfolyásig. A forráshoz közel az élelmiszerhálóba juttatott energia nagy része szerves anyagból és mikrobiális aktivitásból származik ($P/R < 1$ ($Production/Respiration = \text{Termelés/légzés}$)), míg a vízfolyás rendűségének növekedésével a rendszerben lévő energia már többnyire az elsődleges termelés következtében van jelen ($P/R > 1$). Ennek megfelelően például az aprítók és a gyűjtögető életmódot folytató élőlények aránya alacsonyabb rendű vízfolyások esetében sokkal magasabb, míg a legelő és a ragadozó szervezetek jelenléte nagyobb vízfolyások esetében jelentősebb.



9. ábra FFG megoszlása egy vízfolyás mentén (P/R : termelés/légzés) (Allan-Castillo, 2007 nyomán)

2.3 Hidraulikai alapok

A kutatásom során alkalmazott hidraulikai paraméterek értelmezéséhez elengedhetetlen a hidraulikai alapok rövid ismertetése, azon belül is a nyílt csatornákra jellemző sajátságok/jellegzetességek bemutatása.

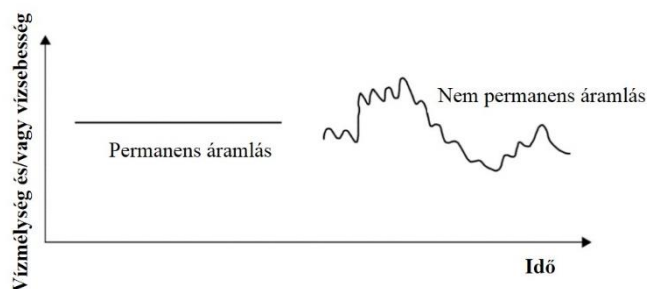
Nyílt felszínű csatornában a viszkozitás hatása elenyésző, szemben azokkal az erőkkel, melyek a víz mozgását és mozgásban maradását idézik elő, segítik. A vízsebesség vertikális eloszlását elsősorban az érdes felületek nagysága határozza meg egy adott függély mentén, míg a turbulencia, a spirális áramlás és a nagyléptékű örvények az áramlás egészét írja le. Szemben a zárt rendszerben történő áramlással a nyílt felszínű csatornában az áramló folyadékra a légköri nyomás is hatást gyakorol. Az interface (víz-levegő határfelület) lassító hatása szembeesél esetén a legnagyobb (Padisák, 2005). Mivel természetes vízfolyásokban a víz mélysége és a medermorfológia térben nagyon változatos, hidraulikai szempontból (is) sokkal bonyolultabb rendszerként kell rá gondolni. Viszont nem szabad figyelmen kívül hagyni azt a tényt, hogy a nyílt felszínű csatorna áramlásának leírására szolgáló legtöbb formula a zárt rendszerre jellemző matematikai leírások alapján kerültek kifejlesztésre.

Az áramlást nyílt felszínű csatornában a következőképpen tudjuk csoportosítani:

1. permanens vagy időálló (*steady*)/nem permanens (*unsteady*) (10. ábra)
2. egyenletes (*uniform*)/változó (*varied*) (11. ábra)
3. lamináris/turbulens
4. áramló (*supercritical*)/kritikus (*critical*)/rohanó (*subcritical*) (12. ábra)

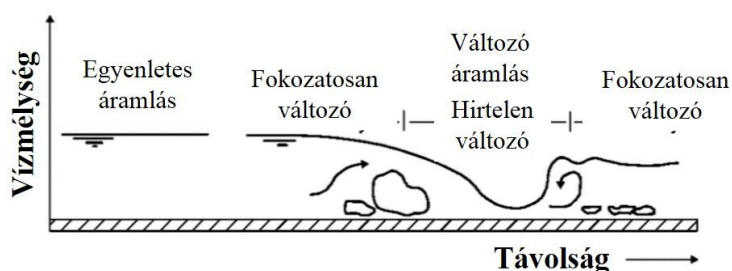
(Gordon et al., 2004; Haszpra, 1999)

1. Permanens vagy időálló áramlásnak nevezzük azt, amikor az áramlás egy adott pontjában a sebesség és a vízmélység időben nem változik. Abban az esetben beszélünk nem permanens áramlásról, ha hullámok vagy örvények érintik a vizsgált pontot, tehát a vízmélység és a sebesség már nem állandó időben (10. ábra).



10. ábra Áramlás osztályozása (permanens/nem permanens) (Gordon et al., 2004 nyomán)

2. Egyenletes áramlás esetében a vízmélység és a sebesség egy vízfolyás adott szakaszán a lejtéssel és a keresztmetszettel állandó, a víz felszíne a mederfenékkal és az áramlással párhuzamos. Ilyen áramlás típus természetes vízfolyások esetében nagyon ritka, főleg csatornákra, öntöző árkokra jellemző. Amint a vízmélység és/vagy az áramlás hosszban változik, az áramlás változó lesz. A változó áramlásnak további két típusát különböztetjük meg. Ha a vízmélység rövid távon belül hirtelen megváltozik (pl. vízesés) az áramlást hirtelen változónak (*rapidly*) nevezzük, azonban ha a vízmélység lépcsőzetesen változik, az áramlást fokozatosan változó (*gradually*) áramlásnak (Gordon et al., 2004; Haszpra, 1999) hívjuk (11. ábra).



11. ábra Nyílt vízű csatorna áramlásának osztályozása (egységes/változékony) (Gordon et al., 2004 nyomán)

3. Lamináris (réteges) áramlásnak nevezzük az áramlást, ha az réteges, vízszálas és a szomszédos rétegek vízcseppjei nem keverednek egymással. A rétegek sebessége eltérhet, de irányuk megegyezik. Lamináris áramlás vízfolyásokban vékony réteggént jelenik meg a szilárd felszínek (élő- és élettelen tárgyak) körül, valamint kövek és vízi növények között. A nyírófeszültség egyenesen arányos a sebességnek a rétegek síkjára merőleges irányban érvényesülő változásával, azaz a sebességgrádienssel ($\frac{dv}{dy}$), melyet a következő ún. Newtoni törvénnyel írhatunk le.

$$\tau = \mu * \frac{dv}{dy} \quad [1]$$

ahol:

τ : nyírófeszültség [N/m²],

μ : dinamikai viszkozitás [Pa*s].

Turbulens áramlás során az áramlás gomolygó, a vízcseppjeik egymástól független, szabálytalan pályákon haladnak, ezért csak átlag értékekkel lehet jellemezni. A turbulens áramlásban különböző sebességű örvények keverednek egymással a szilárd alathoz közel. A Newtoni viszkozitási törvény ennél az áramlás típusnál kevésbé lényeges. A sebességek fluktuációjának leírására használjuk az ún. örvény viszkozitást (ϵ). Ennek az új változónak

a figyelembevételével turbulens áramlásban a Newtoni viszkozitási törvény a következőképpen alakul.

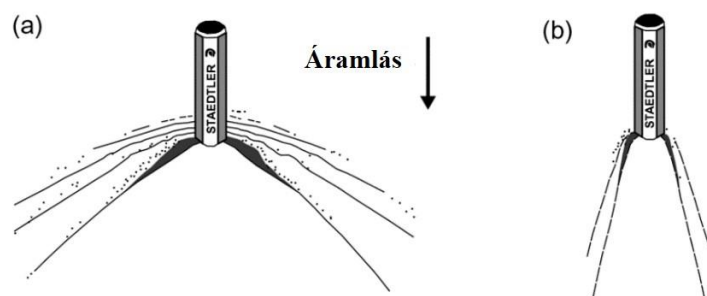
$$\tau = (\mu + \varepsilon) * \frac{dv}{dy} \quad [2]$$

Teljes turbulens áramlás esetében a dinamikai viszkozitás elhanyagolható, a Newtoni törvény a következő alakra redukálódik (Gordon et al., 2004; Haszpra, 1999).

$$\tau = \varepsilon * \frac{dv}{dy} \quad [3]$$

A lamináris és turbulens áramlás közti különbség meghatározására a dimenziómentes Reynolds számot használjuk, melyet a 3.5 fejezetben részletesebben jellemzünk.

4. Egy adott vízhozam azonos energiatartalom mellett eltérő sebességgel, illetve vízmélységgel folyhat le. Nagyobb vízmélység esetében a víz sebessége kisebb a gravitációs hullámok relatív haladási sebességétől a felszínen, a hullám felfelé is terjedhet (vízszintes síkon), a vízmozgás áramló. Kisebb vízmélység mellett gyorsabban mozog a folyadék, a hullám csak lefelé terjed, a vízmozgás rohanó (Gordon et al., 2004; Haszpra, 1999). A kétféle mozgás elkülöníthető a Froude-szám segítségével, melyet a 3.5 fejezetben részletesebben jellemzünk.



12. ábra A rohanó (a) és az áramló (b) áramlás bemutatása (Gordon et al., 2004 nyomán)

A kontinuitás egyenletéből levezetve a vízsebesség (jele: V , mértékegysége: m/s) a vízhozam (Q) és a keresztszelvény területének (A) hányadosa:

$$V = \frac{Q}{A} \quad [4]$$

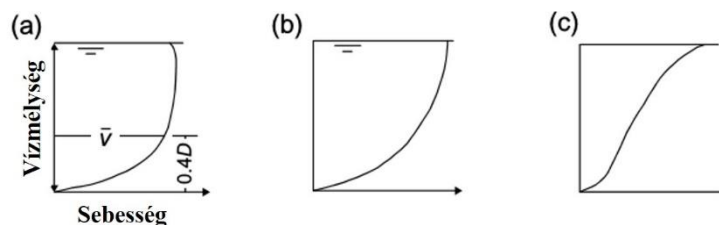
Az áramlási sebesség a meder esésével arányosan növekszik, a mederfenék érdességével pedig párhuzamosan csökken. A súrlódási ellenállás miatt, az áramlás lelassul a mederfenék és a vízfolyás partjának közelében, valamint kisebb mértékben a vízfelszínen is, a közegellenállás miatt. Az áramlási turbulencia mellett ez a súrlódási ellenállás az oka annak, hogy természetes mederben a vízsebesség időben, mélységben, hossz- és keresztszelvény mentén változó paraméter.

Vízsebesség változása időben:

A vízfolyás bármely pontjában a vízsebesség gyorsan változó paraméter a hullámok és a turbulens örvények miatt. Ebből adódóan egy adott pont vízsebességének meghatározására egy időegységre vonatkoztatott átlag értéket szoktak figyelembe venni. A vízsebesség mértékét a vízhozam is befolyásolja. A vízfolyás közepén - ahol az ellenállás a legkisebb - a vízmélységgel a vízsebesség is növekszik.

Vízsebesség változása mélységgel:

Egy függély mentén mért aktuális sebesség értékek grafikus ábrázolására a sebességprofil (sebesség vízmélység függvényében) használjuk. A vízsebesség a mederfenéktől ($v = 0$ m/s) távolodva gyors ütemben növekszik, majd kiegyenlítődik, ahogy eléri maximumát. A csatorna alakja, a meder érdessége és a turbulencia mind befolyásolják a sebességprofil alakulását. A „tipikus” sebességprofil (13. ábra/a) tekintve a maximum sebesség érték a vízfelszínhez közel jellemző, de a vízi növények úszó/lebegő részei „áthelyezhetik” a maximumot. Gyorsan áramló vízfolyásokban a maximális sebesség közvetlen a vízfelszín közelében mérhető (13. ábra/b), míg úgynevezett „S” profil (13. ábra/c) jellemző olyan medrekben, ahol a vízmélységhez viszonyítva nagy az érdességet okozó objektumok (pl. szikladarabok, homokdűnék, felhalmozódott uszadék) magassága.

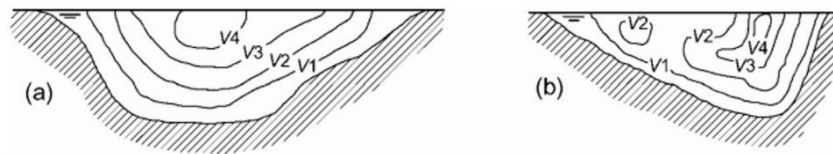


13. ábra A Sebességprofil három jellemző típusa (Gordon et al., 2004 nyomán)

Vízsebesség változása keresztszelvényen belül:

A vízsebesség általában a vízfolyás közepe felé haladva növekszik, a szélei felé pedig csökken a mederfenék és a rézsú okozta súrlódási ellenállás miatt. Egy keresztszelvényben az azonos sebességű pontokat összekötő vonalakat isotachea vonalaknak nevezzük (Padisák, 2005). Alakjuk függ a meder alakjától és érdességétől. Egy közel egyenesnek mondható szakaszán a vízfolyásnak az isotachea vonalak szinte párhuzamosak és egyenletes elhelyezkedésűek

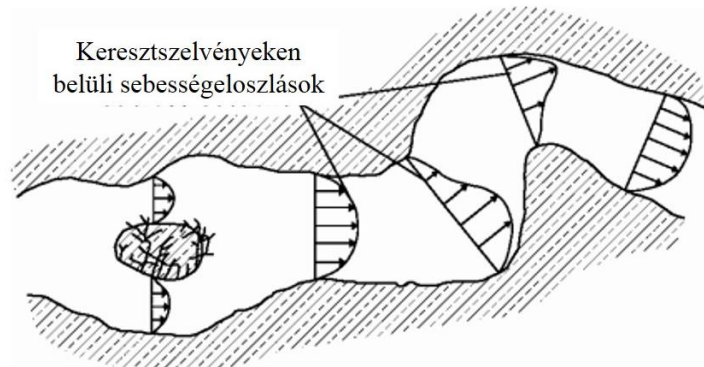
(14. ábra/a), míg például egy kanyarban, a külső ívben sokkal sűrűbb, tömöttebb elrendezésűek (14. ábra/b).



14. ábra Isotachea vonalak elrendeződése két adott keresztszelvényben: (a) vízfolyás egyenes szakaszán és (b) kanyarban. A vízsebesség értékek nagyságának változása mindkét ábra esetében a következők: $V4 > V3 > V2 > V1$ (Gordon et al., 2004 nyomán)

Vízsebesség változása hossztengety mentén:

A sebesség változásának ábrázolására hossztengety mentén az átlag vagy felszíni sebesség értékeket használják. A 15. ábra segítségével megtudható, hol találhatóak a vízfolyás szakaszon belül közel egyenletes áramlási körülmények, holtterek, erózióknak erősen kitett részek. Minél több mérés alapján képezzük le vízfolyásunkat, annál pontosabb képet kaphatunk az áramlási viszonyokról (Gordon et al., 2004; Haszpra, 1999).



15. ábra Sebességeloszlások egy adott folyószakaszon belül (Gordon et al., 2004 nyomán)

2.4 Vízi makrogerincteleneket befolyásoló környezeti paraméterek

A vízi szervezeteket körülvevő fizikai környezet (fizikai élőhely) jelentős hatást gyakorol az élőlények életmódjára, a közöttük fellépő interakciókra (versengés, predáció) és az elérhető szerves és szervetlen tápanyagforrások mennyiségére. Az áramlás típusa, a mederanyag változatossága és a vízfolyást övező területek mind befolyásolják a vízi szervezetek denzitását, abundanciáját, produktivitását, valamint az életfeltételeiknek megfelelő habitatok változatosságát.

Azokat a fizikai paramétereket, melyek hatást gyakorolnak a vízi élőlényekre és meghatározzák az élőhelyek struktúráját, elsődleges fizikai vagy más néven kulcsfontosságú tényezőknek hívjuk. Vízi szervezetek szempontjából kulcsfontosságú tényezőknek tekintjük a víz hőmérsékletét és oxigén-tartalmát, a vízhozamot, az aktuális vízsebességet, a medermorfológiát, a mederanyag összetételét, a vízfolyást övező vegetáció típusát, valamint a víz tápanyag-összetételét, illetve annak hozzáférhetőségét (Moog, 2002; Gordon et al., 2004; Allan és Castillo, 2007).

Minden szervezet számára van egy adott tolerancia szint, melyet még képes elviselni az adott változóval szemben. A különböző fizikai paraméterek változására minden szervezet másként reagál. Az élőlények az egyes faktorokhoz tartozó tolerancia tartományon belül stabil populáció kialakítására képesek. Ezen tartományon kívül eső részek ugyan kielégíthetik az összes alapvető élettani igényét (pl. táplálkozás, légzés) az élőlényeknek, azonban a reprodukciós ciklus működése korlátozott vagy nem lehetséges a környezeti tényezők gátló hatása miatt (Moog, 2002).

2.4.1 Hőmérséklet

A víz hőmérséklete folyásiránnyal lefelé általában növekszik, valamint nem csak hosszirányban, de szezonális és napi szinten is változik. A szezonális változások egy síkvidéki vízfolyás esetében sokkal extrémebbek lehetnek, míg a hőmérséklet napi fluktuációja sokkal drasztikusabb a hegyvidéki, kisebb vízfolyások esetében, főként, ha nincs árnyékoló állomány körülötte. Téli időszakban a mérsékelt vagy hideg éghajlati övben a vízfolyások felső szakaszainak vízhőmérséklete melegebb, mint az alsóbb folyású szakaszok vízhőmérséklete, kiváltképp, ha források táplálják azt. Lokálisan az árnyékoló állomány megléte/hiánya, a szél, a víz mélysége, a víz utánpótlásának típusa (pl. meleg- és hidegvízű források) és a mesterséges mederszakaszok jelenléte befolyásolja leginkább a víz hőmérsékletét. Ezeket a helyi sajátosságokat bizonyos élőlények ki is használják, például a pisztráng a meleg vízű forrás közelébe teszi petéit, hogy megvédje azokat a fagyástól.

A víz sűrűsége növekszik hőmérsékletének csökkenésével. A vízfolyások esetében a turbulenciának köszönhetően a hideg és meleg rétegek folyamatosan keverednek, míg az állóvizekben rétegződés figyelhető meg. Télen a jég és a hó, takaróként védi a vízfolyásban élő szervezeteket és segíti átvészelni a hideg időszakot. A vízfolyások felszínén képződő jég először a lassú áramlású széleken kezd kialakulni és a vízínövények alámerült részein, majd a vízfelszínen záródik (Gordon et al., 2004; Moog, 2002; Allan és Castillo, 2007).

A víz hőmérséklete a benne élő szervezetek anyagcsere folyamatait, fejlődését, növekedését, valamint a közösségek összetételét egyaránt meghatározza. A vízi élőlények jelentős része (kivétel emlősök és madarak) hidegvérű, így belső hőmérsékletük szorosan követi a víz hőmérsékletének változását. Általánosságban elmondható, hogy a hidegvérű állatok esetében a víz hőmérsékletének 1 °C-kal való növekedése 10 %-osan emeli a benne élő szervezetek anyagcsere folyamatainak aktivitását. Melegebb vízben az állatok többet lélegeznek és többet táplálkoznak, mint hűvösebb vízben. Minden szervezetnek és minden életstádiumnak megvan az az optimális hőmérséklettartománya, melyben túlélnek, megfelelőképpen fejlődnek. Ennek következtében a szervezetek szempontjából a víz hőmérsékletének ingadozása, szélsőértékei a legkritikusabbak (Gordon et al., 2004; Moog, 2002; Allan és Castillo, 2007).

Mivel a víz hőmérséklete a víz sok más tulajdonságát is befolyásolja, így nehéz elkülöníteni a közvetlen befolyását a benne élő szervezetekre. A víz hőmérséklete hatással van a víz viszkozitására, a tápanyag koncentrációjára és a vízben oldott oxigén mennyiségére is (Gordon et al., 2004; Moog, 2002; Allan és Castillo, 2007).

2.4.2 *Oldott oxigén (DO) mennyisége*

A vízben oldott oxigén mennyisége létfontosságú a vízi szervezetek légzése, valamint a szerves vegyületek körforgása szempontjából. A vízi makrogerinctelenek eloszlását általában nem limitálja a növekvő oxigén telítettség, csak ritka esetekben tekinthető az oxigén túltelítettsége károsnak. A vízi élőlények oxigén-függő eloszlását az alacsony oxigén koncentráció hatásaiból való regenerálódó képességük határozza meg. A gázok oldhatósága csökken a víz hőmérsékletének emelkedésével, ezért főként nyári időszakban oxigénhiány léphet fel a vízben (Hynes, 1970).

Jól keveredő vízfolyásokban a turbulens áramlásnak köszönhetően a vízben oldott oxigén koncentrációja gyakran a telítettségi (szaturációs) szinthez közeli értékeket mutat. Ilyen bőséges oxigén ellátottság mellett képesek a vízben oldott oxigénből lélegezni olyan élőlények is, melyek rokonsági körében a víz felszínéről történő légcsere az általános, pl. karmosbogarak

(Elmidae) vagy a fenékjáró poloska (*Aphelocheirus aestivalis*). A vízfolyások alsóbb szakaszain – csökkenő vízsebességgel párhuzamosan – kevésbé keverednek a rétegek, a DO értéke alacsonyabb. Ezeken a területeken megnő a jelentősége a biológiai eredetű oxigénnek a vízben. A fotoszintézisnek köszönhetően nappal a víz oldott oxigén tartalma túltelítődik. Az éjszaka folyamán ez az oxigénszint azonban jelentősen lecsökkenhet a kilégzési és a lebontási folyamatoknak köszönhetően (Gordon et al., 2004; Moog, 2002).

Az DO eloszlása jelentősen befolyásolja a fajok jelenlétének mintázatát egy vízfolyáson belül. A vízi organizmusok közül azok a csoportok a legérzékenyebbek az oxigén hiányára, melyeknek bőre vékony és nincs kopolyájuk (pl. Plecoptera lárvák) vagy merevek/mozdulatlanok a kopolyáik (Ephemeroptera lárvák, főként *Epeorus*, *Rhitrogena*), tehát kicsi a légcserére alkalmas testfelületük. Az oxigénben gazdag áramlás azonban olyan taxonoknak, melyek oxigénhiányos környezethez alkalmazkodtak komoly stresszt okozhat, mint például az iszaplakó férgek családjába tartozó Tubificidae, valamint például a *Chironomus*, *Chaoborus* nem képviselőinek. Az előbbieken felsorolt taxonok mellett akadnak olyan vízi szervezetek is, melyek függetlenek a víz oxigéntartalmától, ugyanis vagy légzőcsöveik vannak (pl. *Eristalis tenax* lárva), vagy a vízfelszínen végzik a gázcserét (vízi poloskák, bizonyos puhatestűek (pl. Pulmonata/Tüdőscsigák), vagy maguk által oxigénnel feltöltött hálóban élnek (Cybaeidae/Búvárpókok családja) (Gordon et al., 2004; Moog, 2002).

A víz állandó áramlása biztosítja a benne élő szervezetek számára az oxigén folyamatos ellátását. Vannak olyan élőlények, melyek nem képesek vízáramot kelteni saját légzésükhöz, így a víz „természetes” áramlásának köszönhetően valósulhat meg légzésük. Ezen élőlények jelentős része képes tolerálni a víz alacsonyabb oxigéntartalmát, de csak abban az esetben, ha áramlik körülöttük a víz (Hawkes, 1975).

A vizek alacsony oxigénszintjét természetes és emberi folyamatok egyaránt előidézhetik. Az oxigénszint csökkenéséhez vezethet a vízben található szerves anyagok (pl. szennyvíz vagy törmelék) aerob bakteriális bomlása. A szaprobitás fokának növekedésével csökken a fajszám és növekszik az egyedszám egy víztéren belül. Oxigénhiány léphet fel továbbá vízfolyások medrének szélein, ahol a víz nem áramlik, valamint jég vagy vízi növények úszó részei által teljesen lezárt felszín alatt. DO szint csökkenését eredményezheti ugyanakkor oxigénszegény felszín alatti vizek és nem levegőztetett (anoxikus) vizek befolyása is (Gordon et al., 2004; Moog, 2002).

2.4.3 *Oldott sók mennyisége*

A vizek sótartalma a vízben oldott ionok koncentrációját jelenti. A kationok közül a nátrium-, a magnézium- és a kalcium-ion, az anionok közül pedig a klorid-, szulfát-, karbonát-ion koncentrációja határozza meg elsősorban a vizek sósságának mértékét.

A vizek sótartalma folyásiránnyal megegyezően növekszik, különösképp, ha a vízfolyás erodálódott üledékes alapközetű területen ered és halad át. A vizek sótartalma hazánkban emellett származhat mezőgazdasági területeken áthaladt felszíni lefolyásból is. Általánosságban elmondható, hogy a felszíni lefolyások sótartalma mindig magasabb, mint a felszín alatti vizek sótartalma.

A többi faktoral megegyezően a vizek sótartalma iránti tolerancia szintén befolyásolja a benne élő szervezetek eloszlását és abundanciáját. A legtöbb édesvízi növény és állat nem képes fenntartani belső sóháztartását sós vízben. Sós közegben nagy mennyiségű ion diffundálhat be a sejtekbe, toxikus körülményeket eredményezve a sejten belül; vagy a sejtekből ionok vándorolhatnak a sejteken kívülre, dehidratálva ezzel a sejteket. A vízben található ionokkal szembeni tolerancia eltérhet egyes csoportoknál, pl. a víz keménységének növekedése kedvez egyes puhatestű és rák fajoknak (Gordon et al., 2004; Moog, 2002). A szikes és brack vizeknek sajátos, a magas sótartalom elviseléséhez alkalmazkodó vízi gerinctelen faunája alakult ki, mely élőlények sokszor "átlagos" édesvízi körülmények között nem is mondhatók versenyképesnek.

2.4.4 *Vízhozam*

A vízfolyások hozama és a meder szélessége folyásiránnyal megegyezően növekszik. A fizikai környezet mintázata által létrehozott habitat változatosságot a vízhozam aktuális értékei tovább színesíthetik. Az időszakos vizek élővilága gyakran eltér az állandó vizek faunájától és flórájától. A források és a tavaszi hóolvadás által táplált vízfolyások hozama sokkal jobban előre jelezhetőbb és kevésbé jellemzi szélsőséges vízhozam érték, mint a csapadék által táplált vízfolyásoké. A kisvízfolyások esetében az ökológiailag szükséges vízmennyiség (ökológiai minimum) megállapításához fontos figyelembe venni, hogy vízhozamuk gyakran széles határok között mozog és csapadékmentes időben is megfigyelhető a vízhozamok napi ingadozása, a parti növényzet hatása miatt (Gribovszki et al., 2005).

Az áradások és az aszályos időszakok szintén jelentős hatást gyakorolhatnak a vízfolyások élővilágára. A partoldal alkalmankénti lemosódása (eróziója), illetve a hullámtér elárasztásának gyakorisága befolyásolja a növények növekedését, valamint a vízfolyásba bemosódó tápanyagok mennyiségét. Az áradások mintázata emellett hatást gyakorol a vízben és a

vízparton élő növényfajok eloszlására a forrásvidéktől az alsóbb folyású szakaszokig. Sok halivadék túlélése függ a hullámtér és a holtágak időközönkénti elárasztásától, valamint néhány halfaj szaporodása az elárasztott területhez és az elárasztás időpontjához kötődik. Az áradások további pozitív hozadéka, hogy a meder átalakító hatásának köszönhetően az ökoszisztémának lehetősége adódik az „újraindításhoz”, a mederalzat újbóli betelepülése által. Kisvíz idején a vízfolyások hőmérséklete, sótartalma emelkedhet, valamint a növények fejlődése is fokozódhat a mederben. Az állatvilágban egyes fajok életciklusa a kisvízes időszakhoz alkalmazkodott, azonban sok faj számára stresszként hat az alacsony vízállás. Száraz időszakban a mederben megmaradt medencék vizei gyakran csak a felszín alatti áramlásokon keresztül állnak kapcsolatban egymással. Az így fennmaradt kisebb medencék közötti átjárás korlátozott, bennük fokozódik a predáció, és a kompetíció lehetősége a helyért és az élelemért. Abban az esetben, ha a vízfolyás csak egy kisebb szakasza szárad ki, a környező területekről és a mellékágakról viszonylag gyorsan újra tud kolonizálódni a kiszáradt mederszakasz (Oertel et al., 2005). Az időszakos vízfolyások kémiai és fizikai tulajdonságai nagy változatosságot mutatnak, ennek köszönhetőek egyedi, azonban kevésbé diverz életközösségeik vannak. Néhány élőlény az időszakos vizekhez való alkalmazkodás jeleként speciális stratégiát fejlesztett ki, mint például a diapauza állapot időzítése. Néhány vízi rovar lárvája beássa magát a mederalzatba, a számára megfelelő nedvességű rétegekig, hogy átvészelhessen a száraz időszakot (pl. *Cordulegaster heros* lárvája (Pernecker et al., 2020)). Más fajoknak szárazságtűrő szaporodó képleteik vannak (pete, spóra), melyek gyors regenerációra képesek, ha a körülmények újra kedvezővé válnak (Gordon et al., 2004; Moog, 2002; Allan és Castillo, 2007). Az *Aeshna affinis* szaporodása is összefügg az állóvizek vízállásával. Nőtényei tojásaikat a már kiszáradt vizek még enyhén nedves alzatába helyezik, ott áttelelnek, majd tavasszal, ha feltöltődött a meder, kikelnek (Ambrus et al., 2018a).

2.4.5 Aktuális vízsebesség

Az összes abiotikus paraméter közül, mely meghatározza egy vízfolyás életközösségét a vízsebesség a legjelentősebb (Hynes, 1970). Vannak vízi szervezetek, melyek életmódjához nélkülözhetetlen a magas áramlási sebesség megléte. Az áramlási sebességre támaszkodva biztosított számukra az oxigén és a tápanyagok utánpótlása, a salakanyagok eltávolítása és az egyedek terjedésének segítése. Az állatoknak ezen felül nagyon sok energiára van szükségük, hogy az áramló vízben megtarthassák pozíciójukat vagy elkerüljék a nagyobb sebességű részeket.

A víz sebessége folyásiránnyal megegyezően növekszik annak ellenére, hogy a hegyvidéki patakok, zuhatagok látszatra nagyobb vízsebességűnek tűnnek, mint a síkvidéki vízfolyások. Adott régióban a fizikai környezet helyi változatossága határozza meg az élőhelyek, ezáltal az ott élő szervezetek sokszínűségét. A vízsebesség aktuális értékei ezáltal sokkal fontosabbak az élőhely és a fajok diverzitásának tekintetében, mint a vízsebesség átlag értékei (Armour et al., 1983). A sebesség növekedésével, annak térbeli eloszlása átrendeződik/átrendeződhet, készítetve ezzel az élőlényeket menedékhely felkeresésére, mint pl. lassabb áramlású részekbe, kövek vagy vízbe került farönkök mögötti áramlási holtterekbe, növényi részek közé vagy a hiporheikus zónába.

Kisebb léptékben vizsgálva a vízsebesség élőlényekre gyakorolt hatását, a helyi áramlási mintázatot, a vízben lévő növényi részek és a kövek elrendeződése is módosíthatja, mikrohabitatokat kialakítva ezzel az élőlények számára. A vízben található növényi részek és kövek közvetlen környezetében egy vékony, közel zéró vízsebességű réteg alakul ki, mely élőhelyet biztosít például a biofilmet (mikroorganizmusok egy felületen egybefüggő bevonatot képező sejtjei) alkotó taxonoknak.

A víz áramlásának egyik fontos jellemzője a víz turbulens áramlása, mely fontos szerepet tölt be a vizek átszellőztetésében és a hordalékszállításban. A turbulencia folyamatos stresszt jelent az áramlással szemben védtelen vízi szervezetekre nézve, azonban a táplálékszerzésben segítséget nyújthat a mederanyaghoz közel keletkező turbulens örvények mederanyag és táplálék mozgató munkája által.

Az áramlás mindezek mellett a mederanyag eloszlását is befolyásolja az emelő és elragadó erők által. Az organizmusok ezen erők legyőzésére testfelépítésükkel, morfológiai jegyekkel alkalmazkodtak, mint pl. áramvonalas és lapított test, karmok, kampók, szívócsövek megléte (bővebben a 2.2.2 fejezet).

Az áramlási vonalak eloszlását egy vízfolyáson belül jelentősen befolyásolhatják a mederrendezési munkálatok (kiegyenesítés, mederkotrás). Egy meder rehabilitációja során érdemes figyelembe venni a módosított és nem módosított víztestek áramlási sajátosságainak mintázatát (Gordon et al., 2004; Moog, 2002; Allan és Castillo, 2007).

2.4.6 Vízmélység és szélesség (medermorfológia)

A vízfolyások mélysége és szélessége összefügg a rajta áthaladó víz mennyiségével. A medermorfológia változatosságának köszönhetően - mint például a gázlók és medencék, széles meanderező szakaszok, zátonyok jelenléte - a vízmélység és szélesség sokszínűsége jellemezhet egy adott vízfolyás szakaszt, annak ellenére, hogy a vízhozam emellett közel

állandó marad. A vízfolyás szélessége folyásiránnyal megegyezően növekszik, a parti növényzet árnyékoló hatása ezáltal csökken, a parti vegetációból származó szerves anyagok mennyisége kevésbé lesz jelentős, valamint megnő a víztéren belüli fotoszintézis fontossága.

A víz mélysége befolyásolja a víz hőmérsékletét, a sekély vizek hamar felmelegednek, és hamar kihűlnek, míg nagyobb vízmélység esetén ez a folyamat lassabban megy végbe. A víz mélysége emellett hatással van a besugárzás mértékére is, befolyásolva ezzel a vegetáció típusát. A hidrosztatikai nyomás azonban egyenes arányban növekszik a víz mélységével, szabályozva a belső gázok mennyiségét növények és állatokban egyaránt.

A vízmélység hatással van a vízi makrogerinctelenek eloszlására is, a legtöbb bentikus élőlény a lábalható vizeket kedveli leginkább (Wesche, 1985). Az élőhely habitat változatossága nem csak az ott előforduló fajok számát és denzitását határozza meg, hanem a zsákmányállat és a ragadozó kapcsolatát is. Minél változatosabb egy élőhely, annál több a zsákmányállat (több táplálék, több élőhely típus, több búvóhely), azonban annál nehezebb a ragadozók számára a zsákmányszerzés (Crowder és Cooper, 1982).

2.4.7 *Mederanyag*

Mederanyag alatt a patakmederben található szerves és szervetlen anyagok összességét értjük. A mederanyag szervetlen elemeinek nagysága folyásiránnyal megegyezően csökken. Helyi léptékben vizsgálva, a mederanyag nagyobb frakciói (kövek, kavicsok) a gyorsabb folyású szakaszokhoz, míg a kisebb mederanyag szemcsék (homok, iszap, agyag) a lassabb áramlású részekhez kapcsolódnak egy vízfolyáson belül. A mederanyag kisebb méretű alkotói kevésbé stabilak, azonban a stabilitás mértéke függ a részecskék méretének és alakjának komplexitásától is.

A mederanyag összetétele a vízsebesség mellett a másik legfontosabb jellemzője egy vízfolyásnak, mely meghatározza a bentikus élőlények jelenlétét. Jelentősen eltér egy durva mederalzatú vízfolyás életközössége a finomabb frakciók által dominált vízfolyásétól. A kavicsok, kövek, szikladarabok által meghatározott vízfolyás szakaszokon a mederanyag kevésbé mobilis, ezáltal megfelelő életteret biztosít a lassabban növő vízi szervezetek, mint például az algák számára (Hynes, 1970). Általánosságban elmondható, hogy egy síkvidéki vízfolyás életközössége kevésbé változatos a mederanyag instabilitása miatt. A gyökerező vízi növények előnyben részesítik a finomabb szemcséjű mederalzatot, ezáltal újabb élőhelyet biztosítva más vízi szervezetek számára. Az iszapos mederalzatú részek azon fajoknak kedveznek, melyek beássák magukat a mederanyagba, különösképpen mivel az iszap szerves vegyületekben gazdag. Édesvízi kagylók többnyire iszapos és homokos mederalzatú részeken

fordulnak elő (ritkábban kavicsos mederalzaton, mint például *Unio crassus*), míg az agyagos frakció számos csigafajnak kedvezhet.

A vízi makrogerinctelenek fajgazdagsága egy vízfolyáson belül szorosan összefügg a mederalzat komplexitásával. A nagyobb kövekhez kötődnek többek között a legelő szervezetek, míg a lassabb áramlású részekhez az aprító és lebontó szervezetek.

A mederanyag részecskéi áradások, nagyobb esőzések, kotrási vagy más emberi tevékenységek következtében jelentősen elmozdulhatnak. A vízben élő állatok mozgása (pl. fenéken táplálkozó halak, ásó életmódot folytató szervezetek) is elmozdíthatja a mederanyag összetevőinek egy részét, de ez a hatás eltörlül az előbbieken felsoroltak mellett. A felkavart, lebegő mederanyag részecskék csökkenthetik a besugárzás mértékét, ezáltal a növények növekedését, valamint károsíthatják a rovarok és halak kopolyúit. A lebegő anyag nagyobb méretű szemcséi megsérthetik az élőlények felszínét, míg a nagyobb görgetett kövek összezúzhatják vagy elsodorhatják a vízi növényeket és állatokat egyaránt.

A mederanyag összetételét módosíthatják a mederrendezési munkálatok és a vízgyűjtő felszínéről erodálódott talajszemcsék. A jellemzően kavicsos és köves mederalzat túlzott eliszapolódása a vízi rovarlárvák és a halikrák fulladásához vezethet és befolyásolhatja a vízi növények sűrűségét, ami megváltoztathatja többnyire a vízfolyás kagyló-, rák- és halfaunáját. Ezeknek a változásoknak eredményeképp a vízfolyás alsó folyására jellemző fauna folyásiránnyal ellentétesen elmozdulhat, terjedhet felfelé, a felsőbb folyású szakaszok felé (Gordon et al., 2004; Moog, 2002; Allan és Castillo, 2007).

2.4.8 Vegetáció

A vízparti vegetáció a meder és a rézsű szerkezetének átalakításával, valamint az árnyékolással fejtheti ki hatását egy vízfolyás fizikai élőhelyére. A vízparti növényzet ugyanis képes csökkenteni az árhullámok, a jeges ár, valamint a törmelékfolyás által okozott erózió nagyságát. A vízfolyás felé behajló növényzet csökkentheti a víz felmelegedésének mértékét nyáron és kihűlését télen (Gordon et al., 2004). A parti növényzet, főként a fás szárú növények jelenléte növeli az élőhely diverzitását, ezáltal változatosabb felületet biztosítva (pl. vízfolyásba belógó gyökerek, behulló levelek és más növényi részek által) a vízi makrogerinctelenek kolonizációjához. A partmenti erdős területek közvetlenül befolyásolják a vízi makrogerinctelenek számára elérhető táplálék mennyiségét és minőségét a róluk vízbe kerülő szerves és szervetlen részecskék által, valamint közvetetten a mikrobiális élőlények diverzitására gyakorolt hatásával az árnyékolás és a vízben oldott oxigén, a szerves szénvegyületek és szerves anyagok mennyiségén keresztül (Sweeney et al., 2004).

A partmenti vegetáció jelenléte fontos a rézsú stabilitásának megőrzése, valamint a vízfolyás és a part árnyékolásának szempontjából. Továbbá biztosítják a tápanyagok bejutását elhalt szerves anyag formájában a vízfolyásba és élőhelyet nyújtanak a szárazföldi állatok számára. A vízben álló elhalt fatörzsek üreget biztosítanak a költéshez, és búvóhelyként is szolgálnak. A vízbe került holtfa nem csak alzatként funkcionálhat egyes vízi szervezetek számára, de gátként visszaduzzasztja a vizet és helyben tartja a mederanyagot. A vízparton előforduló bokrok és a lágyszárú növényzet növelik a nagyvízi meder érdekességét, csökkentve ezzel a vízsebességet és biztosítva az üledék lerakódását.

A vízi növények és algák főként a kevésbé turbulens és árnyékolt vízfolyás szakaszokra jellemzőek. A jelentős mennyiségű/tömegű vízi növényzet jelenléte városi környezetben sok nehézséget okozhat, mivel csökkenheti az áramlási sebességet, emelheti a talajvízszintet, belvizet okozva a szomszédos területeken és növelheti az áradás lehetőségét. Ezek a hatások a növények denzitásától, rugalmasságától, fajtájától és életstádiumától is függnek (Gordon et al., 2004). Mivel a növényzet jelenléte fontos a vízi ökoszisztémában, ezért a meder tisztítása során érdemes féloldalas tisztítást alkalmazni. Ezt alkalmazva fenntartható a vízi szervezetek számára megfelelő diverz élőhely az egyik oldalon, míg a tisztított oldal biztosítja a gyors áramlási sebességet, mely által csökkenthető a kiülepedés mennyisége és a nagyobb árhullámok gyorsabb lefutása is megoldott.

3 Anyag és módszer

Terepi mintavételezéseimet több helyszínen (16. ábra), valamint három egymást követő évben (2014-2016) végeztem. Részletes ökológiai vizsgálatot hajtottam végre a Soproni-hegységben található Rák-patak Hidegvíz-völgyi, az alábbi koordináták (Lat: 47,672009; Long: 16,461811 és Lat: 47,672133; Long: 16,461959) között fekvő kszakaszán. A mintavételekre 2014.03.17-18-án, 2015.03.27-én, 2015.08.27-én, 2016.03.31-én és 04.07-én került sor. A Rák-patakon történt vizsgálatom célja annak megállapítása volt, hogy a medermorfológia változását hogyan követi a vízi makrogerinctelenek közösségeinek összetétele lefűződés, vagy nagyobb habitat átrendeződés nélkül. Annak érdekében, hogy a munkám során kifejlesztett komplex mintavételi módszertan alkalmazhatóságát teszteljem, kibővítettem a kutatási területem más kisvízfolyásokra is. A Rák-patakon végzett vizsgálatok mellett így a Mecsekben található Petőczy-árokban (Lat: 46,122717; Long: 18,059185 és Lat: 46,122390; Long: 18,059904 koordináták közötti patakszakaszon), valamint a Kőszegi-hegységben található Kőbányai-patakon (Lat: 47,358592; Long: 16,515164 és Lat: 47,358938; Long: 16,514861 koordináták közötti patakszakaszon) is történtek mintavételezések a 2016-os évben. A Petőczy-árok esetében 2016.03.03-án, a Kőbányai-patakon pedig 2016.03.19-én. A mintavételezések időpontját az összehasonlíthatóság érdekében úgy határoztam meg, hogy a hasonló fenológiai fázisú állapotokat, közösségeket tudjam megvizsgálni. A másik két vízfolyás kiválasztása során figyelembe vettem a Cordulegastridae fajok országos előfordulási adatait (Gerencsér, 2013; Boda, 2011), hogy későbbiekben a fokozottan védett fajokkal kapcsolatos kutatások során fel tudjam használni a kapott információkat.

A három vízfolyás esetében a keresztmetszelvények száma, így a vizsgált szakaszok hossza eltérően alakult az élőhelyek természetessége és a medermorfológia változatosságának megfelelően. Céлом a teljes fajkészlet vizsgálata volt, így a Rák-patak esetében öt, míg a másik két vízfolyás esetében három-három keresztmetszelvény került felvételezésre. A medermorfológia változékonysága ugyanis meghatározza a mikrohabitat típusok változatosságát, ami közvetlen összefüggésben van a fajgyűttesek mennyiségi és minőségi összetételével, fajok diverzitásával.



16. ábra Mintavételi helyszínek elhelyezkedése Magyarországon belül

Következőkben a vizsgált kisvízfolyásokat, a vízgyűjtő területük természetföldrajzi adottságait, jellemző makrogerinctelen faunájukat, a mintavételezés módszertanát, valamint a munkám során alkalmazott környezeti változókat és a statisztikai elemzések során használt többváltozós adatelemzési módszereket mutatom be.

3.1 Rák-patak és a Soproni-hegység természetföldrajzi adottságai

A Rák-patak vizsgált szakasza a Soproni-hegység kistáj területéhez sorolható. A hegység domborzata erősen tagolt, domborzati formáit főleg töréses lépcsők, széles hegyhátak, keskeny hegygerincek és mélyre vágódott patak völgyek jellemzik. Átlagos tengerszint feletti magassága 410 m (legmagasabb pontja: Asztalfő 554 m), átlagos relatív relief 105 m/km^2 , de vannak részei, ahol a 200 m/km^2 -ert is meghaladhatja. A Soproni-hegység hazánk legidősebb kristályos hegysége, fő építőközetei nagyrészt átalakult ókori képződmények (pl. gneisz, csillámpala, fillit, csillámkvarcit), a kristályos pala túlsúlyával. A kristályos tömeg a kéregmozgások során feldarabolódott, a megsüllyedt részekre miocén üledékek rakódtak (Dövényi, 2010). A vizsgálati területen a kristályos alzatra települt Ligeterdő Kavics Formáció figyelhető meg, alsó része folyóvízi, kristályos anyagú kavics, konglomerátum (Alsóligeterdői Kavics Tagozat), felső része pedig karbonát vagy kristályos anyagú kavics és konglomerátum

(Felsőligeterdői Kavics Tagozat). Ezek fölött található a Magasbérci Homok Tagozat, valamint a Felsőtödli Kavics Tagozat (más néven Brennbergi blokkavics-szint), melyek a felszínen is megfigyelhetőek (Gyalog, 2005). A vizsgált mintavételi helyet és környékét szinte teljes egészében a Felsőtödli Kavics Tagozat fedi, mely durvatörmelékes szárazföldi képződmény. Kalcit, klorit, kvarc, muszkovit, montmorillonit, plagioklász, valamint klorit, biotit, amfiból és dolomit, ezeken kívül metamorf kőzetek alkotják (Vendel, 1930).

A gneiszen, filliten és az agyagpalákon rankerek és erősen savanyú nem podzolos - 20-40 cm vastag, sok durva vázrészt tartalmazó termőrétegű - barna erdőtalajok fedik a kistáj közel 80 %-át, míg a maradék területen agyagbemosódásos barna erdőtalajok találhatóak, mechanikai összetételük vályog.

Éghajlata mérsékeltén hűvös – mérsékeltén nedves, jelentős különbség figyelhető meg a kistáj nyugati és keleti részei között. A Ny-i részén a kistájnak alacsonyabb a középhőmérséklete (8,5 °C), rövidebb a fagymentes időszaka (175-180 nap), valamint magasabb az évi csapadékösszege (700-750 mm). Jelentős vízfelesleggel jellemezhető kistáj, meghatározó kisvízfolyásai a Rák-patak (14,8 km, 36,8 km²) és a Kecse-patak (12,8 km, 45,2 km²), melyek nagyobb törések mentén helyezkednek el. A hegységben a vízfolyások mellett számos forrás (Hidegvíz-forrás, Ferenc-forrás) működik, melyek vízhozama meglehetősen ingadozó. Talajvíz csak a völgylejtőkön fordul elő, a rétegvíz pedig túlnyomóan hasadékvízként fordul elő.

A kistáj potenciális erdőterület, a természetes gyepek száma alacsony és kis kiterjedésűek. Klímazonális erdőtársulások a bükkösök, gyertyános- kocsánytalan tölgyesek, mészkerülő lombdők, melyek évszázadokig igen erős emberi hatás alatt álltak, emiatt természetszerű állományokkal alig rendelkeznek. Jellemző kultúrállományai a szelídgesztenyések (hegységperemen) és a fenyvesek. A patak völgyekben égerligetek találhatóak. (Dövényi, 2010)

A Rák-patak vizsgált szakasza és makrogerinctelen faunája:

Vizsgálataimat a Rák-patak 20 m-es szakaszán (17. ábra) végeztem (1. melléklet/A). A vizsgált patakszakaszon a mintavételek alkalmával öt keresztmetszést (kivéve 2015 nyara) mértem fel, melyek elhelyezkedése az 1. melléklet/B ábráján látható. A keresztmetszések kijelölésének szempontjai az 3.4 fejezetben olvashatóak részletesebben. A Rák-patak vízállásának időbeli változását az 1. melléklet/C ábrája mutatja be. A meanderező vízfolyást patakmenti-ligeterdő (kb. 30 éves) övezi, az arra jellemző elegy fafajokkal és lágyszárú növényzettel. Mikrohabitatokban igen gazdag vízfolyásszakasz.



17. ábra A Rák-patak „RB” elnevezésű keresztmetszete mintavétel közben (2016)

A Soproni-hegység vízi makrogerinctelen faunájának kutatása többnyire a Rák-patakra és annak mellékágaira (Hidegvíz-völgyi forrás kifolyó, Vadkan-árok, Farkas-árok) koncentrált, a könnyen kiszáradó mellékágak kevés esetben kerültek feltérképezésre. Azonban a nagyobb kisvízfolyások fajgazdag vízi gerinctelen közösségeinek köszönhetően az időszakosan kiszáradó mellékágakban a kolonizáció könnyebben megvalósulhat, ennek ellenére befolyásolhatják a felmérések eredményeit fajösszetétel tekintetében. A Soproni-hegység vízfolyásainak makrogerinctelen faunájára irányuló közösségi vizsgálatok mellett egy-egy csoport kutatására külön is sor került. Közösségi vizsgálatok szempontjából a következő publikációk a legjelentősebbek: Kovács (2004), György et al (2005), Kovács (2008). A fentiek mellett érdemes kiemelni a Soproni Egyetemen (és jogelődjein) készült vízi makrogerinctelenekkel kapcsolatos diplomadolgozatokat is: Kondor (1991), Tóth (2005), Farkas (2008), Szita (2012), Nagy (2016). A Soproni Tájvédelmi Körzetben végzett vízi makrogerinctelenekkel foglalkozó kutatások gyűjteménye 2019-ben jelent meg Kárpáti L. szerkesztésében (Ambrus et al., 2019, Kovács és Ambrus, 2019).

3.2 Kőbányai-patak és a Kőszegi-hegység természetföldrajzi adottságai

A Kőbányai-patak vizsgált szakasza a Kőszegi-hegység kistájba sorolható. A középhegység hegyrajzi jellegét a gerinces szerkezet határozza meg, fő gerincéből ÉNy és DK irányába alacsonyabb oldalgerincek ágaznak ki. Az Alpokalja kistájai közül a Kőszegi-hegység domborzata a legtagoltabb, jellemző domborzati formái a töréses szerkezetek, mállási formák, periglaciális kőtengerek, kőfolyások, mély patak völgyek. Legmagasabb pontja az Írott-kő (882 m), átlagos tengerszint feletti magassága 548 m, átlagos relatív relief 145 m/km² (legnagyobb 303 m/km²). Alapkőzetét főként agyagpala, kristályos pala és homokkő alkotja. A

rendkívül tagolt felszínű hegységet 99%-ban erdőtalajok borítják. A savanyú kőzetek málladékán savanyú nem podzolos barna erdőtalaj (66%), míg a harmadidőszaki és idősebb korú üledékeken agyagbemosódásos barna erdőtalaj (33%) található.

Éghajlata mérsékelt hűvös- mérsékelt nedves, a magasabban fekvő területeken hűvös-nedves. A hegység magasabb pontjain alacsonyabb az évi középhőmérséklet (7,5-8,0 °C), rövidebb a fagymentes időszak (175 nap), valamint magasabb az évi csapadékösszeg (> 800 mm). A hegység vízháztartása az országban az egyik legkedvezőbb, a Gyöngyös mellékpatakjai közül a Szerdahelyi-patak (8 km, 25,5 km²) a legnagyobb. Számos forrás (pl. Hétvezér-forrás) található a hegység területén, azonban erősen ingadozó vízjárásúak. Talajvíz csak völgytalpakon fordul elő, hasonlóképpen csekély a rétegvíz mennyisége is.

Klímazonális erdőtársulásai a bükkösök, a gyertyános-tölgyesek, valamint a sziklaerdők. Fátlan természetes társulások csak sziklákon alakultak ki. A hegységperem nevezetes kultúrállományai a szelídgesztenyések, valamint jelentős borítással vannak jelen a hegységben a fenyvesek (30 %) (Dövényi, 2010).

A Kőbányai-patak vizsgált szakasza és annak makrogerinctelen faunája:

Vizsgálataimat a Kőbányai-patak esetében a vízfolyás 40 m-es szakaszán végeztem. Méréseimet három - az előzetesen bejárt patak szakaszra reprezentatív - keresztmetszvényben folytattam le (18. ábra). A patak vizsgált szakaszát mélyebb feliszapolódott medencék és gázlók jellemzik, valamint a medret sok helyen az alapkőzet felszínre bukkanásai, illetve kőzetkibúvások szabdalják. Átlagos vízmélysége a mérés időpontjában: 5,9 cm, átlagos hozama: 2,7 l/s volt. A Rák-patakhoz hasonlóan patakmenti-ligeterdő árnyalja, természetes zavarástűrő növényzet (*Lamium maculatum*, *Rubus caesius*, *Sambucus nigra*, *Urtica dioica*) jelenlétével.



18. ábra A Kőbányai-patak „KC” elnevezésű keresztmetszvénye mintavétel közben (2016)

A helyileg illetékes Őrségi Nemzeti Park Igazgatóság közlése alapján a felmérés időpontjáig átfogó faunisztikai vizsgálatra nem került sor a vízfolyásban. A Kőbányai-patakban előforduló makrogerinctelen szervezetek közül csupán a Cordulegastridae fajokkal kapcsolatosan jelentek meg publikációk (Gerencsér, 2013; Ambrus et al., 2018b) napjainkig.

3.3 Petőczy-árok és a Mecsek természetföldrajzi adottságai

A Petőczy-árok vizsgált szakasza a Mecsek kistájhoz sorolható. A Mecsek hazánk egyik legváltozatosabb felépítésű hegységei közé tartozik. Jellemző formatípusai a hegylábi félsíkok és törmelékkúpok, völgyvállak (pl. Bükkösi-völgy, Baranya-csatorna mellékvölgyei, Orfűi-patak mentén), dolinák (pl. Abaligeti-barlang), csuszamlásos formák. Szerkezetileg két nagy egységből áll, a Nyugati- és a Keleti-Mecsekből. A Nyugat-Mecsek alapkőzetét elsősorban karbon gránit, perm homokkő, triász törmelékes kőzetek, triász mészkő alkotja; a hegylábi térszíneken pedig pliocén agyag, homok, pleisztocén lösz és lejtőtörmelék a jellemző kőzettípus. A magmatizmus is nagyon változatos a Mecsekben: a karbon gránit után a perm időszakban nagy mennyiségű riolit képződött. A Mecsek legmagasabb pontja a Zengő (682 m), átlagos relatív relief 110 m/km² (szélsőségek 50 m/km², valamint 250-300 m/km²). A kistájban kizárólag erdőtalajok alakultak ki: 45 %-os kiterjedésűek az agyagbemosódásos barna erdőtalajok, a terület 27 %-át rendzina, 17%-át savanyú, nem podzolos barna erdőtalaj, 9 %-át barnaföld, míg kevesebb, mint 1 %-át csernozjom barna erdőtalaj borítja.

Éghajlata mérsékelt meleg- mérsékelt nedves, a csúcsokon mérsékelt hűvös-nedves. Jelentős különbségek figyelhetők meg a hegység É-i része, D-i részei és a hegycsúcsok éghajlata között. A hőmérséklet évi átlaga a csúcsokon alacsonyabb (9 °C), a fagymentes időszak rövidebb (185-190 nap), az évi csapadékösszeg pedig magasabb (780 mm <), mint a hegység többi részén. Vízháztartása a területnek mérsékelt pozitív, vízfolyásait helyenként karsztos jelleg jellemzi, ami bizonyos mértékig csökkenti a vízjárás szélsőségeit. A hegységben található források vízhozama igen ingadozó, a pécsi Tetye vízhozam adatai 0,25-25 m³/perc (4,16 l/s - 416 l/s) közé esnek. Felszín alatti vizek karszt- és rétegvíz típusba sorolhatók, mennyiségük nem jelentős, a terület domborzati viszonyainak függvénye.

Jellemző növénytakarásai az ezüsthársas törmelék- lejtő-erdők (csak itt és a Villányi-hegységben fordulnak elő), szurdokerdők, égerligetek, bükkösök, mészkerülő erdők, azonban kis kiterjedésben forrásgyepek, sziklagyepek, löszgyepek, mocsár- és kaszálórétek is megtalálhatóak a hegységben.

A Petőczy-árok vizsgált szakasza és annak makrogerinctelen faunája:

A Petőczy-árok esetében vizsgálataimat a vízfolyás 40 m-es szakaszán végeztem. A kiválasztott patakszakaszon három keresztmetszést került kijelölésre, egy tipikusan gázló (19. ábra), egy tipikusan medence jellegű, és egy mikrohabitatokban igen változatos keresztmetszést. A szakasz átlagos vízmélysége a mérés időpontjában 9,9 cm volt, átlagos hozama pedig 4,0 l/s. A vízfolyás vizsgált szakaszán a víz építő és romboló munkája egyaránt megfigyelhető, több helyen leszakadt partfalak jellemzik. A patak mentén megközelítőleg 50-60 éves bükk állomány található.



19. ábra A Petőczy-árok "PA" elnevezésű keresztmetszéne mintavétel közben (2016)

A Mecsek kisvízfolyásain történt vízi makrogerinctelen szervezetekkel kapcsolatos legfrissebb kutatások közül az alábbi publikációk érintették a Petőczy-árok vízrendszerét: Mauchart et al. (2010), Kálmán et al. (2010), Boda et al. (2011), Méhes et al. (2012). A fenti kutatások a vízfolyás kérész, álkérész, bogár, poloska és árvaszúnyog taxonok új és régi, valamint a *Cordulegaster heros* fokozottan védett szitakötő új előfordulási adatait közlik.

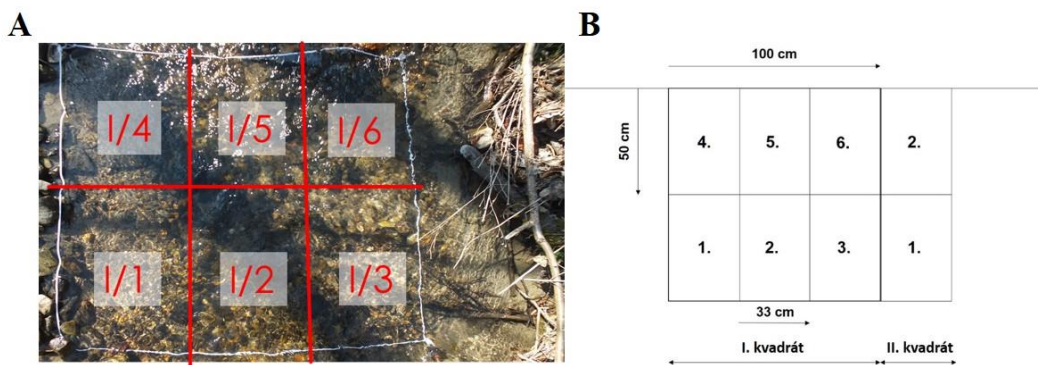
3.4 Komplex mintavételezés módszertana

Munkám során kifejlesztésre került egy komplex mintavételi módszertan, mely kis léptékű mintavételi egységekből épül fel, lehetővé téve a mikro léptékű biológiai és hidraulikai kutatásokat. A mintavételi módszertan biológiai alapjai az ún. kvadrát-módszerre épülnek, melyet Szabó et al. (1994) alkalmazott először vízcicsigák felmérése céljából, azonban a módszer nem terjedt el szélesebb körben. A vizsgálat során szitakötő lárvák és más makrogerinctelenek mintavételezésére is sor került, azonban publikáció (eddig) nem született belőle.

A mintavételezés első lépéseként kijelölésre kerültek a vizsgálandó keresztshelvények az adott patakszakaszokon. A keresztshelvények kijelölése során figyelembe vettem az adott patakszakasz mikrohabitat diverzitását, minden esetben szem előtt tartva a reprezentatív mintaterületek (jellemző habitat struktúra) kijelölését. Minél változatosabb volt az adott patakszakasz mikrohabitatok szempontjából, annál nagyobb számú keresztshelvény került kijelölésre az adatvesztés elkerülése érdekében. Az összes mikrohabitat típust kijelölve és megmintázva átfogó képet kaphatunk az adott patakszakasz makrogerinctelen közösségének összetételéről. Egyszeri mintázás esetében egy tipikusan medence, egy tipikusan gázló és egy mikrohabitatban változatos, mezohabitat szinten se a medence, se a gázló kategóriába nem besorolható keresztshelvény került kijelölésre (Petőczi-árok és Kőbányai-patak), míg a több éven keresztül vizsgált Rák-patak esetében összesen öt; egy tipikusan gázló, egy tipikusan medence és mikrohabitat típusok szempontjából diverz mintaterületek kerültek kitűzésre. A Petőczi-árok esetében a vizsgált keresztshelvények a PA, PB, PC, a Kőbányai-patak esetében a KA, KB, KC, a Rák-patak esetében pedig a RA, RB, RC, RD, RE, RF elnevezést kapták.

Minden keresztshelvény esetében, azok medermorfológiájának pontos meghatározásához a keresztshelvény két szélén leütött két karó és egy libellás rúd segítségével végeztem el a felmérést. A Rák-patakon történt több éves ökológiai vizsgálat érdekében a keresztshelvények pontos helyét a fent említett két karóval jelöltem, így évről-évre ugyan azon keresztshelvényekben készíthettem el vizsgálataimat.

A biológiai mintavételezés során a kijelölt keresztshelvény mentén egy 1 x 1 m nagyságú hálót rögzítettem, mely meghatározta a kvadrátok és az alkquadrátok pontos helyét az adott keresztshelvényben (20. ábra). A háló teteje minden esetben egybeesett a vizsgált keresztshelvény síkjával, valamint annyi kvadrát és alkquadrát került felvételezésre egy keresztshelvény mentén, amilyen széles volt a vízfolyás az adott szelvényben.



20. ábra Alkvadrátok elhelyezkedése (a) egy választott keresztshelvényen belül (RD), valamint (b) sematikus rajzon

Az 1 x 1 m nagyságú keretet további hat egyenlő (20. ábra) részre osztottam (1 alkvadrát = 33 x 50 cm), végül pedig 1 mm pólusméretű kézi háló segítségével (21. ábra/B) 5 cm-es mélységben az alzathól mintákat vettem minden egyes alkvadrátból. A gyűjtött minta legtöbb esetben még a helyszínen válogatásra került. A válogatás során minden egyes makrogerinctelen egyedét kigyűjtöttem a mintából, mennyiségi mintákat eredményezve. A gyűjtött anyagban található védett és fokozottan védett egyedek feljegyzést követően vissza lettek helyezve a vízfolyásba. A gyűjtött szervezeteket 70 %-os etanol oldatban tartósítottam a taxonómiai elemzésig. Amellett a válogatás során külön gyűjtő edénybe helyeztem el a sérülékeny kérész egyedeket, megvédve törékeny részeiket a határozásig. Végül az egyedeket sztereo-mikroszkóp segítségével legtöbb esetben faji vagy a lehetséges legalacsonyabb taxonómiai szinten határoztam meg.

A keresztmetszvények hidromorfológiai felmérését folyásiránnyal ellentétesen, balról jobbra haladva végeztem. Elsőként a part morfológiája került felmérésre a szintezőléccel segítségével 10 cm-ként. Ezután a keresztmetszvény két szélén megmértem a vízszintet, majd a vízfelszíntől a vízmélységet szintén 10 cm-ként. Az áramlási sebességet ultrahangos sebességmérő műszerrel (Nivus PVM-PD) mértem, függélyenként a víz mélységétől függően 2 cm-ként (21. ábra/A). Minden mérés során 20 másodperc átlagos sebesség értékeit jegyeztem fel.



21. ábra Mintavétel (a) vízsebesség mérése ultrahangos sebességmérő műszerrel, (b) biológiai mintavétel

A mért vízsebesség adatokból minden egyes függély mentén meghatároztam a vízsebesség profilokat (23. ábra és 24. ábra). A mért adatokból a későbbiekben, a 3.5 fejezetben részletesen leírt hidraulikai paramétereket számítottam. Az elemzések során minden alkvadrát esetében a mért és származtatott paraméterek átlag értékeit használtam fel.

A mederanyag szemcseméretének meghatározásához minden alkvadrátból gyűjtöttem mintákat, figyelembe véve a hossz és keresztirányú heterogenitását az alzatnak. A mintavétel során azokat műanyag zacskókba helyeztem és tároltam a későbbi vizsgálatokig.

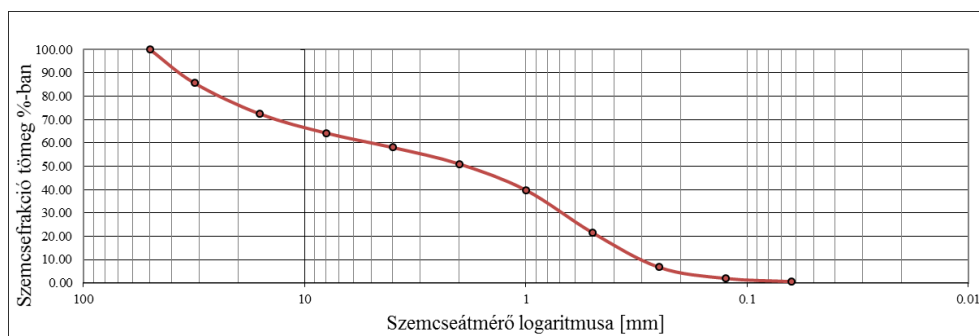
A mintavételezés befejezéseként vízmintát vettem a vizsgált vízfolyás szakasról, majd megmértem a víz alapvető fiziko-kémiai paramétereit, a víz hőmérsékletét, a pH-ját és a vezetőképességét a mintavétel helyszínén.

3.5 A gyűjtött minták és adatok feldolgoása

A biológiai mintavételezés során gyűjtött egyedeket a következő határozók segítségével határoztam meg a lehető legalacsonyabb taxonómiai szinten:

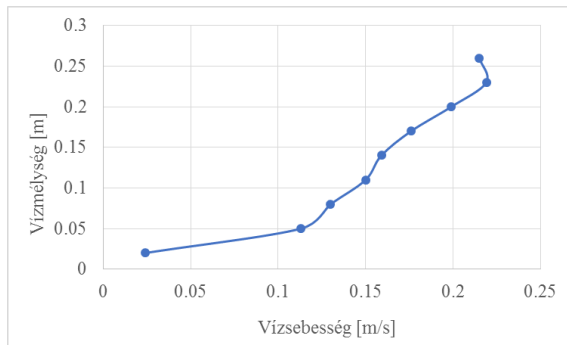
- puhatestűek: Richnovszky and Pintér (1979)
- rákok: Kontschán et al. (2002)
- kérészek: Hefti et al. (1989), Adam (1990), Tomka and Rasch (1993), Bauernfeind (1997), Soldán and Landa (1999), Bauerfeind and Humpesch (2003)
- álkérészek: Andrikovics and Murányi (2002), Zwick (2004)
- szitakötők: Steinmann (1984), Askew (2004), Ambrus et al. (2018a)
- tegzesek: Waringer and Graf (1997)
- vízi gerinctelen állatok határozói: Kriska (2008), Tachet et al. (2003).

A gyűjtött mederanyag mintákat 105 °C-on tömegállandóságig 24 órán keresztül szárítottam a szitálás megkezdése előtt. A frakciók szétválasztásához egy 10 darabból álló szitasort választottam a következő lyukbőségekkel: 31,5 mm, 16 mm, 8 mm, 4 mm, 2 mm, 1 mm, 500 µm, 250 µm, 125 µm, 63 µm. Abban az esetben, ha az utolsó szitán áteső mederanyag mennyisége meghaladta a minta összsúlyának 5 %-át hidrometrálást végeztem. Minden egyes mederanyag minta esetében meghatároztam a szemeloszlási görbét (22. ábra), mely x tengelye a szemcseméreteket, míg y tengelye az egyes szemcseméretekhez tartozó mennyiségek teljes minta tömegéhez viszonyított százalékos arányát ábrázolja. A szemeloszlási görbéről minden esetben leolvastam az érdesség magasságát (k vagy D50), a névleges szemátmérőket (D10 és D60), ezek arányából pedig meghatároztam az egyenlőtlenégi mutatót (C_u).

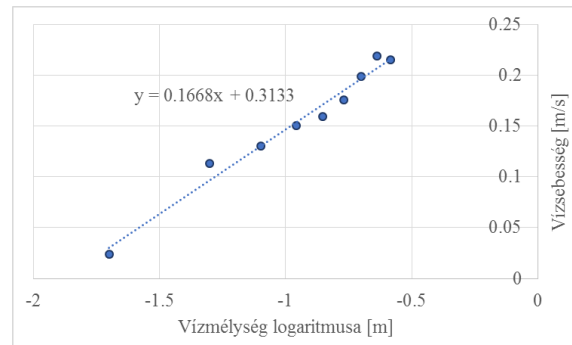


22. ábra Szemeloszlási görbe a RF keresztmetszvény esetében (2016)

Az áramlási viszonyok szoros kapcsolatban állnak a mederben lévő üledék tulajdonságaival, jellemzőivel, ezért a hidraulikai paraméterek számításához a mederanyag jellemzői mellett a vízsebesség profil meghatározására is szükségem volt. Minden egyes függély mentén meghatároztam a sebességprofilokat (23. ábra), melyeket az egyes vízmélységekben mért áramlási sebességek, valamint a vízmélységek tízes alapú logaritmusa síkjában ábrázoltam (24. ábra) (Gordon et al., 2004) A grafikonokról ezek után leolvastam a sebességprofil esését, melyet a későbbiekben a súrlódási sebesség számításához használtam fel.



23. ábra Mért sebességprofil egy választott függély mentén (RE szelvény, 2016)



24. ábra Transzformált sebességprofil egy választott függély mentén (RE szelvény, 2016)

Munkám során az alábbi hidraulikai paramétereket számítottam és vizsgáltam:

Súrlódási sebesség

Súrlódási sebességnek hívjuk a meder által elnyelt impulzus sebességének mértékét (Pokrajac et al., 2006) jele: V_* , mértékegysége: [m/s].

Egy függőleges mentén a súrlódási sebesség számítható az átlag áramlási sebesség és a mederanyag relatív érdességének az ismeretében:

$$v_{\text{átlag}} = 5,75 \times V_* \times \log\left(\frac{12,3 R}{k}\right) \quad [5]$$

ahol:

R/k : relatív érdesség

R: hidraulikai sugár

k: érdesség magasság [m].

Függélyek mentén, a sebességprofil ismeretében szintén számítható a súrlódási sebesség, a sebesség profil esése (24. ábra) és egy állandó hányadosaként. A sebesség profil alakja (különösen a szilárd felszínhez közel) fejezi ki az áramlás által kifejtett nyíró feszültség hatását a víz alatti felszínre.

$$V_* = \frac{b}{5,75} \quad [6]$$

ahol,

b: a logaritmikus sebesség profil esése (Gordon et al., 2004).

A súrlódási sebesség a fenti adatok hiányában becsülhető is, megközelítőleg 1/20 része az átlagsebességnek (Haszpra, 1999), köves meder esetében körülbelül 1/10-e, míg homokos medernél az átlagsebesség 1/30-a része (Gordon et al., 2004).

Csúsztató feszültség/Nyírófeszültség

Lamináris áramlásban a különböző sebességgel áramló rétegek között belső súrlódás lép fel, a súrlódás során fellépő egységnyi felületre ható erőt csúsztató feszültségnek nevezzük, jele: τ , mértékegysége $[N/m^2]$. A csúsztató feszültség számítható a sebességprofil eséséből, a csúsztató sebesség ismeretében:

$$\tau_o = \rho * (V_*)^2 \quad [7]$$

Reynolds szám

A lamináris és a turbulens áramlás közti különbség meghatározására a dimenziómentes Reynolds-féle számot alkalmazzuk. A Reynolds szám a tehetetlenségi erő és a viszkózus erő hányadosa.

$$Re = \frac{v*d}{\nu} \quad [8]$$

ahol:

v: csőbeli közepsebesség [cm/s]

d: csőátmérő [cm]

ν : folyadék kinematikai viszkozitása $[cm^2/s]$.

Zárt rendszer esetében, ha $Re < 2320$ az áramlás lamináris, ha $Re > 2320$ az áramlás turbulens. Minden turbulens áramlás idővel laminárisra válik a sebesség csökkenésével, ha $Re \sim 2000$ körüli értéket vesz fel. Ezt az értéket hívjuk kritikus Reynolds számnak. Ez az érték nyílt felszínű csatornában, azaz vízfolyások esetében $Re \sim 500$ körül van. Ha az áramlás kellően zavarásmentes, akkor lényegesen nagyobb Re szám mellett is lamináris maradhat az áramlás, de ilyenkor kis zavarás következtében robbanásszerűen turbulenssé válik az áramlás (átcsapás) (Lajos, 2008; Gordon et al., 2004). Munkám során, Gordon et al. (2004) és Haszpra (1999)

munkáihoz hasonlóan, a Reynolds szám kiszámítása során a hidraulikus sugár helyett a vízmélységet használtam. Kisvízfolyások esetében ez a két érték nagyon hasonlóan alakul.

A Reynolds számot alkalmazhatjuk a vízben lévő testek, mint például vízi makrogerinctelenek körüli áramlás meghatározására is. Ebben az esetben, a képletben a csőátmérő helyett az ún. karakterisztikus hosszt használjuk, mely a maximális hosszát adja meg a tárgynak a folyás irányában.

$$Re_L = \frac{v^*L}{\nu} \quad [9]$$

Vogel (1994) és Purcell (1977) különböző vízi élőlények Reynolds számát határozták meg a karakterisztikus hossz és az úszási/mozgási sebességük alapján (pl. vízi rovar lárvája $Re_L=0,1$; guppi $Re_L=100$). Alacsony Reynolds számú (10^{-4} - 10^{-5}) körülmények között a tehetetlenségi erő elhanyagolható, mely környezet a makrogerinctelenek potenciális élőhelyeit határozza meg (Gordon et al., 2004; Haszpra, 1999).

Érdességi Reynolds szám

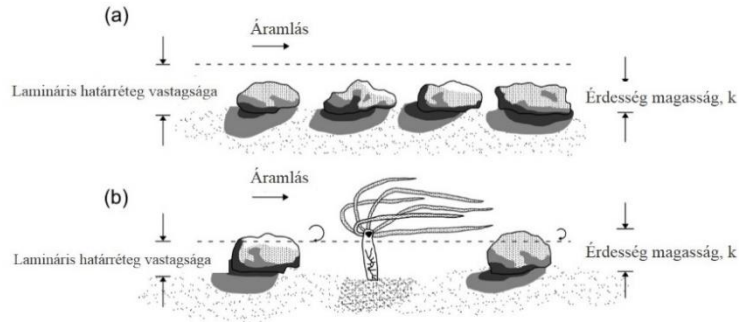
A mikrokörnyezet vizsgálatára szolgáló dimenziómentes szám, mely a hidraulikailag sima és hidraulikailag érdes felszín elkülönítésére szolgál. Jele: Re_* . Az érdességi Reynolds szám kitűnően alkalmazható az élőhelyek jellemzőinek leírására a mederfenékhez közel, ugyanis egyesíti a sebesség és a mederanyag különböző típusainak együttes hatásait (Davis és Barmuta, 1989).

$$Re_* = \frac{V_*k}{\nu} \quad [10]$$

ahol:

k: érdesség magasság [m] (Gordon et al, 2004).

Egy felszín hidraulikailag simának tekintünk, ha a $Re_* < 5$, hidraulikailag érdesnek, ha $Re_* > 70$ és átmenetinek, ha $5 < Re_* < 70$ (Schlichting, 1961). A Re_* értéke nő, ha a felszín egyenlőtlenségeinek magassága növekszik, vagy abban az esetben, ha nő a sebesség nagysága (ezzel párhuzamosan csökken a lamináris réteg vastagsága) (25. ábra).



25. ábra A (a) hidraulikailag sima és (b) hidraulikailag érdes felszín illusztrációja (Gordon et al., 2004 nyomán)

Froude szám

Egy adott vízhozam azonos energiatartalom mellett kétféle vízmélységgel, ill. sebességgel folyhat le. Nagyobb vízmélység esetén lassabban mozog a víz, a vízmozgás áramló; kisebb vízmélység mellett gyorsabban mozog, a vízmozgás rohanó. A Froude szám a tehetetlenségi erő és a gravitációs erő hányadosaként írható le, a Reynolds számhoz hasonlóan az áramlás típusának meghatározására szolgáló dimenziómentes szám (Lajos, 2008). Jele: Fr .

$$Fr = \frac{V}{\sqrt{g \cdot D}} \quad [11]$$

ahol:

V : átlagsebesség [m/s]

g : gravitációs gyorsulás [m/s²]

D : hidraulikai vízmélység [m], amely érték az átlag vízmélységgel helyettesíthető.

Abban az esetben, ha $Fr < 1$ rohanó, $Fr=1$ kritikus, ha pedig $Fr > 1$ áramló áramlásról beszélünk (Gordon et al., 2004).

3.6 Adatok kiértékelése és a dolgozatban alkalmazott statisztikai módszerek bemutatása

A statisztikai kiértékelés során alapegységnek vett minták alapterülete minden esetben egyenlő volt (alkvadrát=0,33 cm x 50 cm). A biológiai adatok elemzése során egyedszámokkal vagy relatív abundancia értékekkel dolgoztam. A fajok és a funkcionális táplálkozási csoportok relatív gyakoriságát Hellinger transzformációval transzformáltam (Legendre és Gallagher, 2001; Legendre és Legendre, 2012) az elemzések megkezdése előtt, a diverzitás számítások esetében pedig abszolút egyedszámokkal dolgoztam. Mindhárom vízfolyás esetében az alkvadrátokban mért háttérváltozók, majd a belőlük származtatott hidraulikai paraméterek

átlagértékeit használtam fel az elemzések során. A környezeti paramétereket az elemzések megkezdése előtt szintén standardizáltam, a nagyságrendi különbségek kiegyenlítése céljából.

A vizsgált taxonok funkcionális táplálkozásbiológiai csoportjait Moog (2002) munkája alapján állapítottam meg. A fajok élőhely-preferenciáját célzó vizsgálatok során az egyes fajok esetében megfigyelt különböző fejlődési alakokat külön vizsgáltam, ugyanis sok esetben a lárvák (különböző korú és fejlettségű), valamint az imágók élőhelyhasználata eltérhet egymástól (pl. *Esolus* sp., *Cordulegaster heros*, *Baetis* sp.). Az elemzések során a korai lárvastádiumban lévő egyedeket „juvenilis” jelzővel láttam el (pl. *Baetis* sp. juv.). Azonban az egyes alkvadrátok és a vízfolyások taxonszámának megállapítása, valamint a diverzitás számítások során minden esetben egy taxonként kezeltem a különböző fejlődési állapotokat.

Az egyes mintavételi alkalmak és mintavételi helyek diverzitásának összehasonlítását Hutcheson-féle t-próbával, valamint Rényi-féle diverzitási rendezéssel (Tóthmérész, 1995) végeztem el. A Rényi-féle diverzitás rendezés során kapott profilok különböző diverzitás indexek egyfajta grafikus ábrázolásai, értéküket az alfa skálaparaméter és a mintát alkotó taxonok frekvenciája határozza meg. Egy közösség akkor diverzebb a másikinál, ha magasabban fut a görbéje. Abban az esetben, ha a diverzitás profilok metszik egymást, az összehasonlított közösségek diverzitás szempontjából nem rangsorolhatók. Ha a skálaparaméter egyenlő 0-val, akkor a fajok tömegességei nem számítanak, értéke a fajszám logaritmusával egyenlő. Ha a skálaparaméter egyenlő 1-gyel, akkor értéke a Shannon-diverzitással egyenlő. Ha pedig a skálaparaméter egyenlő 2-vel, értéke megegyezik a Simpson-index logaritmusával. Minél nagyobb a skálaparaméter értéke, annál jobban számítanak a fajok tömegességei közti különbségek (Tóthmérész, 1995; Boda et al., 2021).

A Rák-patak esetében a vizsgált évek, valamint a vizsgált három vízfolyás makrogerinctelen közösségei közötti különbségeket és hasonlóságokat Rogers-Tanimoto hasonlósági függvény (Rogers és Tanimoto, 1960), valamint Bray-Curtis (Bray és Curtis, 1957) függvénnyel képzett klaszteranalízis segítségével elemeztem. A Rogers-Tanimoto index jelenlét-hiány, míg a Bray-Curtis index abundancia adatokon alapszik. A három vízfolyás makrogerinctelen közösségeinek összehasonlítása során minden esetben a Rák-patak 2016-os mintái lettek összevetve a Kőbányai-patak és a Petőczy-árok mintáival. A klaszteranalíziseket Ward osztályozási módszerrel készítettem el mind a Rák-patak mintái, mind a három vízfolyás mintái esetében.

A mintaterületek nagysága (esetemben a mintázott keresztzelvények száma) eltérő volt a három vizsgált vízfolyásban az élőhelyek heterogenitása miatt. Az eltérő számú mintákkal céltom a vízfolyások teljes fajkészletének felmérése volt. Az eltérő számú mintaterületek

bevonásának igazolására fajtelítődési görbéket alkalmaztam, melyet a mintavételezett terület és a fajgazdagság közötti kapcsolat leírására alkalmaznak (Görgényi et al., 2016; Tóthmérész, 2002). Az egyes mintavételi egységek fajkészlete egy keresztmetszeten belül jórészt átfed, azonban minden egyes újabb minta tartalmaz a korábbi fajokhoz (taxonokhoz) képest újabbakat is. A további mintákkal bekerülő újabb fajok aránya a minták növekvő számával folyamatosan csökken, az ezekből képzett görbe aszimptotikusan közelíti az adott mintavételi terület teljes fajkészletét. Addig érdemes a mintavételt ismételni, amíg a görbe ellaposodó részéhez nem érünk (ez persze csak utólag, az eredmények feldolgozásakor derül ki, ám megfelelő gyakorlattal már a helyszínen is tehetünk megfelelő következtetéseket).

A mintavételi helyeken mért hidromorfológiai és származtatott hidraulikai háttérváltozók, valamint a vízi makrogerinctelen szervezetek jelenléte közötti összefüggések leírására Regularizált Kanonikus Korreláció Analízist (*Regularized Canonical Correlation Analysis* (RCC)) alkalmaztam. A RCC széles körben elterjedt többváltozós adatelemzési módszer, melyet abban az esetben használnak, amikor a mintaszám kevesebb, mint a vizsgált változók száma (Gonzalez et al., 2008). Munkám során külön elemzésekkel vizsgáltam a vízi makrogerinctelen közösség egészét, az EPT taxonok (kérészek (Ephemeroptera), álkérészek (Plecoptera), tegzesek (Trichoptera)) és a funkcionális táplálkozási csoportok előfordulását befolyásoló hidraulikai háttérváltozókat.

Az alkvadrátok mezohabitat típusainak (medence, gázló, átmeneti) elkülönítése az egyes alkvadrátok makrogerinctelen közösségeinek összetétele alapján, Főkomponens elemzéssel (*Principal Component Analysis* (PCA)) kerültek meghatározásra (Wold et al., 1987), valamint a terepi megfigyelések, helyszínrajzok felhasználásával. Az elemzések során a Rák-patak 2016-os mintái, a Kőbányai-patak és a Petőczy-árok mintái lettek felhasználva. Az így mesterségesen felállított csoportok jóságának tesztelésére a Lineáris Diszkriminancia Analízist (*Linear Discriminant Analysis* (LDA)) használtam. Az LDA szintén széles körben alkalmazott csoportosítási technika, mely két vagy több csoport közötti különbségek igazolására szolgál (olyan lineáris változók kombinációjának megtalálása céljából, mely két vagy több objektumosztályt jellemez vagy elválaszt egymástól) (McLachlan, 2004). Az LDA elemzés során azon taxonokat vettem figyelembe, melyek a vizsgált alkvadrátok minimum 10 %-nál előfordultak (a három mintavételi helyen összesen 46 taxon).

A mikrohabitat típusokat elsősorban a helyszínrajzok, az egyes alkvadrátok felszínének hidraulikai érdekességét, a vízmélységet és az aktuális vízsebességet figyelembevéve definiáltam. A kategóriák lehatárolása során figyelembe vettem az adott alkvadrátban a partmenti fák gyökereinek jelenlétét vagy hiányát, valamint a mederben található holtfa okozta szervesanyag

felhalmozódást. A mikrohabitat típusok alkalmazhatóságának ellenőrzését a Rák-patak 2016-os mintái alapján végeztem el (52 db alkadrát) lineáris diszkriminancia elemzés segítségével (LDA). Az elemzés során azokat a taxonokat vontam be az analízisbe, melyek az alkadrátok minimum 10 %-ában jelen voltak a vizsgálat során (összesen 46 taxon).

Karakterfaj elemzéssel határoztam meg az alkadrátok mikro- és mezohabitat típusaira, vagy típus együtteseire jellemző élőhelyspecialista fajokat. A karakterfajok indikátor értéke két elemből áll: specifikusság (*specificity*) vagy pozitív prediktív érték (*positive predictive value*), amely annak a valószínűségét fejezi ki, hogy a faj csak az adott habitat csoporthoz tartozik; illetve hűség (*fidelity*) vagy érzékenység (*sensitivity*), amely azt mutatja meg, hogy az adott habitat csoporton belül milyen a faj megoszlása a minták között (De Cáceres és Jansen, 2013).

A statisztikai kiértékeléseket R környezetben, a következő csomagok felhasználásával végeztem: BiodiversityR, CCA, ellipse, ggfortify, ggplot2, indicpecies, MASS, plyr, QSutils, vegan.

4 Eredmények és értékelésük

4.1 Leíró eredmények

A Soproni-hegységben található Rák-patak esetében a mintavételek során az aktuális vízállástól függően a vizsgált keresztmetszvényekből 2014 tavaszán 51 db, 2015 tavaszán és nyarán 54 és 37 db, valamint 2016 tavaszán 54 db alkvadrát került lehatárolásra, majd később elemzésre. A felmért alkvadrátokból, a három évet átölelő vizsgálatok során 15852 vízi makrogerinctelen egyedet azonosítottam. 2014-ben a gyűjtött mintából 45, 2015 tavaszán 64, 2015 augusztusában 33, végül 2016 tavaszán 70 taxon került meghatározásra. A mintavételek során a következő osztályok/rendek taxonjai kerültek elő: kevésertéjűek (Oligochaeta), puhatestűek (Mollusca), örvényférgék (Turbellaria), rákok (Crustacea), kérészek (Ephemeroptera), álkérészek (Plecoptera), szitakötők (Odonata), poloskák (Hemiptera), vízi fátyolkák (Megaloptera: Sialidae), bogarak (Coleoptera), tegzesek (Trichoptera), kétszárnyúak (Diptera), bársonyatka-alakúak (Trombidiformes) és lepkék (Lepidoptera). A kutatás során a területről a védett fajok közül a kisasszony-szitakötő (*Calopteryx virgo*) és a folyami rák (*Astacus astacus*), valamint a fokozottan védett balkáni hegyiszitakötő (*Cordulegaster heros*) került elő.

A Kőszegi-hegységben található Kőbányai-patakon végzett 2016-os vizsgálat eredményeképpen a felmért 19 alkvadrátból 1951 egyed került azonosításra, melyek 38 taxonba sorolhatóak. A gyűjtött egyedek a következő magasabb rendszertani kategóriákba tartoznak: kevésertéjűek (Oligochaeta), puhatestűek (Mollusca), örvényférgék (Turbellaria), rákok (Crustacea), kérészek (Ephemeroptera), álkérészek (Plecoptera), szitakötők (Odonata), poloskák (Hemiptera), vízi fátyolkák (Megaloptera: Sialidae), bogarak (Coleoptera), tegzesek (Trichoptera), kétszárnyúak (Diptera). A fokozottan védett fajok közül a sötét hegyiszitakötő (*C. bidentata*) egyedei kerültek elő a területről a mintavétel során.

A mecseki Petőczy-árok esetében 2016 tavaszán 1947 egyed került begyűjtésre és azonosításra a vizsgált 24 alkvadrátból, melyek 42 taxonba sorolhatóak. Legnagyobb taxonszámmal a tegzesek (Trichoptera) és a kétszárnyúak (Diptera) képviseltették magukat a mintavétel során, azonban jelentős számú kérész (Ephemeroptera), álkérész (Plecoptera) és bogár (Diptera) is jelen volt a mintában. Az előbbieken túl kevésertéjűek (Oligochaeta), örvényférgék (Turbellaria), rákok (Crustacea), és vízi fátyolkák (Megaloptera: Sialidae) is megjelentek a gyűjtött anyagban. A szitakötők rendjéből a fokozottan védett balkáni hegyiszitakötő (*C. heros*) lárvái kerültek elő a mintavétel során.

A Rák-patak mintavételei, során valamint a Kőbányai-patakban, Petőczy-árokban azonosított makrogerinctelen szervezetek listája a 4. számú mellékletben található.

4.1.1 Ökológiai vizsgálat eredményei (Rák-patak)

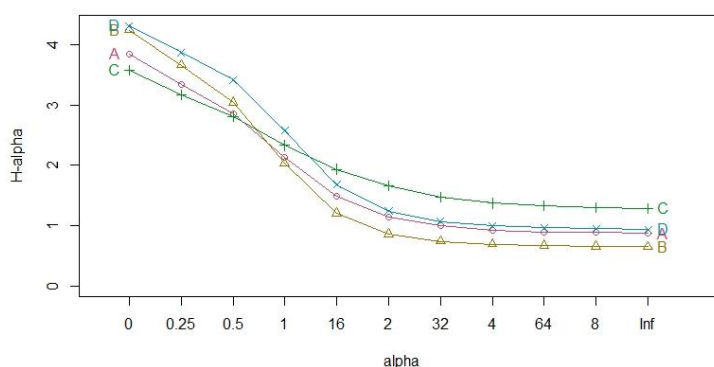
A Rák-patak esetében munkám során mind ökológiai, mind hidraulikai szempontból több éves részletes vizsgálatot készítettem. Céлом annak megállapítása volt, hogy a medermorfológia változása mennyiben befolyásolja egy adott keresztmetszvényben lévő gerinctelen fajok közösségének összetételét. Mivel a Rák-patak esetében a vizsgált keresztmetszvények rögzítve voltak, így vizsgálni tudtam, hogy évről-évre, valamint éven belül a természetes vízfolyásdinamikának köszönhetően a medermorfológia hogyan változott, ez hogyan befolyásolta a közösségek összetételét a mikrohabitatok átrendeződése által. A mintavételezések eredményeképpen 2014-ben összesen 3344, 2015 tavaszán 3795, 2015 nyarán 1270, végül 2016-ban 7443 egyedet azonosítottam be.

A vizsgált évek diverzitásának összehasonlítását Hutcheson-féle t-próbával végeztem el, $p=0,01$ szignifikancia szint mellett. A vizsgált párok (2. táblázat) minden esetben szignifikáns eltérést mutattak egymással.

2. táblázat A Rák-patak makrogerinctelen együtteseinek Shannon diverzitás értékein alapuló összehasonlítása Hutcheson-féle t-próbával

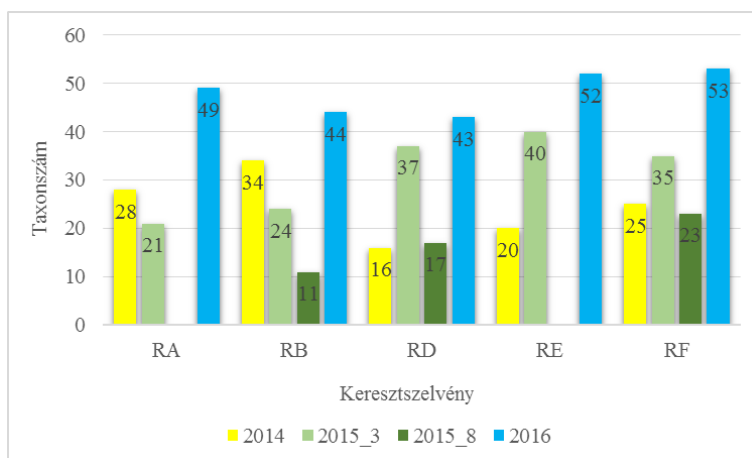
	T	p
2014-2015_03	2,741	0,006141
2014_2015_08	-4,5486	5,63E-06
2014_2016	-13,624	< 2.2e-16
2015_03-2016	-15,751	< 2.2e-16
2015_08-2016	-6,4726	1,18E-10
2015_03-2015_08	-6,7639	1,59E-11

A Hutcheson-féle t-próba mellett, a különböző mintavételi alkalmak diverzitását a Rényi-féle diverzitási rendezések alapján is megvizsgáltam. A mintavételi alkalmak közül csak a 2014-es és 2016-os évek rangsorolhatóak diverzitás szempontjából. A 2015-ös év mintavételeinek diverzitásprofilja metszette a további két diverzitásprofil, így rangsorolásuk nem volt lehetséges (26. ábra).



26. ábra A megfigyelt makrogerinctelen szervezetek közösségeinek diverzitás profiljai a vizsgált alkalmak során (A: 2014-es, B: 2015 tavaszi, C: 2015 nyári, D: 2016-os Rák-patak minták)

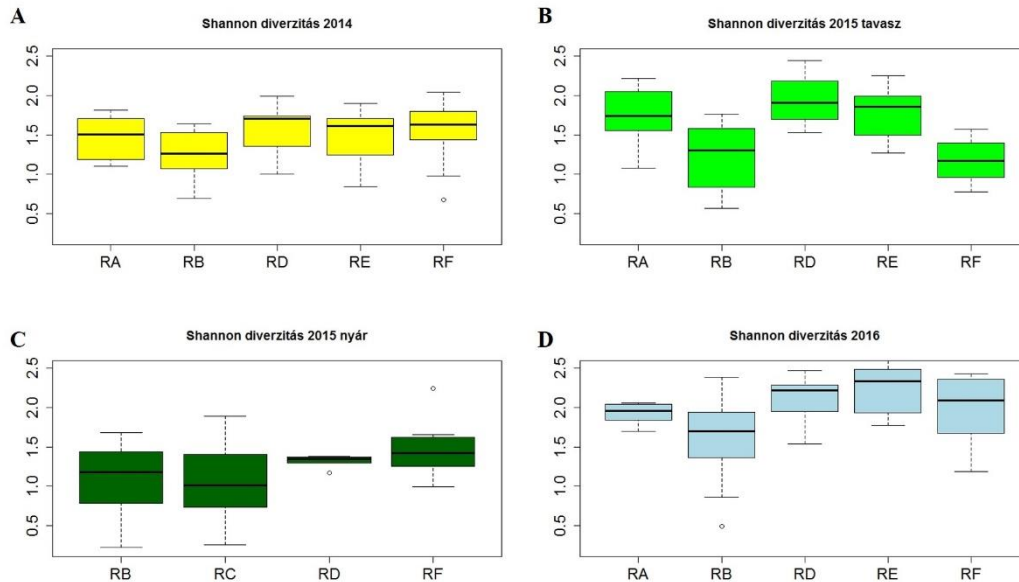
Az egyes mintavételek során, a gyűjtött anyagban előforduló taxonok mennyisége a 27. ábrán látható keresztaszvénnyenként lebontva. Minden keresztaszvény esetében a legkisebb számok 2015 nyarán, míg a legmagasabbak 2016-os tavaszi mintavétel során mutatkoztak. A keresztaszvények között az RA szelvény rendelkezett a leggazdagabb makrogerinctelen közösséggel, míg az RC a legkisebbel.



27. ábra A Rák-patakban megfigyelt taxonszámok összesítése keresztaszvénnyenként (RA, RB, RD, RE, RF)

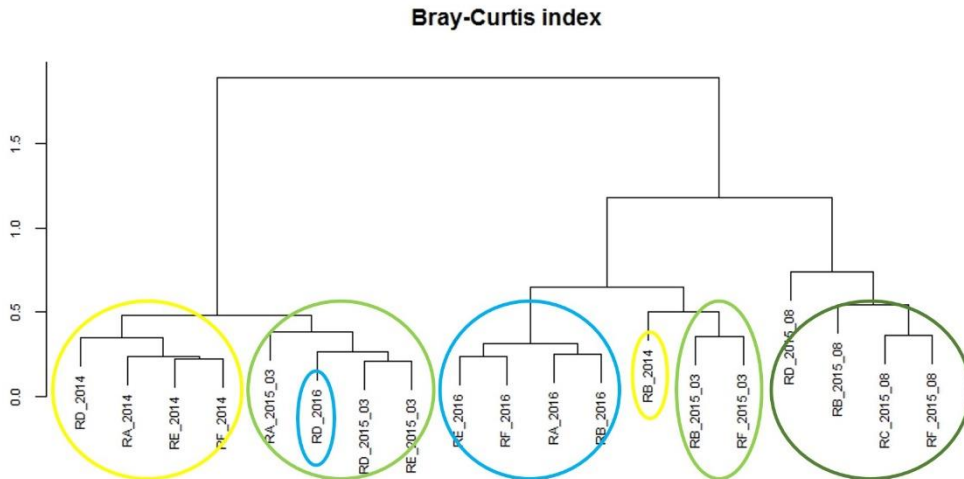
Mivel az egyes évek diverzitás értékei nem rangsorolhatóak, így a felmért keresztaszvények alkadrátjainak Shannon diverzitását vettem össze évenkénti bontásban a következőkben (28. ábra). A 2014-es mintavétel során a legmagasabb átlag Shannon diverzitás értékek az RD szelvény esetében voltak megfigyelhetőek, azonban a többi keresztaszvény (kivétel RB) sem tért el nagymértékben tőle. Az értékek átlaga hasonlóan alakult minden mintavételi egység esetében. A 2015 tavaszi mintavétel során szintén az RD keresztaszvény alkadrátjai rendelkeztek a legmagasabb diverzitás értékekkel. Az értékek a legnagyobb szórást az RB keresztaszvény esetében mutatták. A 2015 nyári mintavétel során egy új keresztaszvény

is felvételre került (RC), melynek diverzitás értékei nagy szórást mutattak a többi szelvény alkvadrátjaihoz képest (0,25-1,88 között változtak). A diverzitás értékek szórása az RD szelvényhez tartozó alkvadrátok esetében volt a legalacsonyabb. A 2016-os mintavétel során magas Shannon diverzitás értékek voltak a jellemzőek, legmagasabb átlagértékkel az RE keresztzelvény, míg legalacsonyabbal az RB keresztzelvény rendelkezett.

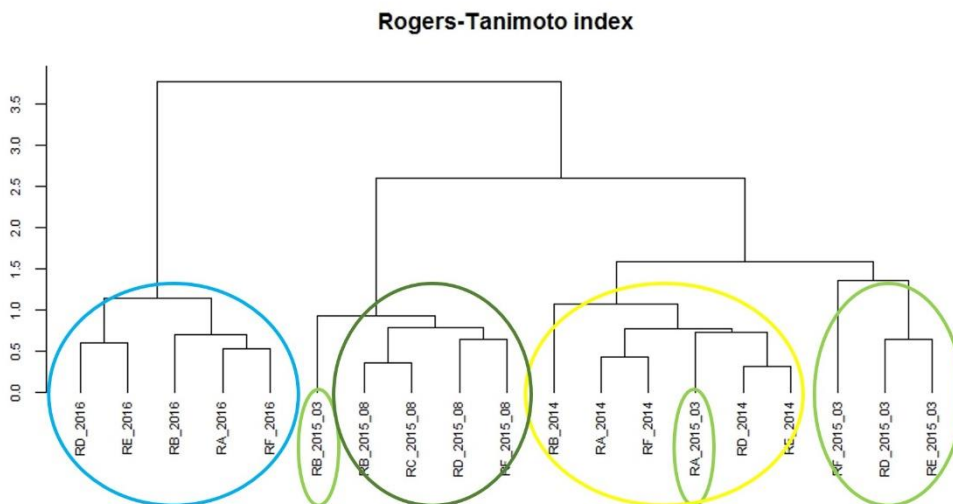


28. ábra Shannon diverzitások alakulása a Rák-patak mintavételi egységeiben (A: 2014-es mintavétel. B: 2015 tavaszi mintavétel. C: 2015 nyári mintavétel. D: 2016-os mintavétel. Doboz: az eredmények 50%-a. Alsó és felső bajusz: alsó kvartilis, felső kvartilis. Vastag vonal: medián. Karika: kiugró értékek.)

A Rák-patak mintavételeinek egyedszámok alapján, Bray-Curtis hasonlósági függvénnyel képzett dendrogramján két nagy csoportot figyelhetünk meg (29. ábra). A tavaszi minták közül a 2014-es és a 2016-os évek vizsgált öt keresztzelvényéből négy egy nagy csoportot alkot, míg egy keveredik más évek mintáival. A 2015-ös tavaszi minták azonban két nagy csoportot alkotnak, míg 2015-ös nyári minták határozottan elkülönülnek a többi mintától. A Rogers-Tanimoto hasonlósági függvénnyel képzett klaszterfa alapján (30. ábra) szintén két nagy csoportot alkotnak a minták, az egyik csoportot csak a 2016-os tavaszi minták alkotják, míg a másik csoportban találhatóak a másik három mintavétel keresztzelvényei. Az egyes évekhez tartozó keresztzelvények elkülönülnek egymástól a második csoportban is, kivétel a 2015-ös tavaszi minták, melyek közül kettő más évek mintáival alkot egy csoportot. Emellett a keresztzelvények csoportosulása is megfigyelhető az azonos évekhez tartozó minták esetében. Az RA és az RF, valamint az RD és az RE keresztzelvények a 2014-ös és a 2016-os tavaszi minták esetében egy csoportot alkotnak, azaz fajkészletük nagy hasonlóságot mutat.

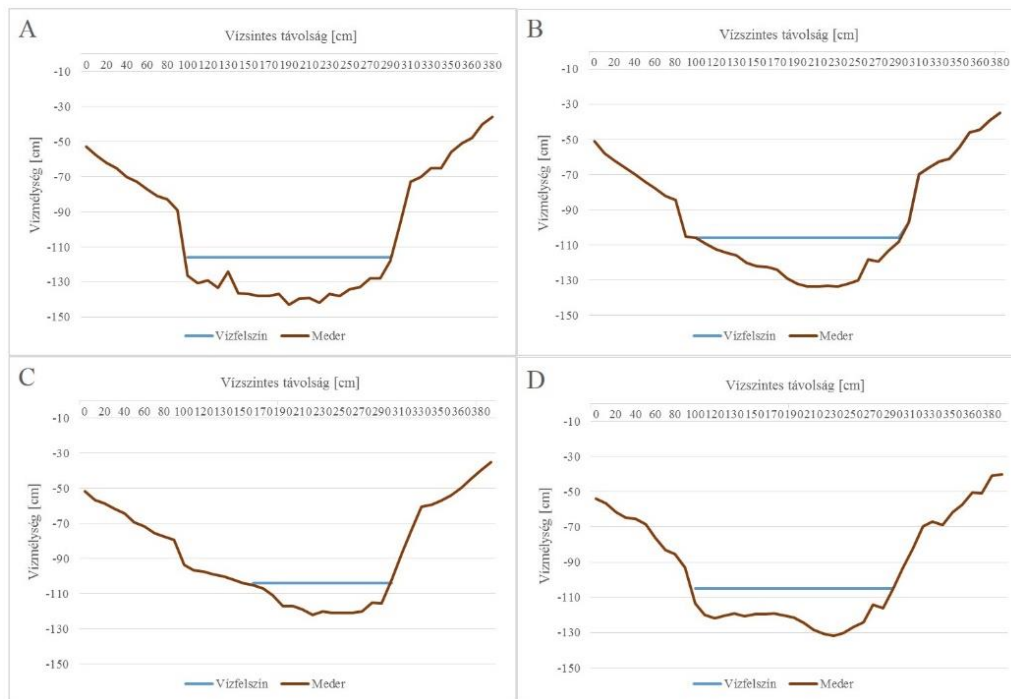


29. ábra A Rák-patak mintavételeinek egyedszámok alapján, Bray-Curtis hasonlósági függvénnyel képzett klasztere (sárga: 2014-es mintavétel. világoszöld: 2015 tavaszi mintavétel. sötétzöld: 2015 nyári mintavétel. kék: 2016-os mintavétel. 0 érték jelentése: a vizsgált mintavételi pontok azonos fajösszetétellel rendelkeznek. 2 érték jelentése: a mintavételi helyszínek között nincs egyezés fajkészlet tekintetében.)



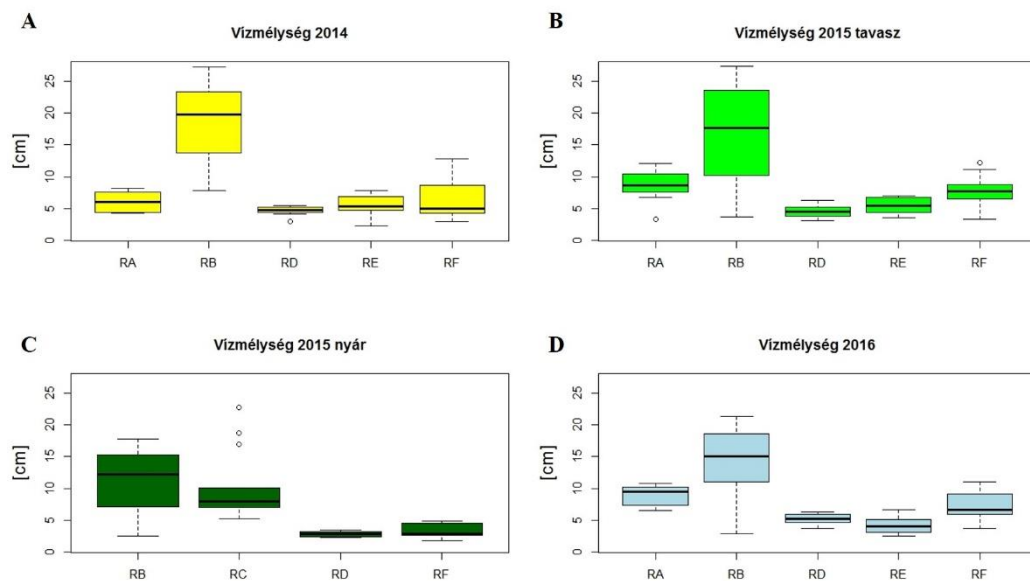
30. ábra A makrogerinctelen szervezetek jelenléte-hiánya alapján, a vizsgált évek keresztmetszévényeinek Rogers-Tanimoto hasonlósági függvénnyel képzett klaszter diagramja (sárga: 2014-es mintavétel. világoszöld: 2015 tavaszi mintavétel. sötétzöld: 2015 nyári mintavétel. kék: 2016-os mintavétel. 0 érték jelentése: a vizsgált mintavételi pontok azonos fajösszetétellel rendelkeznek. 4 érték jelentése: a mintavételi helyszínek között nincs egyezés fajkészlet tekintetében.)

A medermorfológia változását a mintavételi időpontok között, két választott keresztmetszvény esetében mutatom be. Az RB keresztmetszvény (31. ábra) tipikusan medencének, míg az RD (2. melléklet/A) tipikusan gázlónak mondható. Mindkét ábrán jól látható mind a keresztmetszvény morfológiájának, mind a víz szintjének a változása. A tavaszi mintázások során a vízfolyás szélessége, valamint a vízmélység hasonlóan alakul a keresztmetszvényekben, azonban a nyári mintavétel alkalmával jelentősen lecsökken a víz szintje.

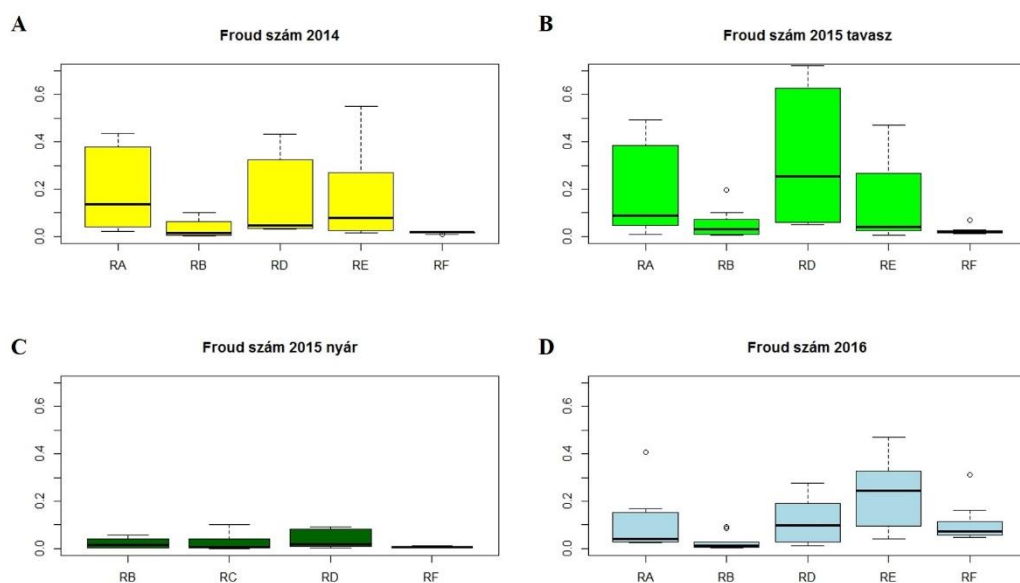


31. ábra Medermorfológia változása a Rák-patak RB keresztmetszvényének esetében (A: 2014 tavasz, B: 2015 tavasz, C: 2015 nyár, D: 2016 tavasz)

A mért és számított háttérváltozók közül a következőkben a vízállás magasság (32. ábra), a Froude szám (33. ábra) és az érdességi Reynolds szám (2. melléklet/B) értékeinek a változását mutatom be, keresztmetszvényekre és mintavételi alkalmakra lebontva. Minden mintavételi alkalom esetében a legmagasabb vízállás értékekkel és az értékek legnagyobb szórásával az RB keresztmetszvény rendelkezett. Az érdességi Reynolds és a Froude szám értékei az RB keresztmetszvényben voltak a legalacsonyabbak, míg a legmagasabb értékek és az értékek nagyobb szórása az RD keresztmetszvény esetében mutatkoztak. Az RB keresztmetszvény tulajdonságai alapján tipikusan medence, míg az RD keresztmetszvény tipikusan gázlónak mondható. A többi vizsgált keresztmetszvény az értékek alapján nem sorolható be tipikusan medence vagy gázló kategóriákba.



32. ábra Vízmélység értékeinek alakulása a Rák-patak mintavételi egységeiben (A: 2014-es mintavétel. B: 2015 tavaszi mintavétel. C: 2015 nyári mintavétel. D: 2016-os mintavétel (Doboz: az eredmények 50%-a. Alsó és felső bajusz: alsó kvartilis, felső kvartilis. Vastag vonal: medián. Karika: kiugró értékek.)



33. ábra Froude szám értékeinek alakulása a Rák-patak mintavételi egységeiben (A: 2014-es mintavétel. B: 2015 tavaszi mintavétel. C: 2015 nyári mintavétel. D: 2016-os mintavétel. Doboz: az eredmények 50%-a. Alsó és felső bajusz: alsó kvartilis, felső kvartilis. Vastag vonal: medián. Karika: kiugró értékek.)

A Rák-patak kijelölt szakaszán végzett több éves ökológiai vizsgálat célja annak megállapítása volt, hogy a rögzített keresztmetszvényekben a mikrohabitatok átrendeződése milyen hatással van az ott élő makrogerinctelen szervezetekre és közösségeik összetételére. Egy vízfolyás, így a Rák-patak medermorfológiája is folyamatosan változik a természetes

vízfolyásdinamikának köszönhetően. A vizsgált keresztshelvények profilja ugyan folyamatosan formálódott az évek során (31. ábra, 1. melléklet/C) a vízfolyás romboló és építő munkájának eredményeképpen, azonban a vizsgált időszakban az adott patakszakaszon nem történt lefűződés, nagyobb árhullám (1. melléklet/B) sem volt megfigyelhető, így jelentősebb átrendeződés sem a keresztshelvények morfológiájában.

Az egyes mintavételi alkalmak diverzitásprofiljai metszették egymást, ezért a mintavételekhez tartozó profilok nem voltak rangsorolhatóak. A mintavételezéseket külön megvizsgálva azonban látható, hogy minden évben és minden mintavételezés során eltértek a vizsgált Shannon diverzitás és ösztaxonszám értékek a keresztshelvényeken belül. Az egyes keresztshelvényekben található vízi makrogerinctelen közösségek diverzitása a bennük található habitatok diverzitásának függvénye volt. Az RD shelvény tipikusan gázlónak mondható, benne gazdag kérész és álkérész fauna volt megfigyelhető az összes mintavétel során. Az RD shelvény diverzitás értékeit majdnem minden mintavételezés során megközelítették az RE és az RF shelvények értékei. A vizsgált két keresztshelvényben vízhozamtól függően a mintavételezések során a mélyebb vízmélységgel rendelkező alkvadráttól az alig pár cm-ig és a zátonyig minden megfigyelhető volt. A mikrohabitatok sokszínűsége miatt gyakran ezek a keresztshelvények rendelkeztek a legmagasabb vízi makrogerinctelen taxonszámmal.

Mind a fajkészlet, mind pedig a mennyiségi adatok alapján is megállapítható, hogy a nyári minták elkülönülnek a tavaszi mintáktól. Egy természetes vízfolyás esetében, őszre ugyanis lecsökken a benne található taxonok száma attól függően, hogy a víztestben élő fajok között milyen arányban találhatóak az egy, két vagy három éves fejlődésű fajok (Allan és Castillo, 2007).

Az egyes évek és keresztshelvények fajkészletük alapján jobban elkülönülnek, mint a mennyiségi viszonyok szerint. A Rogers-Tanimoto függvény alapján képzett dendrogramon (30. ábra) a 2015-ös tavaszi minták közül egy (RB keresztshelvény) a 2015-ös nyári, valamint egy (RA keresztshelvény) a 2014-es tavaszi mintákkal került egy csoportba. A 2015 tavaszi RB keresztshelvényben gyűjtött taxonok közül 15 taxon (taxonok 62,5 %-a) megtalálható volt a 2015-ös nyári minták jelentős részében is. Az említett mintákban előforduló ritkább taxonok közül néhány példa: *Pisidium* sp., *Centroptilum luteolum*, *Paraleptophlebia submarginata*, *Hexatoma* sp., Ptychopteridae sp., *Chironomini* sp., *Tanytarsini* sp.. A 2015-ös RA keresztshelvényben található taxonok közül 16 taxon (76,2 %) előkerült a 2014-es tavaszi mintákból is. A tömeges fajok mellett a következő ritkább taxonok fordultak elő a 2015-ös RA keresztshelvényben és a 2014-es minták jelentős részében egyaránt: *Elodes* sp., *Hydraena* sp.,

Limnius sp., *Isoperla* sp., *Protonemura* sp.. A megfigyelt keresztaszelvény „párok” (RA-RF, valamint az RD-RE) esetében a fajkészletek között minimum 63,63 % és maximum 83 %-os egyezés mutatható ki. Az RE és az RD keresztaszelvények (folyásirány szerint) egymást követő keresztaszelvények, kisebb vízmélység és nagyobb vízsebesség jellemzi őket, üledék- és szervesanyag felhalmozódás nélkül, szélükön finom mederalzatú részekkel, a sodorvonalban nagyobb kövekkel. Mezohabitat szinten gázló jellegűek. Az RF és az RA keresztaszelvények jelentősebb része szintén gázló jellegű, azonban a sodorvonalból hiányoznak a nagyobb kövek, melyek nem csupán életteret biztosítanak a legelő szervezeteknek, de a mögöttük lévő holtter bűvőhelyként is szolgálhat.

A mennyiségi adatok alapján (29. ábra) az évek nem különültek el határozottan, egy-egy minta más évek mintáival került egy csoportba. A „vegyes” csoportok kialakulásának oka eltérő a következő két esetben. A 2016-os minták közül az RD a 2015-ös tavaszi RA, RD, RE mintákkal került egy csoportba. A keveredés oka feltételezhetően, hogy a bennük előforduló taxonok jelentős része hasonló abundanciával került elő a mintákból (pl. *Gammarus fossarum*, *Baetis muticus*, *Baetis vernus*, *Ephemera danica*, *Rhithrogena puytoraci*, *Protonemura* sp., *Isoperla* sp., *Potamophylax rotundipennis*, *Rhyacophila sensu stricto*, *Hexatoma* sp.). A másik „vegyes” csoportot a 2015-ös tavaszi minták másik fele (RB, RF) és a 2014-es RB keresztaszelvény alkotta. Fajkészletük alapján igen eltérő keresztaszelvények (30. ábra), a bennük található taxonok kevesebb, mint fele egyezik meg a három mintában, azonban a következő ritkább taxonok hasonló tömegességgel fordultak elő bennük, mely feltételezhetően a csoportosulásukat okozhatta: *Pisidium* sp., *Limnephilidae* sp., *Tipulidae* sp. (közülük a *Pisidium* fajok és a *Tipulidae* sp. kimondottan helyhez kötött életmódot folytatnak, így az adott környezetben az „állandóságot” képviselik/jelzik).

A Rák-patak vízi makrogerinctelen közössége egy stabil és diverz faunának mondható az eredményeim alapján. A gyűjtött mintákban a legnagyobb faj és egyedszámmal a kérészek, az álkérészek, a tegzesek, a bogarak és a kétszárnyúak rendjébe tartozó taxonok képviseltették magukat. A több évi mintavételezés új fajokat ugyan nem eredményezett, de szezonális változás megfigyelhető a fajösszetételben, valamint a vizsgált évek közösségei között a dominancia viszonyokban eltérés tapasztalható. Az eredmények alapján tehát elmondható, hogy a vizsgált keresztaszelvényekben található makrogerinctelen közösségek követik a medermorfológia változását, mikrohabitatok átrendeződését, (ellenkező esetben a minták nem évek szerint, hanem keresztaszelvényenként csoportosulnának egymással), természetesen másható tényezők (abiotikus és biotikus, valamint véletlen faktorok) is befolyásolhatják a faj eloszlást és mennyiségi viszonyokat.

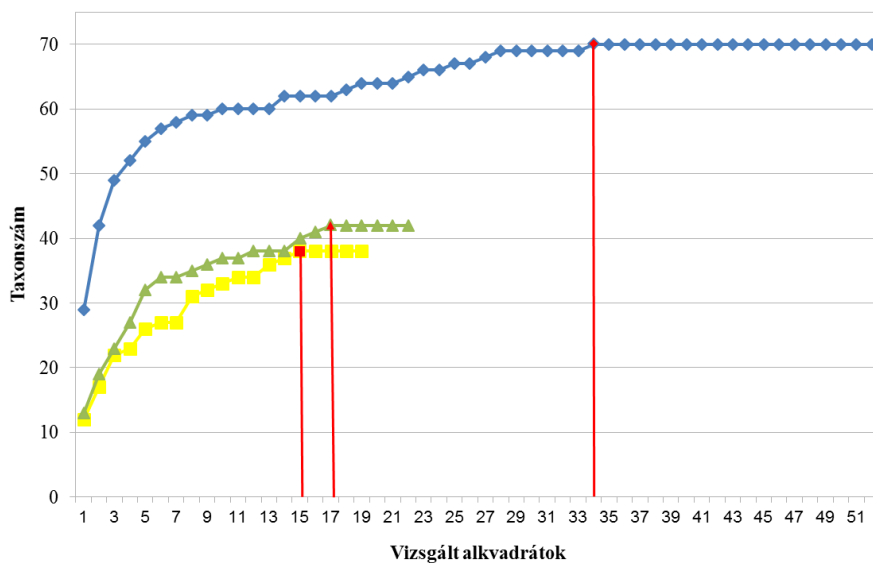
A munkám során gyűjtött mintákban előforduló taxonok (4. melléklet) jelentős része megegyezik a korábbi, a vízi makrogerinctelen közösségekre irányuló kutatásokban leírt taxonokkal (Kondor, 1991; Kovács, 2004; György et al., 2005, Tóth, 2005; Kovács, 2008; Szita, 2012).

A taxonlistákban mutatkozó minimális eltéréseket a határozás „mélysége” (család, genus vagy faj szintű határozás) és a mintavételi helyek nagy szórása okozhatja, ugyanis bizonyos publikációkban a Rák-patak városi szakaszain is történt mintavétel, valamint a mellékágaiban. A következőkben azokat a taxonokat sorolom fel, melyek a korábbi közösségi szintű kutatások során nem, de munkám során előkerültek: *Hydrobiidae* sp., *Astacus astacus*, *Baetis vardarensis*, *Electrogena ujhelyii*, *Ecdyonurus subalpinus*, *Rhithrogena puytoraci*, *Habrophlebia lauta*.

4.1.2 *Három vizsgált kisvízfolyás makrogerinctelen közösségének és hidraulikai jellemzőinek összehasonlítása*

2016-ban a Rák-patakon végzett mintavételezés mellett a Mecsekben (Petőczy-árok) és a Kőszegi-hegységben (Kőbányai-patak) található két másik vízfolyás vizsgálatára is sor került. A vizsgálat célja a hasonló jellegű, de az ország különböző pontján található hegyvidéki kisvízfolyások fajösszetételének vizsgálata, a különbségek, hasonlóságok, tendenciák kimutatása volt elsősorban, valamint a mintavételi módszertan tesztelése más vízfolyásokon.

A felmérés során összesen 97 alminta került feldolgozásra, melyből 3 alkvadrátban nem volt vízi makrogerinctelen, így az elemzéseket 94 alminta jellemzőin végeztem. A Petőczy-árokban 24 alkvadrátban összesen 42 taxon került feljegyzésre. A Kőbányai-patakon 38 taxon volt megfigyelhető a 19 almintából, míg a Rák-patakon a vizsgált 54 alkvadrátból 70 taxon.



34. ábra A három vizsgált vízfolyás fajtelitődési görbéje (kék: Rák-patak (2016). sárga: Kőbányai-patak. zöld: Petőczy-árok)

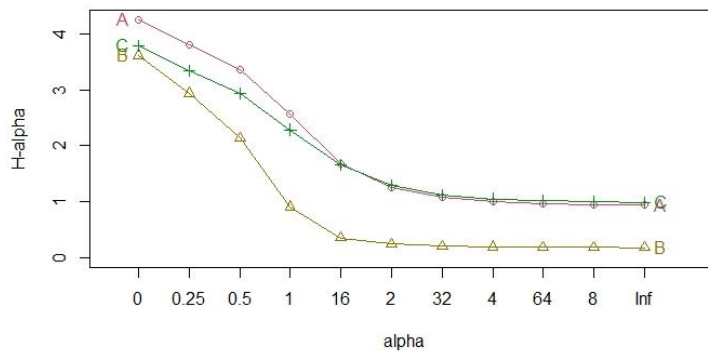
A fajtelitődési görbék (34. ábra) alapján kijelenthető, hogy a Rák-patak esetében indokolt volt a magasabb számú keresztmetszvény bevonása a vizsgálatokba. A Kőbányai-patak mintáiban a 16. bevont alkadrát már nem eredményezett új taxont, a Petőczy-árok esetében a 18. alkadrátnál érte el a fajkészlet a maximális taxonszámot, míg a Rák-patakban a taxonszám a bevont 34. alkadrátnál érte el a maximumát.

A vizsgált helyszínek diverzitásának összehasonlítását Hutcheson-féle t-próbával végeztem el, $p=0,01$ szignifikancia szint mellett. A vizsgált párok (3. táblázat) minden esetben szignifikánsan eltértek egymástól.

3. táblázat A 2016-os mintavételi helyek vízi makrogerinctelen közösségeinek Shannon diverzitás értékein alapuló összehasonlítása Hutcheson-féle t-próbával (A: Rák-patak. B: Kőbányai-patak. C: Petőczy-árok)

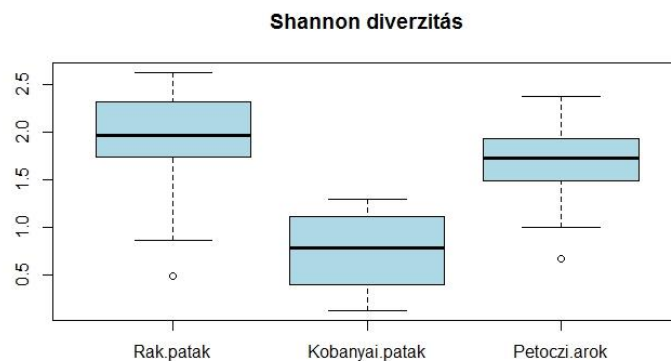
	T	p
A-B	38,234	< 2,2e-16
A-C	7,2798	4.12E-13
B-C	-27,295	< 2,2e-16

A Hutcheson-féle t-próba mellett, a három vízfolyás diverzitását a Rényi-féle diverzitási rendezések alapján is megvizsgáltam (35. ábra). A Petőczy-árok profilja metszette a Rák-patak profilját, így a három vízfolyás diverzitás szempontjából nem rangsorolható. Mivel a Kőbányai-patak profilját nem metszi a Petőczy-árok profilja, így elmondható, hogy a Rák-patak diverzitása nagyobb a Kőbányai-patak diverzitásánál.



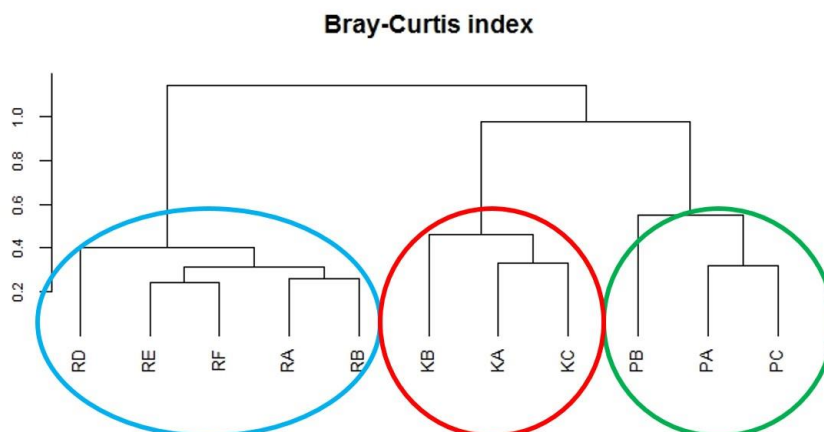
35. ábra A 2016-ban vizsgált vízi makrogerinctelen közösségek diverzitás profiljai (A: Rák-patak. B: Kőbányai-patak. C: Petőczy-árok)

A mintavételi helyek alkvadrátjainak Shannon diverzitás értékeit megvizsgálva (36. ábra) látható, hogy a Rák-patak és a Petőczy-árok esetében nagyon hasonlóan alakulnak a diverzitás értékek és azok szórása, így érthető a Rényi-féle diverzitásprofil alakulása. A Kőbányai-patak diverzitás értékeinek átlaga szinte egy egészszel alacsonyabb volt a Rák-patak értékeihez képest.

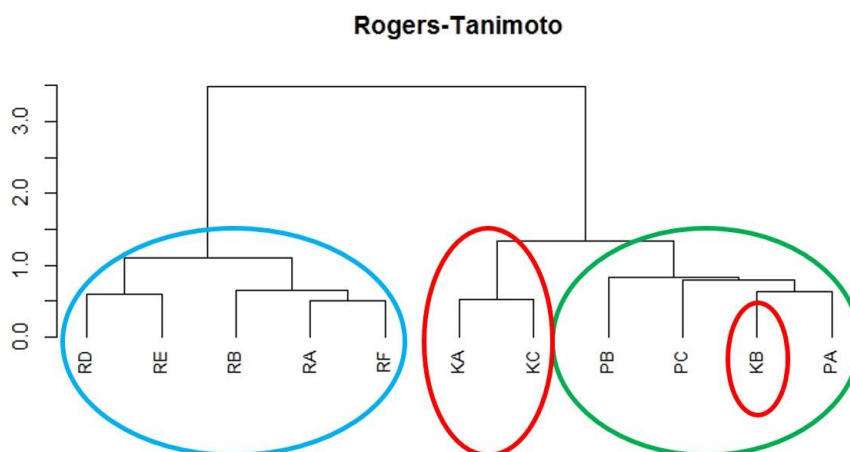


36. ábra A mintavételi helyek alkvadrátjainak Shannon diverzitás értékei (Doboz: az eredmények 50%-a. Alsó és felső bajusz: alsó kvartilis, felső kvartilis. Vastag vonal: medián. Karika: kiugró értékek.)

A vízi makrogerinctelen szervezetek mennyiségi viszonyai (37. ábra) alapján a három vízfolyás mintái határozottan elkülönülnek egymástól. A vízfolyásokhoz tartozó keresztaszvélvények két nagy csoportot alkotnak, az elsőbe a Rák-patak mintái, a másodikba a Kőbányai-patak és a Petőczy-árok mintái kerültek. A fajkészlet (38. ábra) tekintetében szintén két nagy csoportot alkotnak a minták. A második csoporton belül a Kőbányai-patak és a Petőczy-árok keresztaszvélvényei csak részben különböznek egymástól, ugyanis a KB keveredik a Petőczy-árok mintáival és a PA szelvénnyel mutat nagy hasonlóságot.



37. ábra A vizsgált vízfolyások keresztiszelvényeinek egyedszámok alapján, Bray-Curtis hasonlósági függvényrel képzett klasztere (kék: Rák-patak vizsgált keresztiszelvényei (2016). piros: Kőbányai-patak vizsgált keresztiszelvényei. zöld: Petőczy-árok vizsgált keresztiszelvényei. 0 érték jelentése: a vizsgált mintavételi pontok azonos fajösszetétellel rendelkeznek. 3.5 érték jelentése: a mintavételi helyszínek között nincs egyezés fajkészlet tekintetében.)



38. ábra A makrogerinctelen taxonok jelenléte-hiánya alapján, a vizsgált vízfolyások keresztiszelvényeinek Rogers-Tanimoto hasonlósági függvényrel képzett klaszter diagramja (kék: Rák-patak vizsgált keresztiszelvényei (2016). piros: Kőbányai-patak vizsgált keresztiszelvényei. zöld: Petőczy-árok vizsgált keresztiszelvényei. 0 érték jelentése: a vizsgált mintavételi pontok azonos fajösszetétellel rendelkeznek. 3.5 érték jelentése: a mintavételi helyszínek között nincs egyezés fajkészlet tekintetében.)

A 4. táblázat alapján, mely a vizsgált helyszínek hidraulikai paramétereinek átlag és szórás értékeit tartalmazza megállapítható, hogy az átlag vízmélység, az átlag vízsebesség, ezáltal az átlagos hozam érték és a Froude szám a Petőczy-árok esetében voltak a legmagasabbak, míg az átlagos súrlódási sebesség, az átlagos nyírófeszültség és az érdességi Reynolds szám a Kőbányai-pataknál mutatták a legmagasabb értékeket. Az 5. táblázatban szerepelnek a három vizsgált vízfolyás mintavételkor mért alapvető fiziko-kémiai

paramétereinek értékei. Az értékek alapján a Kőbányai-patak vezetőképessége és pH-ja a legalacsonyabb a vizsgált vízfolyások közül.

4. táblázat A vizsgált mintavételi helyszínek hidraulikai jellemzői (átlag értékek, zárójelben: szórás értékek)

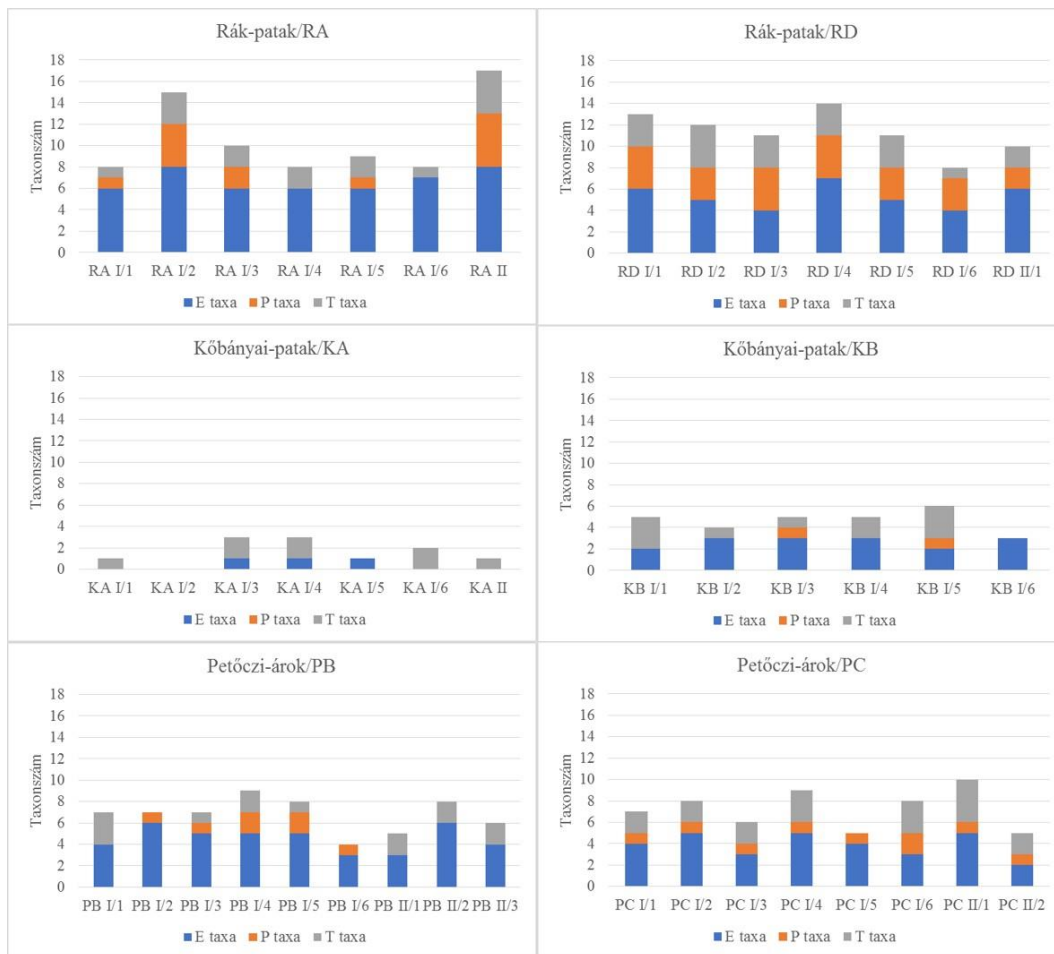
	Átlag vízmélység [m]	Átlag vízsebesség [m/s]	Hozam [m ³ /s]	Súrlódási-sebesség [m/s]	Nyíró-feszültség [N/m ²]	Érdségi Reynolds szám	Froude szám
Rák-patak	0,0803 (0,0478)	0,1341 (0,1183)	0,0031 (0,003)	0,015 (0,0258)	0,8782 (3,1918)	136,6947 (460,3744)	0,1141 (0,1202)
Kőbányai-patak	0,0588 (0,0384)	0,1743 (0,1206)	0,0027 (0,002)	0,051 (0,0501)	4,9733 (8,0397)	254,3275 (393,1202)	0,0256 (0,0182)
Petőczi árok	0,0986 (0,0745)	0,1986 (0,2059)	0,004 (0,0034)	0,0446 (0,062)	4,3991 (12,4401)	167,3662 (168,5108)	0,0262 (0,0336)

5. táblázat A vizsgált vízfolyások mintavétel során mért fiziko-kémiai paramétereinek értékei

	pH	Vezetőképesség [μS/cm]	Víz hőmérséklet °C
Rák-patak	8,13	404,0	12,6
Kőbányai-patak	7,99	196,9	8,4
Petőczi árok	8,42	717,0	7,5

Szűkítve a közösségi vizsgálatokat, a következőkben a vízfolyások kérész, álkérész és tegzes faunájának (EPT taxonok) elemzésével folytatom munkámat. Cél, a leggyakoribb taxonok, karakterfajok megállapítása, ezen belül is az egyezések, eltérések és az esetleges komplementaritás megállapítása. A vizsgálat során a Rák-patak rendelkezett a többenél abundánsabb EPT taxon közösséggel, mezohabitat szinten tíz EPT taxon volt jelen a gázló, míg nyolc a medence jellegű élőhelyeken. A Kőbányai-patakban fordult elő a legalacsonyabb számú EPT taxon. A legtöbb esetben a vizsgált három rend közül a kérészek szerepeltek a legnagyobb taxon- és egyedszámmal a mintavételi egységekben (39. ábra). A Rák-patak esetében egy alkvadrátban (0,165 m²) maximum kilenc kérész, maximum öt álkérész és maximum öt tegzes taxon fordult elő. A Kőbányai-patakban maximálisan hat kérész, három álkérész és három tegzes taxon volt megtalálható egy alkvadrátban, míg a Petőczi-árok esetében ezek a számok a következőképpen alakultak: hat kérész, három álkérész és három tegzes.

Az *Ephemera danica*, a *Baetis muticus*, az *Ecdyonurus subalpinus*, az *Isoperla* sp., az *Amphinemura* sp., a *Limnephilidae* sp. és az *Odontocerum albicorne* voltak a legabundánsabb EPT taxonok a Rák-patakban 2016-ban. A *Rhithrogena puytoraci*, a *Baetis vernus*, a *Leuctra* sp. és a *Limnephilidae* sp., valamint az *O. albicorne* volt a leggyakrabban előforduló EPT taxon a Kőbányai-patakban. A Petőczi-árok mintáiban a *B. vernus*, az *Electrogena ujhelyii*, az *Isoperla* sp., a *Potamophylax rotundipennis* és a *Limnephilidae* sp. voltak a legdominánsabb EPT taxonok.



39. ábra EPT taxonok száma a vizsgált mintavételi helyszínek választott keresztaszelvényeiben (kék szín: kérész taxonszám, narancssárga: álkérész taxonszám, szürke: tegzes taxonszám)

A vizsgált három kisvízfolyás természetes medrűknek köszönhetően gazdag makrogerinctelen faunával rendelkezik. A Kőbányai-patakban és a Petőczy-árokban három-három, míg a Rák-patakban öt keresztaszelvény került felvételezésre. A fajtelítődési görbékből látható, hogy a Rák-patak esetében a kisebb számú keresztaszelvény bevonása a vizsgálatokba adatvesztést eredményezett volna. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a leggazdagabb vízi makrogerinctelen faunával a Rák-patak rendelkezett egyedszám és taxonszám tekintetében egyaránt.

A vízi makrogerinctelen szervezetek mennyiségi viszonyai alapján a három vízfolyás mintái elkülönültek az elemzések során. A fajkészlet alapján azonban a Kőbányai-patak és a Petőczy-árok mintái részben keveredtek, a KB és a PA szelvények fajkészlete mutatott nagy hasonlóságot egymással. Medermorfológiájuk nagyon hasonló: mindkét keresztaszelvény gázló mezohabitat típusba sorolható, szélükön nem jellemző finom üledék lerakódása, valamint a part menti fák gyökerei sem lógnak be a vízbe, szemben más, a vízfolyásokban vizsgált kvadrátokkal. Fajkészletük közel 50 %-a egyezik meg, hasonlóságot a *Habroleptoides confusa*

alacsony egyedszáma, valamint az *Elmis* sp., *Hydraena* sp., Ceratopogonidae sp. és az *E. subalpinus* taxonok jelenléte mutat a többi mintához képest.

Az EPT taxonok között egyezéseket, különbségeket és komplementaritásokat is sikerült kimutatnom. A Rák-patak esetében az *E. danica*, a *B. muticus* és az *E. subalpinus* voltak a domináns kérész fajok, míg a Kőbányai-patakban a *B. vernus* és a *R. puytoraci*, a Petőczi-árokban pedig a Kőbányai-patakhoz hasonlóan a *B. vernus*, valamint az *E. ujhelyii*. Az álkérészek közül a Rák-patakban az *Amphinemura* sp., valamint a Petőczi-árokban megegyezően az *Isoperla* sp. abundanciája volt kiemelkedő, míg a Kőbányai-patak esetében a *Leuctra* sp. került elő a leggyakrabban. A Limnephilidae családkhoz tartozó taxonok mindhárom vízfolyás esetében dominánsak voltak, de mellettük a Rák- és a Kőbányai-patakban az *O. albocirne*, míg a Petőczi-árokban a *P. rotundipennis* előfordulását érdemes kiemelni.

A Rák-patak természetes és mesterséges szakaszának makrogerinctelen faunájával, a vízfolyás fiziko-kémiai és kémiai jellemzőinek összehasonlításával több munka is foglalkozott az elmúlt évtizedekben. Ilyenek például Keller (1998); Tóth (2005); György et al., 2005; Guttmann és Imrik, 2010; Gribovszki et al., 2012; Szita, 2012; Szita és Gerencsér, 2012; Horváth (2016), Horváth et al., 2016 munkái. Minden, előbbieken felsorolt munka leírja a zavarásmentes és a városi szakaszok közötti jelentős különbségeket a biotikus és az abiotikus elemek tekintetében egyaránt. A Rák-patak esetében a fenti munkákkal bizonyítható a vizsgált szakasz érintetlensége, természetessége. A három vízfolyás tekintetében a Kőbányai-patak van kitéve a legjobban az emberi zavarásnak, mely vélhetően hatással van az ott előforduló makrogerinctelen közösség összetételére. A három vízfolyás közül a Kőbányai-patak mintavételi szakasza található ugyanis legközelebb településhez, valamint számos természetes zavarástűrő növény (Borhidi-, Simon-szerinti ökológiai mutatók alapján (Ács et al., 2007)) jelenlétét is megfigyeltem a területen, mint például a fekete bodza (*Sambucus nigra*), a nagy csalán (*Urtica dioica*), valamint a molyhos szeder (*Rubus canescens*). Továbbá terepi megfigyeléseim alapján elmondható, hogy a Kőbányai-patak vízjárása ingadozik a legjobban, nyári szárazságokban igaz szakaszosan, de gyakran kiszáradhat. Ezt a változékonyságát vélhetően annak köszönheti, hogy a Kőbányai-patak elsőrendű vízfolyás. Ez az ingadozó vízjárás is hatással van az ott előforduló makrogerinctelen közösség összetételére. Szerencsére a refugium területeknek és egyes életstratégiáknak (*Cordulegaster* fajok) köszönhetően a rövid ideig tartó szárazabb időszakot átvészelve az ott előforduló makrogerinctelenek, de a vízfolyásban található bentikus fajok kisebb abundanciája és a kevésbé (másik két vizsgált vízfolyáshoz képest) diverz fauna ennek lehet az eredménye.

A három vízfolyás makrogerinctelen fajegyütteseinek összetételében megmutatkozó különbségek a vízjárás szélsőségessége és az enyhe antropogén hatás mellett annak is köszönhető feltételezhetően, hogy a Rák-patak és a Petőczy-árok üledékben (3.1 és 3.3 fejezet) kanyarognak, míg a Kőbányai-patakban (3.2 fejezet) az egységes mederfelszín sok helyen az alapkőzet felszínre bukkanásai illetve kőzetkibúvások szabdalják. Ezek befolyásolják a vízfolyások fiziko-kémiai paramétereinek jellemzőit is, melyek közvetlen hatással lehetnek a fauna összetételére.

A Rák-patakban munkám során azonosított taxonok összevetésére régebbi kutatási eredményekkel az előző fejezetben már sor került, így a következőkben a Kőbányai-patak és a Petőczy-árok faunisztikai eredményeit mutatnám be. A Kőbányai-patak esetében sajnos nagyon kevés munka, publikáció jelent meg, mely érinti az ott előforduló vízi makrogerinctelen faunát. A fellelhető publikációk mindegyike a *Cordulegaster* fajokkal foglalkozik. A vízfolyásban bizonyított a *Cordulegaster heros* és *C. bidentata* együttes előfordulása (Gerencsér, 2013; Ambrus et al., 2018b), azonban munkám során csak *C. bidentata* egyedeket sikerült beazonosítanom. A Petőczy-árok vízrendszerét érintő EPT fajokkal kapcsolatos publikációban a leírt taxonok jelentős része munkám során is előkerült. A publikált jegyzékkel összehasonlítva saját eredményeimet a következő különbségek adódtak. Munkám során nem került elő a vízfolyásból a *Baetis rhodani* és a *Centroptilum luteolum*, azonban előfordultak a következők fajok: *B. vernus*, *H. confusa*, *Habrophlebia fusca*, *P. rotundipennis*, *Glyptotaelius pellucidus*, valamint *Rhyacophila sensu stricto*. Vízi bogarak és poloskák tekintetében a publikált taxonok közül csak a *Limnius volkmari*, a *Limnius* sp. és az *Elmis* sp. került elő a gyűjtött anyagból. Számos, Kálmán et al. (2010) publikációjában szereplő bogár- és poloskafajt nem sikerült begyűjtenem a mintavételezésem során, azonban előkerültek a *Hydraena* sp. és a Scirtidae sp. taxonok, melyek az említett publikációban nem szerepelnek. Méhes et al. (2012) munkájában szereplő árvaszúnyog taxonok közül a Tanypodinae sp., Orthoclaadiinae sp. és a Chironominae sp. előkerült mintavételezésem során is, azonban nem sikerült begyűjtenem a Diamesinae sp. és Prodiamesinae sp. taxonokat.

A fejezetben bemutatott eredmények alapján kijelenthető, hogy az alkalmazott mintavételi módszertan alkalmas vízfolyások makrogerinctelen fajegyütteseinek leírására, jellemzésére, több vízfolyás esetében azok összehasonlítására. Fontos azonban kiemelni, hogy a vizsgálatba bevont keresztshelvények számát az adott patakszakaszk mikrohabitat változatosságának függvényben érdemes megválasztani, annak érdekében, hogy a teljes fajkészlet felmérésre kerüljön. Azonban a mintavételezés során érdemes minimum három

keresztiszelvényt bevonni a vizsgálatba, ha az adott vízfolyásról pontos képet szeretnénk kapni mind biológiai, mind hidraulikai szempontból egyaránt.

4.2 Vízi szervezetek jelenlétét leginkább befolyásoló háttérváltozók

Egy folyóvízi ökoszisztéma nem statikus, mindig változik. Természetes zavarások, mint például nagyobb csapadékesemények okozta árhullámok, partoldal leszakadások, vagy egy hosszabb csapadékmentes időszak generálta kisvízhozam folyamatosan alakítják a vízfolyások medrét és a benne élő állatok életterét. Minden vízfolyás típusnak megvan a maga élőlény együttese, mely alkalmazkodott az ottani körülményekhez.

Ebben a fejezetben azokat a mért és származtatott hidromorfológiai és hidraulikai háttérváltozókat keresem, melyek hatással vannak egy hegyvidéki kisvízfolyás makrogerinctelen közösségére. A közösségi szintű vizsgálatok mellett, külön vizsgálom a háttérváltozók és a kérész, álkérész, tegzesek (EPT index), valamint az előforduló taxonok funkcionális táplálkozási csoportok szerinti besorolásának kapcsolatát.

4.2.1 Vízi szervezetek jelenlétét leginkább befolyásoló háttérváltozók a Rák-patak mintái alapján

A regularizált kanonikus korrespondencia elemzések (RCC) során kapott első öt kanonikus korreláció értékei az 6. táblázatban összefoglaltak szerint alakultak.

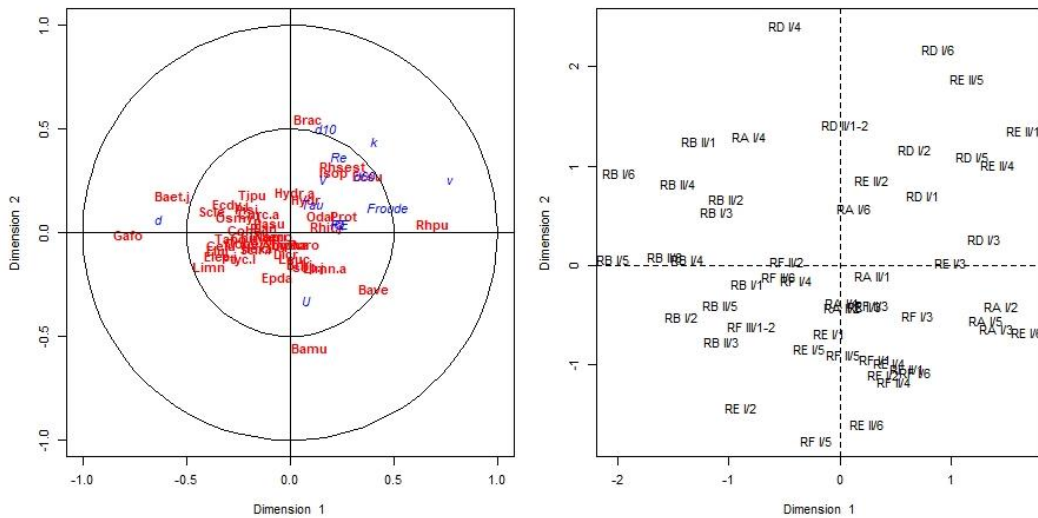
6. táblázat Regularizált kanonikus korrespondencia elemzések első öt kanonikus korrelációs értékei

	2014_tavaszi	2015_tavaszi	2014_tavaszi _EPT	2015_tavaszi _EPT	2015_nyári _EPT	2016_tavaszi _EPT	2015_tavaszi _FFG	2015_nyári _FFG
1. kanonikus korreláció	0,93	0,95	0,93	0,89	0,99	0,83	0,72	0,74
2. kanonikus korreláció	0,92	0,93	0,90	0,85	0,97	0,79	0,38	0,56
3. kanonikus korreláció	0,87	0,88	0,79	0,78	0,88	0,73	0,33	0,43
4. kanonikus korreláció	0,85	0,86	0,74	0,75	0,79	0,69	0,14	0,35
5. kanonikus korreláció	0,77	0,84	0,68	0,68	0,79	0,60	0,08	0,24

A Rák-patak 2014-es közösségi adatokon alapuló RCC elemzése eredményeképpen, a korrelációs együtthatók alapján a *Gammarus fossarum* és a *Baetis* sp. korai lárvastádiumban lévő egyedeinek előfordulását a vízmélység változása befolyásolta, a *Baetis vernus* és a *Rhithrogena puytoraci* fajok jelenlétét pedig a vízsebesség, az érdeesség magasság és a Froude szám. A *Brachyptera* sp. előfordulása az érdeesség magassággal és a D10 névleges szemátmérővel korreláltak (40. ábra).

A 2015 tavaszi minták RCC elemzése során a vizsgált taxonok közül a *G. fossarum* és az *Ephemera danica* jelenléte a vízmélységgel mutattak összefüggést, míg például a *R. puytoraci* és a *Rhithrogena* sp. juvenilis, a *Protonemura* sp. és a *Potamophylax rotundipennis* taxonok előfordulása a szemcseméret jellemzőivel álltak kapcsolatban. Továbbá az *Odontocerum*

albicorne és a *B. vernus* jelenléte a nyírőfeszültséggel, a súrlódási sebességgel és az érdességi Reynolds számmal mutattak összefüggést.

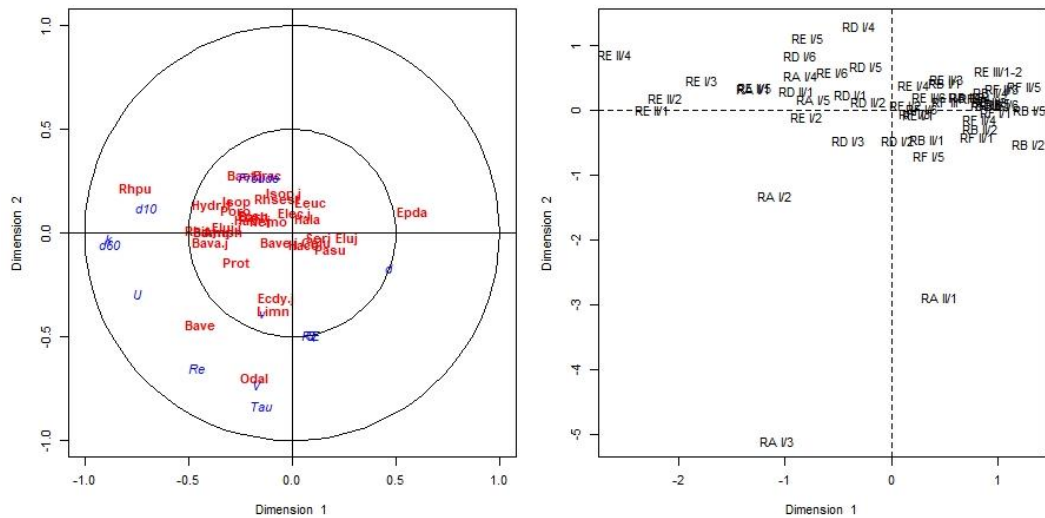


40. ábra A Rák- patak 2014-es tavaszi minták környezeti paramétereinek és makrogerinctelen fajainak relatív gyakorisága alapján elvégzett regularizált kanonikus korrespondancia elemzés A: fajonkénti és magyarázó változónkénti (fajnevek rövidítései a 3. mellékletben olvashatóak . Háttérváltozók rövidítései: d: vízmélység, v: vízsebesség, Q: hozam, V: csúsztatósebesség, Tau: nyírőfeszültség, Re: érdességi Reynolds szám, k: érdesség magasság, D10 és D60: névleges szemátmérők, U: egyenlőtlenségi együttható, RE: Reynolds szám). B: mintánkénti (RA-RF: keresztaszvénnyek, I-II/1-6: alkvadrátok) eredménye

A 2015 nyarán és a 2016-ban gyűjtött anyag elemzése során alacsony kanonikus korrelációs értékeket kaptam eredményül, mely szerint az élőlények jelenléte és a háttérváltozók közötti összefüggés nem releváns, vagy elhanyagolható, így azokat nem mutatom be munkám során (Gonzalez et al., 2008).

Szűkítve az RCC elemzésbe bevont taxonok számát az egyes mintavételi időpontokban gyűjtött EPT taxonokra is elkészítettem a vizsgálatot. A 2014-es mintavétel adatainak elemzése során *B. vernus* és a *R. puytoraci* fajok jelenléte a vízsebességgel és a Froude számmal álltak kapcsolatban, a *Baetis* sp. juvenilis egyedeinek előfordulása a vízmélységgel, míg a *Brachyptera* sp. jelenléte az érdesség magassággal és az érdességi Reynolds számmal.

A 2015 tavaszán gyűjtött minták elemzése során a következő kapcsolatokat kaptam eredményül: az *E. danica* faj jelenléte a vízmélység változásával, a *Baetis* sp. és a *Rhitrogena* sp. juvenilis taxonok előfordulása a Froude számmal és az érdesség magassággal, míg az *O. albicorne* és a *B. vernus* fajok jelenléte a vízsebességgel, a nyírőfeszültséggel és az érdességi Reynolds számmal mutattak kapcsolatot (41. ábra).



41. ábra A Rák- patak 2015-ös tavaszi minták környezeti paramétereinek és EPT taxonok relatív gyakorisága alapján elvégzett regularizált kanonikus korrespondencia elemzés A: fajenkénti és magyarázó változónkénti (fajnevek rövidítései a 3. mellékletben olvashatóak . Háttérváltozók rövidítései: d: vízmélység, v: vízsebesség, Q: hozam, V: csúsztatósebesség, Tau: nyirófeszültség, Re: érdességi Reynolds szám, k: érdesség magasság, D10 és D60: névleges szemátmérők, U: egyenlőtlenégi együttható, RE: Reynolds szám). B: mintánkénti (RA-RF: keresztaszvénnyek, I-II/1-6: alkvadrátok) eredménye

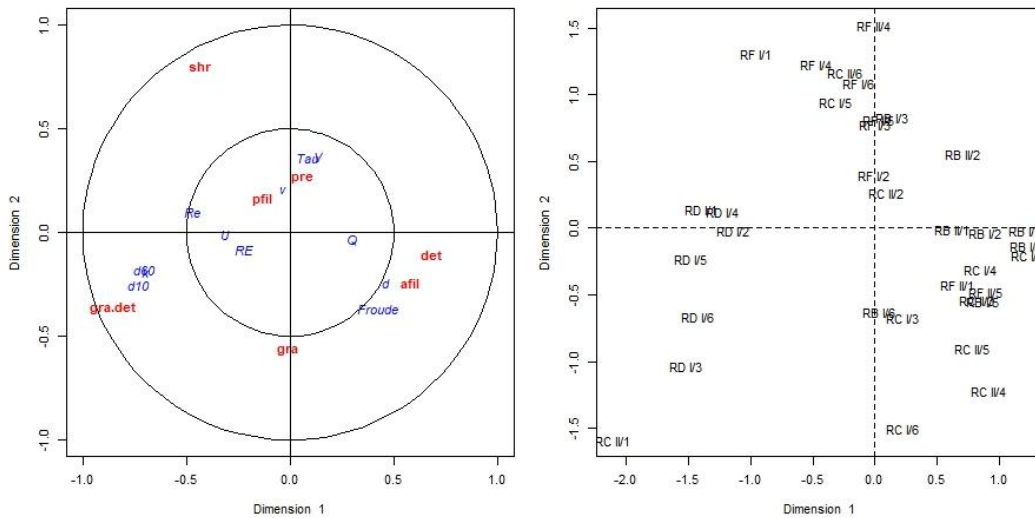
A 2015 nyarán előforduló EPT taxonok és a háttérváltozók kapcsolatának elemzése alapján az *Ecdyonurus* sp. juvenilis és a *Rhithrogena* sp. juvenilis taxonok előfordulása a Reynolds számmal és a névleges szemátmérőkkel mutattak kapcsolatot, míg az *E. danica* jelenléte a vízmélységgel, a *Leuctra* sp., valamint a *Hydropsychidae* sp. taxonok előfordulása pedig a vízsebességgel függtek össze. Az RD keresztaszvénnyhez tartozó alkvadrátok elkülönültek a többi vizsgálati egységtől az eredmények alapján.

A 2016-os minták RCC elemzése alapján a vizsgált taxonok közül *R. puytoraci*, a *Protonemura* sp. és *Amphinemura* sp., valamint az *O. albicorne* és a *P. rotundipennis* előfordulása a vízsebességgel és a D60 névleges szemátmérővel álltak kapcsolatban, míg a *P. submarginata* jelenléte a vízmélységgel.

A funkcionális táplálkozási csoportok és a háttérváltozók kapcsolatát vizsgálva a 2014-es és 2016-os adatok kis kanonikus korrelációs értékeik miatt nem relevánsak, így azokat nem mutatom be a következőkben.

A 2015 tavaszi minták elemzése során az aktív szűrő és aprító szervezetek előfordulása a vízmélységgel, míg a legelő, a ragadozó és a legelő/törmelékevő szervezetek jelenléte a három vizsgált névleges szemátmérővel mutattak kapcsolatot. A 2015 nyári minták elemzése alapján (42. ábra) az aktív szűrő és a törmelékevő szervezetek előfordulása a vízmélységgel, az érdesség magassággal és a Froude számmal mutattak kapcsolatot, míg az aprítók és a

legelő/törmelékevő szervezetek jelenléte a Reynolds számmal és a D10, D60 névleges szemátmérőkkel függtek össze. A második tengely mentén az aprító szervezetek előfordulása a súrlódási sebességgel és a nyírófeszültséggel álltak kapcsolatban.



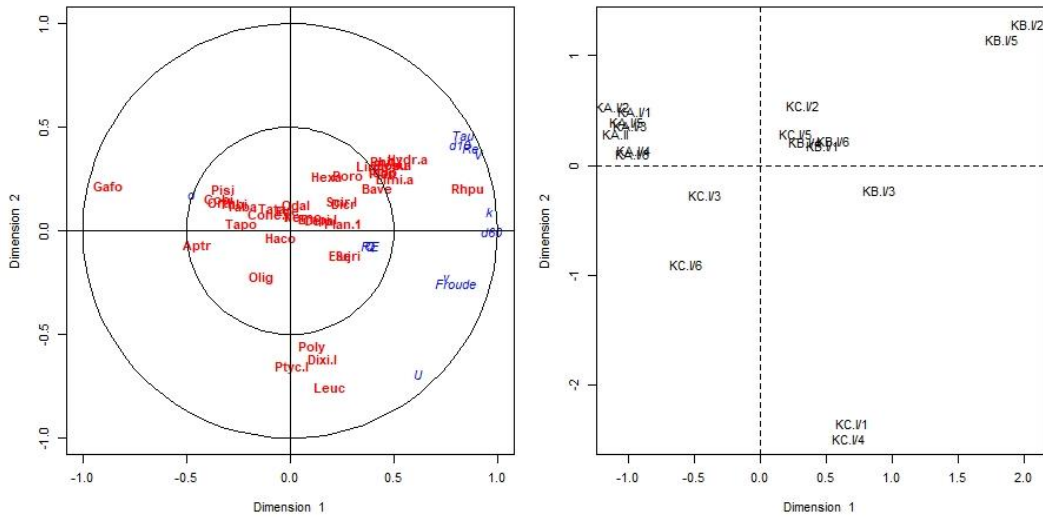
42. ábra A Rák-patak 2015-ös nyári minták környezeti paramétereinek és makrogerinctelen FFG csoportjainak relatív gyakorisága alapján elvégzett regularizált kanonikus korrespondancia elemzés A: táplálkozási csoportonkénti és magyarázó változónkénti (FFG csoportok rövidítései: pre: ragadozó, pfil: passzív szűrő, afil: akvít szűrő, shr: aprító, det: törmelékevő, gra: legelő, gra.det: legelő/törmelékevő. Háttérváltozók rövidítései: d: vízmélység, v: vízsebesség, Q: hozam, V: csúsztatósebesség, Tau: nyírófeszültség, Re: érdességi Reynolds szám, k: érdesség magasság, D10 és D60: névleges szemátmérők, U: egyenlőtlenségi együttható, RE: Reynolds szám). B: mintánkénti (RA-RF: keresztaszvénnyek, I-II/1-6: alkvadrátok) eredménye

4.2.2 Vízi szervezetek jelenlétét leginkább befolyásoló háttérváltozók (Kőbányai-patak és Petőczy-árok)

A Kőbányai-patak és a Petőczy-árok esetében is először közösségi szinten, majd szűkítve az adatokat az EPT taxonokra és az FFG-re megvizsgáltam a vízi makrogerinctelenek és a háttérváltozók kapcsolatát. Az FFG vizsgálata során mindkét vízfolyás adatain végzett RCC elemzés eredményeként alacsony kanonikus korrelációs értékeket kaptam, így azokat nem értékelem ki a következőkben.

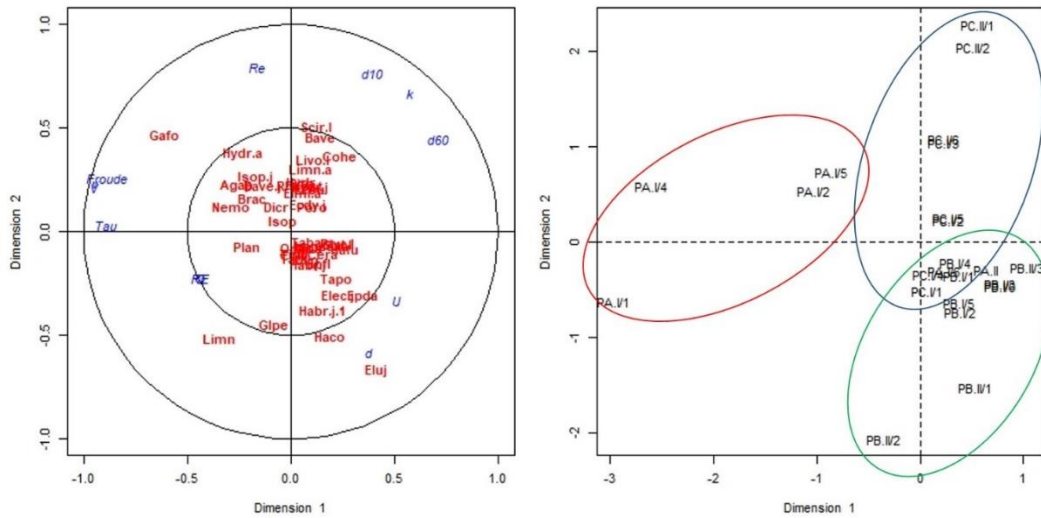
A Kőbányai-patak közösségi adatain alapuló RCC elemzés eredményeként a következő kanonikus korrelációs értékeket kaptam: 0,99, 0,94, 0,88, 0,77, 0,61. Az *Elmis* sp. és a *Hydraena* sp., az *Eclyonurus subalpinus*, a *Baetis vernus*, a *Rhithrogena puytoraci*, az *Isoperla* sp., valamint a *Leuctra* sp. és a *Dixidae* sp. előfordulása a legtöbb vizsgált hidraulikai háttérváltozóval, és a vízsebességgel mutattak kapcsolatot, a *Gammarus fossarum* és a *Cordulegaster bidentata* fajok jelenléte pedig a vízmélység változásával függtek össze (43. ábra). Az EPT taxonok elemzése során a fenti összefüggéseken kívül az *Electrogena ujhelyii*

és a *Leuctra* sp. fajok előfordulásai mutattak kapcsolatot az egyenlőtlenségi mutató változásával. Mindkét elemzés során a KA keresztaszelvény alkadrátjai a vízmélység szerint elkülönültek a többi almintától.



43. ábra A Kőbányai-patak környezeti paramétereinek és makrogerinctelen fajainak relatív gyakorisága alapján elvégzett regularizált kanonikus korrespondancia elemzés A: fajenkénti és magyarázó változónkénti (fajnevek rövidítései a 3. mellékletben olvashatóak). Háttérváltozók rövidítései: d: vízmélység, v: vízsebesség, Q: hozam, V: csúsztatósebesség, Tau: nyírófeszültség, Re: érdességi Reynolds szám, k: érdesség magasság, D10 és D60: névleges szemátmérők, U: egyenlőtlenségi együttható, RE: Reynolds szám). B: mintánkénti (KA-KC: keresztaszelvények, I-II/1-6: alkadrátok) eredménye

A Petőczy-árok adatait megvizsgálva a kanonikus korrelációs értékek a következőképpen alakultak: 0,98, 0,95, 0,93, 0,89, 0,83. Az *E. ujhelyii* jelenléte a D60 névleges szemátmérővel és az érdesség magassággal mutatott kapcsolatot az első tengely mentén, míg a második tengely körüli eloszlást figyelve a D10, a D60 névleges szemátmérőkkel és az érdesség magassággal a *G. fossarum*, a *B. vernus* és a Scirtidae sp. lárva előfordulásai függték össze. Az *E. ujhelyii*, a *Habroleptoides confusa*, a Limnephilidae sp. és a *Glyphotaelius pellucidus* jelenléte a vízmélységgel mutattak kapcsolatot a második tengely mentén (44. ábra), valamint ez az összefüggés az EPT taxonok elemzése során is megmutatkozott. A vízmélység alapján a három vizsgált keresztaszelvényhez tartozó alkadrátok elkülönültek egymástól. A PA és PC szelvények gázló, míg a PB medence mezohabitat típusba sorolhatóak (44. ábra).



44. ábra A Petőczy-árok környezeti paramétereinek és makrogerinctelen fajainak relatív gyakorisága alapján elvégzett regularizált kanonikus korrespondancia elemzés A: fajonkénti és magyarázó változónkénti (fajnevek rövidítései a 3. mellékletben olvashatóak). Háttérváltozók rövidítései: d: vízmélység, v: vízsebesség, Q: hozam, V: csúsztatósebesség, Tau: nyírófeszültség, Re: érdességi Reynolds szám, k: érdesség magasság, D10 és D60: névleges szemátmérők, U: egyenlőtlenségi együttható, RE: Reynolds szám). B: mintánkénti (PA-PC: keresztmetszvények, I-II/1-6: alkvaadrátok) eredménye

4.2.3 A vízi makrogerinctelen közösséget befolyásoló háttérváltozók értékelése

A három vízfolyás mintáin végzett vizsgálatok eredményei alapján együttesen elemzem a kapcsolatot a vízi makrogerinctelenek és a rájuk ható hidraulikai háttérváltozók között. Összegezve az elemzések eredményeit megállapítható, hogy a hasonló karakterisztikával rendelkező vízfolyások esetében ugyanazon háttérváltozók befolyásolják a bentikus közösségek összetételét, taxonok abundanciáját. Eredményeim alapján a vízmélység, a vízsebesség, az érdesség magasság, az érdességi Reynolds és a Froude szám minden vízfolyás esetében hatást gyakorolt az egyes taxonok előfordulására. Ha csak az EPT fajokat nézzük, akkor a fenti paraméterek ugyan nem minden vizsgálati időpontban és helyen, de kiegészültek a D10 és D60 névleges szemátmérők kapcsolatával.

Az eredményekből látható továbbá, hogy a Rák-patak esetében a különböző időpontokban (években és évszakokban) más-más taxonok mutattak egyértelmű kapcsolatot a háttérváltozókkal és más-más háttérváltozók bizonyultak meghatározónak. A különbségeket az évek és évszakok közötti eltérő meteorológiai feltételek okozhatják, melyek befolyásolják az aktuális lefolyási viszonyokat és a szemiakvatikus fajok rajzási viszonyait. A vizsgálatok minden esetben középvízhozam idején valósultak meg (1. melléklet/C), valamint törekedtem a

hasonló fenológiai fázisú állapotokat felmérni a mintavételezések során, elkerülve ezen tényezők eredményekre gyakorolt hatását.

Eredményeimet külföldi irodalmakkal összevetve a következő eltérések és hasonlóságok adódtak. Brooks et al. (2005) munkájukban megállapították, hogy az élőhelyek változatosságát, ezáltal egy vízfolyás vízi makrogerinctelen közösségeinek összetételét az aktuális vízsebesség, a mederanyag szemcsemérete és a hidraulikai paraméterek együttesen befolyásolják. Hildrew és Townsend (1977), Lancaster és Hildrew (1993), Boulton et al. (1998), valamint Matthaei et al. (1999) kutatása alapján a makrogerinctelenek előfordulását leginkább a mederanyag jellemzői befolyásolják a búvóhelyek változatossága (védett területek nagyobb kövek, növényi részek alatt/mögött, rések a lesodródás és predátorok ellen) által. Eredményeim alapján a mederanyag jellemzői közül az érdesség magasság és a taxonok kapcsolata mondható a legjelentősebbnek, míg a D10 és D60 névleges szemátmérők hatása is megfigyelhető, de kevesebb esetben. Azonban eredményeim szerint (a kapott kanonikus korrelációs értékeket megvizsgálva), a mederanyag összetétele kevésbé befolyásolta a bentikus taxonok előfordulását, mint azt vártam volna az irodalmak alapján.

Statzner et al. (1988), Peckarsky et al. (1990), Lancaster és Hildrew (1993), Möbes-Hansen és Waringer (1998) kutatásai szerint a hidraulikai paraméterek közül a nyírófeszültség fejt a legjelentősebb hatást a vízi makrogerinctelenek eloszlására mikro- és makro-léptékben egyaránt, míg Brooks et al. (2005) szerint az érdességi Reynolds szám, a Froude szám és a csúsztatósebesség befolyása jelentősebb. Eredményeim alapján megállapítható, hogy a nyírófeszültség hatása elenyésző, kevés esetben sikerült csak kimutatnom hatását az elemzések során. A vizsgált hidraulikai paraméterek közül esetemben a csúsztatósebesség, az érdességi Reynolds és Froude szám hatása mutatkozott jelentősebbnek. A fentiekben már említettem, hogy a mederanyag jellemzői eredményeim szerint kevésbé befolyásolják a bentikus taxonok eloszlását, azonban a belőle/belőlük származtatott hidraulikai paraméterek annál jelentősebbek. Erre a megállapításra jutottak Quinn és Hickey (1994) és Mérigoux és Dolédec (2004) is munkájuk során, miszerint a csúsztatósebesség, a nyírófeszültség és az érdességi Reynolds szám, mint származtatott paraméterek jelentősebb összefüggést mutatnak a vízi makrogerinctelenek jelenlétével és hiányával.

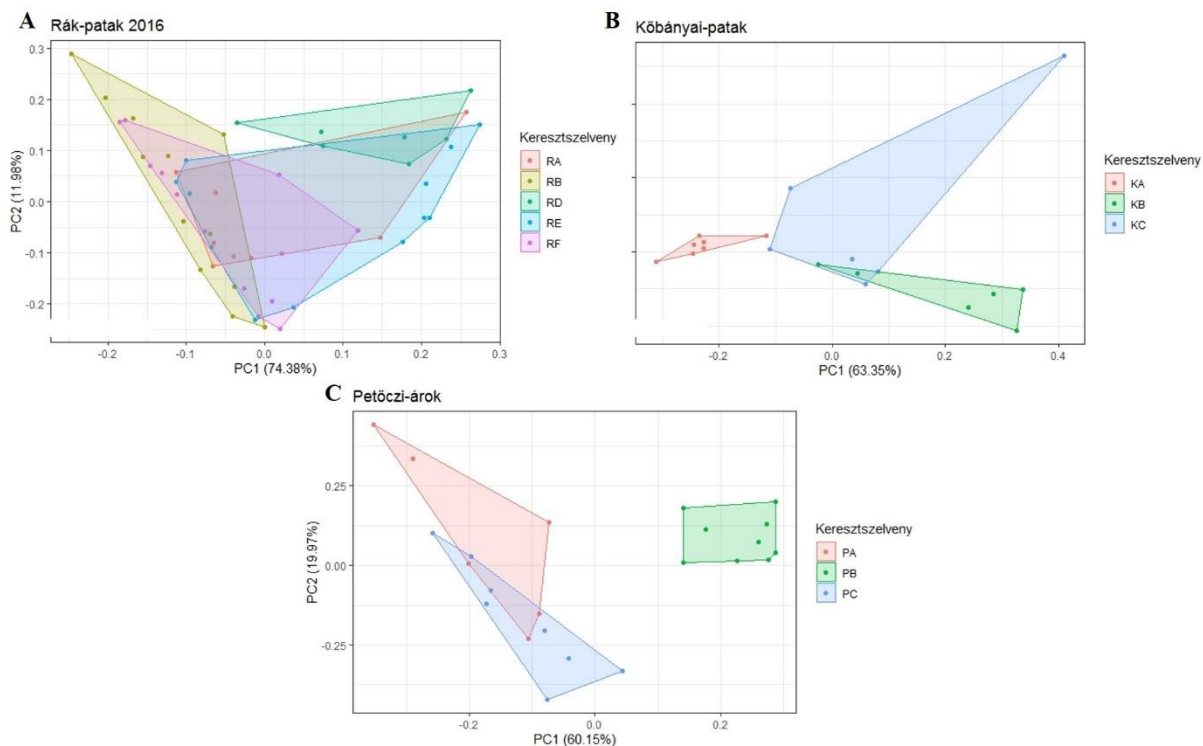
4.3 A kidolgozott mintavételi módszertan alkalmazhatóságának igazolása

Az alábbi fejezetben a munkám során folyamatosan finomított mintavételi módszertan megfelelőségét és erősségeit tárgyalom. A hidraulikai célú mintavételezések alkalmával általában nem történik biológiai mintavételezés, ugyanakkor a biológiai mintavételezéskor gyakran a háttérváltozók „túl általános” felvételére kerül csak sor a tapasztalatok alapján.

Ez a módszertan ötvözi mindkét oldal pontosságát és precizitását, miközben a mintavétel pénzbeli ráfordítása nem növekszik, időráfordítása pedig arányos a kapott eredmények értékével. Ez a fajta mintavétel lehetővé teszi számunkra, hogy adatainkat keresztmetszvény léptékben, mezo- vagy akár mikrohabitat szinten elemezzük. Minél kisebb léptékben alkalmazzuk, annál rejtettebb információk jöhetnek elő az értékelések során.

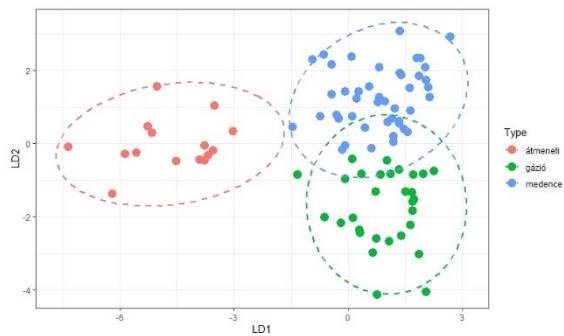
4.3.1 Mezo-habitat típusok jellemzése

A vizsgált kisvízfolyások makrogerinctelen közösségeinek összetételét mezo-habitat szinten is megvizsgáltam munkám során. Az alkvadrátokat három mezo-habitat típusba soroltam be: medence, gázló, átmeneti. Az általam átmenetinek elnevezett mezo-habitat típus a gyakorlatban kevésbé használt „run” mezo-habitatnak felel meg. A helyszínrajok és a terepi megfigyelések alapján az RB keresztmetszvény tipikusan medencének, míg az RD tipikusan gázlónak mondható a Rák-patak keresztmetszvényei közül. Ezt alapul véve és a PCA elemzés eredményeit figyelembe véve azokat az alkvadrátokat, melyek az RB keresztmetszvény pontjai által lehatárolt „felhőben” helyezkednek el medencének, míg az RD esetében gázlónak soroltam be. Azokat az alkvadrátokat, melyek egyik csoportosításba sem estek bele, átmeneti kategóriába soroltam. A Kőbányai-patak esetében is hasonlóan jártam el, a KA keresztmetszvény a terepi megfigyelések alapján tipikusan medencének, míg a KC tipikusan gázlónak mondható. A kettő keresztmetszvény által lehatárolt felhőn kívül eső alkvadrátokat a Kőbányai-patak esetében is az átmeneti kategóriába soroltam be. A Petőczy-árok adatain alapuló PCA elemzés eredménye szerint a vizsgált három keresztmetszvény alkvadrátjai két csoportot alkotnak, melyek a terepi megfigyelések alapján a medence és a gázló mezo-habitat típusba sorolhatóak.

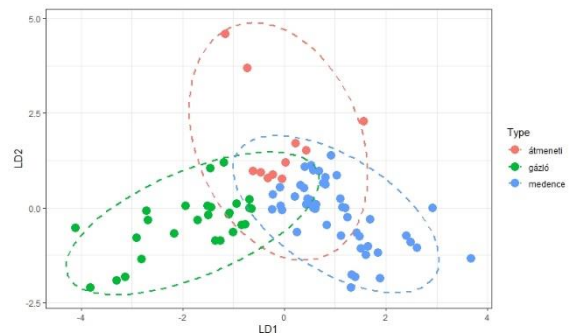


45. ábra Az egyes alkvdrátokban előforduló makrogerinctelen fajok relatív gyakorisága alapján elvégzett főkomponens elemzés A: Rák-patak 2016-os mintáinak (RA-RF: keresztaszvények), B: Kőbányai-patak mintáinak (KA-KC: Keresztaszvények), C: Petőczy-árok mintáinak (PA-PC: keresztaszvények) eredményei (pontok: egyes keresztaszvényekbe tartozó alkvdrátok, színek: vizsgált keresztaszvények)

A három mezohabitat kategória elkülönítésének megfelelőségét lineáris diszkriminancia elemzés segítségével végeztem el. A PCA eredményei alapján a vizsgált 94 db alkvdrátból 46 db került besorolásra, mint medence, 32 db, mint gázló és 16 db, mint átmeneti mezohabitat típus a három vízfolyás esetében. A biológiai adatokon (fajok relatív gyakoriságán) alapuló elemzés (46. ábra) esetében az első LDA tengely a csoporton belüli összvariancia 53,49 %-át, míg a második LDA tengely az összvariancia 16,31 %-át magyarázta, összesen a két tengely 69,80 %-ot. A háttérváltozók lineáris diszkriminancia elemzésének eredményeként (47. ábra) az első LDA tengely az összvariancia 64,31 %-át, míg a második LDA tengely 15,59 %-át magyarázta az összvarianciának.



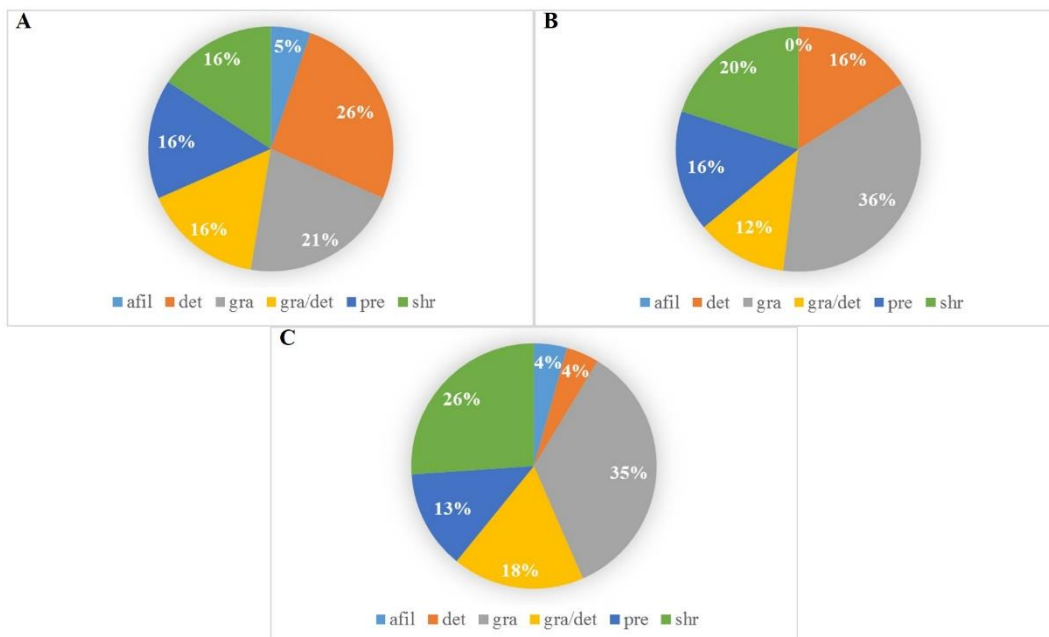
46. ábra Lineáris diszkriminancia analízis ordinációs biplotja, a mezohabitat típusokban előforduló makrogerinctelen fajok relatív gyakorisági adatain alapuló validálásának eredménye (adatok: Rák-patak 2016-os mintái, Kőbányai-patak és Petőczy-árok. Az ellipszisek 95 %-os megbízhatósági konfidencia intervallummal kerültek kiszámításra.)



47. ábra Lineáris diszkriminancia analízis ordinációs biplotja, a mezohabitat típusok háttérváltozók adatain alapuló validálásának eredménye (adatok: Rák-patak 2016-os mintái, Kőbányai-patak és Petőczy-árok. Az ellipszisek 95 %-os megbízhatósági konfidencia intervallummal kerültek kiszámításra.)

A makrogerinctelen fajok mennyiségi viszonyai (46. ábra) alapján a három mezohabitat kategória határozottan elkülönül egymástól, míg a háttérváltozók szerint főként a medence és a gázló kategóriák csoportosulását figyelhetjük meg (47. ábra). Az átmeneti kategória a hidraulikai paraméterek alapján az előző két kategória között található az LDA1 tengely mentén.

A három mezohabitat típus funkcionális táplálkozási csoportjait megvizsgálva fajkészletük alapján látható (48. ábra), hogy a medence típusú mezohabitatokban a törmelékevő és a legelő szervezetek dominálnak, a gázlókban és az átmeneti kategóriákban pedig a legelő és az aprító szervezetek. A ragadozók aránya a közösségen belül szinte megegyezik a három mezohabitat típuson belül, az aktív szűrők a gázlókból hiányoznak. Az átmeneti kategóriában előforduló funkcionális táplálkozási csoportok aránya a közösségen belül a gázlóéval és a medencével összehasonlítva elég vegyes képet mutat, a legelő/törmelékevő szervezetek és az aktív szűrők aránya a medencéhez, míg a legelő szervezetek tekintetében a gázlóhoz jobban hasonlít. A ragadozók és a törmelékevő szervezetek aránya azonban sajátosan alakul az átmeneti kategóriában a minták alapján.



48. ábra Taxonszámon alapuló funkcionális táplálkozási csoportok eloszlása a medence (A), a gázló (B) és az átmeneti (C) mezohabitat kategóriákban (gra: legelő. pre: ragadozó. shr: aprító. det: törmelékevő. afil: aktív szűrő. gra/det: legelő/törmelékevő)

A mezohabitat típusok hidraulikai paramétereinek átlag és szórás értékei 7. táblázatban olvashatóak. A vízmélység a medence, a Froude szám és D10 az átmeneti típus, míg a maradék vizsgált paraméter átlag értékei a gázló esetében mutatták a legmagasabb értékeket. A vizsgált 10 paraméter közül az átmeneti kategória értékei három esetben (hozam, súrlódási sebesség, nyírófeszültség) a medence, míg két esetben (vízhozam, egyenlőtlenégi mutató) a gázló értékeihez álltak közelebb. A vízsebesség, az érdesség magasság és az érdességi Reynolds szám tekintetében a másik két mezohabitat értékei között alakultak az átmeneti kategória átlag hidraulikai értékei.

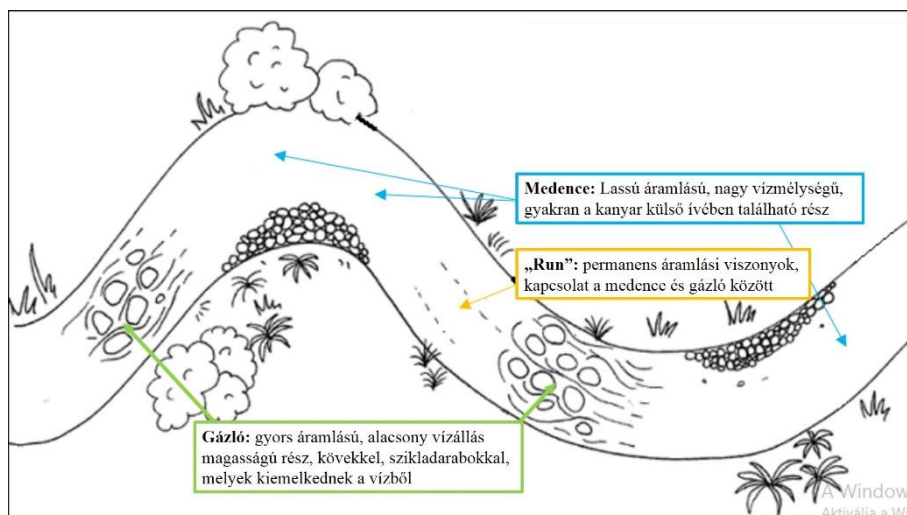
7. táblázat A vizsgált mezohabitat kategóriák hidraulikai jellemzői (átlag értékek, zárójelben: szórás értékek)

	Átlag vízmélység [m]	Átlag vízsebesség [m/s]	Hozam [m ³ /s]	Súrlódási-sebesség [m/s]	Nyíró-feszültség [N/m ²]	Érdesség magasság [mm]	Érdességi Reynolds szám	Froude szám	D10 [mm]	Egyenlőtlenégi mutató
Medence	0,1112 (0,0688)	0,0806 (0,0689)	0,0028 (0,0026)	0,0148 (0,0258)	0,8700 (3,5088)	3,3573 (4,2521)	36,6785 (97,7903)	0,0583 (0,0982)	0,2497 (0,1464)	12,3441 (13,4131)
Gázló	0,0574 (0,0219)	0,2496 (0,1681)	0,0040 (0,0032)	0,0521 (0,0589)	5,3048 (11,1273)	8,7951 (5,0746)	271,4751 (325,5499)	0,0738 (0,0912)	0,5659 (0,4216)	28,8150 (25,8780)
Átmenet	0,0604 (0,0265)	0,1405 (0,1266)	0,0027 (0,0031)	0,0153 (0,0220)	0,6862 (1,5282)	6,1625 (5,8558)	75,0487 (112,7674)	0,1135 (0,1218)	0,7206 (1,2491)	27,7019 (23,8375)

Egy természetes kisvízfolyás habitat változatosságának köszönhetően számos növény- és állatfajnak jelent otthont. Attól függően, hogy milyen léptékben vizsgáljuk az élőhelyeket, kapunk egyre pontosabb képet az ott előforduló taxonok igényeiről. A mezohabitat szintű

vizsgálatok során medence és gázló típusokat szokás elkülöníteni. Azonban egy diverz élőhellyel jellemezhető vízfolyás esetében ez a két kategória nem feltétlenül fedi le a vízfolyásban található habitatok minden részét (49. ábra). A mikrohabitat típusok megfelelő száma ezt a hiányt pótolja, azonban mezohabitat szinten is szükség van egy harmadik kategória bevonására a terepi mintavételezések során. Ezt a kategóriát munkám során átmeneti mezohabitatnak neveztem el, mely a gyakorlatban nem használt „run” típusnak felel meg. Munkám során sikerült bebizonyítanom, hogy ugyan ezt a harmadik típust ritkán különítik el a mintavételezések alkalmával, mégis szükséges lenne az alkalmazása a mezohabitat léptékű vizsgálatok során, hiszen jelenléte bizonyosságot nyert a kis léptékű mintavételnek köszönhetően.

A fellelhető irodalmak sorából kevés publikáció foglalkozik az átmeneti/”run” mezohabitat típus hidraulikai jellemzőivel, makrogerinctelen közösségével. Jowett 1993-as munkájában meghatározta a három mezohabitat típus (medence, „run”, gázló) átlagértékeit több hidraulikai háttérváltozó tekintetében. Eredményei alapján a „run” mezohabitat típus értékei vagy a gázló értékeihez állnak közelebb (Froude szám, vízsebesség és a szemcseméret), vagy pedig a gázló és medence átlagértékei között (vízmélység) találhatóak. Munkám során a hidraulikai paraméterek átlag értékei (7. táblázat) tekintetében az átmeneti kategória jobban elkülönül, a 10 vizsgált paraméterből csak kettő esetében (vízmélység, egyenlőtlenségi mutató) a gázló, míg három esetében (hozam, súrlódási sebesség, nyírófeszültség) a medence értékeihez áll közelebb. Az LDA elemzés (47. ábra) és a hidraulikai paraméterek átlag értékei szerint is az átmeneti kategória a medence és a gázló között helyezkedik el, különálló típus, mely ötvözi a másik két mezohabitat típus jellemzőit: sekély vízállás, komplex mederanyag összetétel, hidraulikailag átmeneti felszín, kisebb vízhozam. Fuller (2018) (49. ábra) szerint az átmeneti kategória térben a gázló és a medence között található. Eredményeim alapján térben nem a két mezohabitat típus között, hanem elszórtan, több ponton van jelen az átmeneti kategória egy vízfolyáson belül, ugyanis a vizsgált keresztmetszvények között nincs olyan, mely tipikusan átmenetinek mondható a makrogerinctelen közösség és a hidraulikai paraméterek szerint. Eredményeim alapján a sodorvonaltól távolabb helyezkednek el az átmeneti mezohabitat típusba besorolt alkvadrátok, ahol a másik két kategória „tipikus” jellege csökken.



49. ábra Mezohabitat típusok és azok főbb jellemzői egy kisvízfolyáson belül (Fuller, 2018 nyomán)

A „run” típus makrogerinctelen közössége nehezen definiálható a mikrohabitatok és a hidraulikai jellemzők heterogenitása miatt, azonban határozottan elkülönül a medence és gázlók közösségeinek összetételétől (46. ábra). Mivel úgynevezett „kevert” élőhelyről beszélünk, ezért ezeken az élőhelyeken több taxon is megtalálhatja életfeltételeit. A mezohabitat típusok karakterfajait az 4.3.3 fejezetben tárgyalom, jelen fejezetben a funkcionális táplálkozási csoportok eloszlására és azok elemzésére térünk ki a három típuson belül. A talált taxonok funkcionális táplálkozási csoportjait vizsgálva mezohabitat szinten látható, hogy a legelő szervezetek aránya a gázló, illetve átmeneti mezohabitatokban bizonyultak magasabbnak, míg a törmelékevő taxonok száma a medencékben, ahol szervesanyag felhalmozódás figyelhető meg. Az aktív szűrők a gázlókból hiányoznak, ugyanis táplálkozási stratégiájuk megköveteli a nagyobb vízmélységet. A ragadozók részvételi aránya hasonlóan alakul a három mezohabitat kategóriában, hiszen a medencékben kevesebb a prédaállat rendelkezésére álló búvóhely (ragadozóknak könnyebb elejteni őket), míg a gázlókból és az átmeneti kategóriákban az élőhely heterogenitásának köszönhetően a több menedékhely több egyedet, azaz zsákmányt vonz, ezáltal a predátorok száma is megnövekszik (O’Dowd és Chin, 2016). Eredményeim szerint az átmeneti kategória FFG eloszlása bizonyos tekintetben a gázló, bizonyos tekintetben pedig a medencére jellemző FFG eloszlást mutatja, azonban vannak olyan szervezetek (aprítók, törmelékevők), melyek a másik két kategóriához képest eltérő arányt mutatnak. Az átmeneti kategóriára jellemző sajátos FFG összetétele a mikrohabitatok heterogenitásának az eredménye feltételezhetően. Eredményeimmel részben megegyező megállapításokra jutottak a Cary Institute of Ecosystem Studies (2012) munkájukban, ugyanis a három mezohabitat típus jellemző FFG csoportjainak leírása során csak az átmeneti kategóriára jellemző FFG csoportot

nem jelöltek meg, az átmeneti kategóriára jellemző FFG minden esetben más mezohabitat típusban is előfordul/dominál.

Összegezve O'Dowd és Chin (2016) munkájához hasonlóan eredményeim alapján is elmondható, hogy a gázlok fajgazdasága és az EPT taxonok aránya magasabb, mint a medence mezohabitat típusé. A nagyobb diverzitás a sokkal komplexebb habitat struktúrájának köszönhető. A komplex habitat szerkezet eredményeképpen nem csak az élőhelyek diverzitása növekszik, hanem több menedékhelyet is biztosít az ott élő vízi makrogerinctelenek számára. Ugyan O'Dowd és Chin (2016) munkájukban nem érintik az átmeneti kategóriát, de eredményeim alapján megállapítható, hogy az átmeneti kategória fajgazdagsága (48. ábra) a bennük található diverz élőhelyekkel áll kapcsolatban.

4.3.2 *Mikrohabitat típusok meghatározása a komplex mintavételi módszertan segítségével*

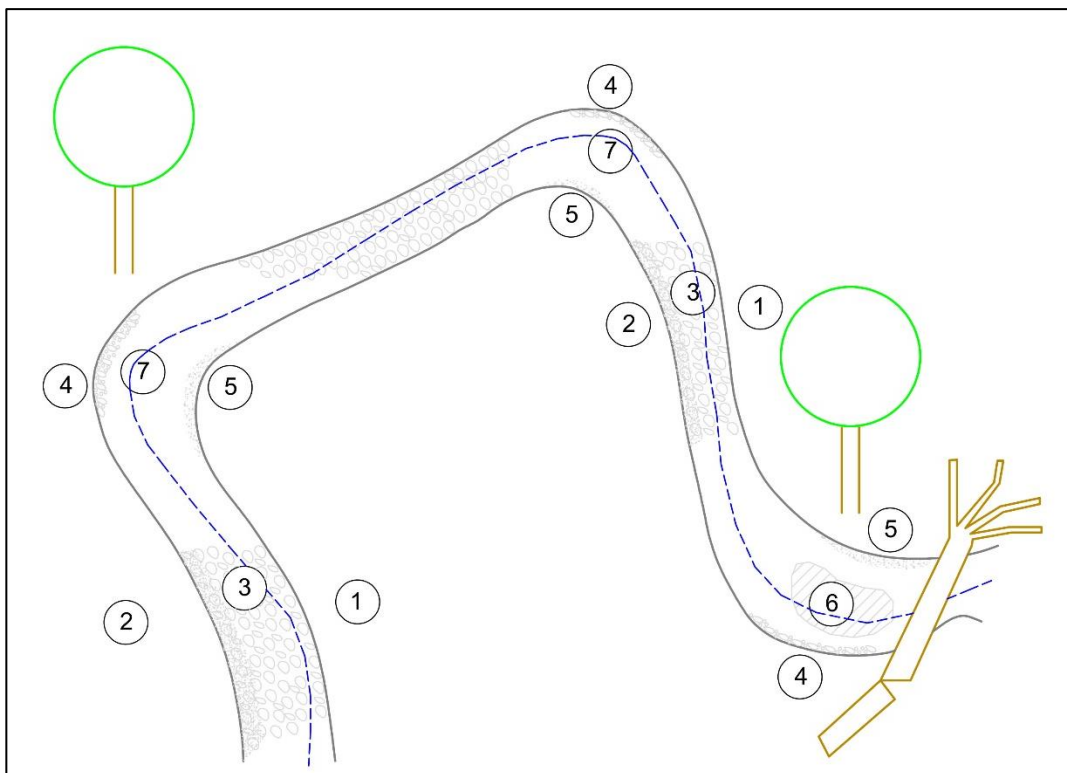
Tovább csökkentve az elemzések térbeli léptékét, a Rák-patak keresztshelvényeinek bizonyos hidraulikai jellemzőit alapul véve, hét mikrohabitat típust határoztam meg. Egy keresztshelvény mentén a sodorvonalhoz közel elhelyezkedő mikrohabitatok mutatják a tipikusan gázló vagy medence jelleget, míg a sodorvonalától távolodva a tipikus jelleg csökken. A keresztshelvények szélén elhelyezkedő mikrohabitatok típusát jelentősen befolyásolja, hogy az éppen a kanyar külső, vagy belső ívében található, benne a vízfolyás építő vagy romboló munkája dominál.

Az előző fejezetben elkülönített átmeneti/"run" mezohabitaton belül a fenti paraméterek figyelembevételével egy mikrohabitat típust különítettem el munkám során, a gázlón belül kettőt, míg a medencén belül négyet.

A fentieket alapul véve a következő mikrohabitat kategóriák kerültek definiálásra (50. ábra):

- **gázló-szél (1. típus):** átmeneti mezohabitat kategóriába sorolható mikrohabitat, a gázló mezohabitat szélső, áramlási holtterben található része. Főbb jellemzők: alacsony vízsebesség, kis vízmélység, finom mederanyag kövekkel, hidraulikailag átmeneti vagy érdes felszín (50. ábra/1).
- **gázló-szél (2. típus):** a gázló mezohabitat szélső, áramlási holtterben található része. Főbb jellemzők: alacsony vízsebesség, kis vízmélység, finom szemcséjű mederalzat, hidraulikailag átmeneti vagy sima felszín (50. ábra/2).
- **gázló-közép:** gázló mezohabitat sodorvonalhoz közeli része. Főbb jellemzők: magas vízsebesség, kis vízmélység, durvaszemcséjű üledék, hidraulikailag érdes felszín (50. ábra/3).

- **medence-szél (1. típus):** medence mezohabitat szélső, kanyar külső ívében, az áramlási holtterben található része. Főbb jellemzők: alacsony vízsebesség helyenként örvényekkel, visszaáramlással, a sodorvonalnál sekélyebb vízállású, durva homok mederzat típusú, hidraulikailag átmeneti felszín (50. ábra/4).
- **medence-szél (2. típus):** medence mezohabitat szélső, kanyar belső ívében, az áramlási holtterben található része. Főbb jellemzők: alacsony vízsebesség, kis vízmélység, finom homok vagy iszap frakciójú mederanyag, hidraulikailag sima felszín (50. ábra/5).
- **medence-közép (1. típus):** medence mezohabitat sodorvonalhoz közeli, nem átöblítődő része. Főbb jellemzők: alacsony vízsebesség, nagy vízmélység, finom homok vagy iszap frakciókból álló mederanyag, hidraulikailag sima felszín, főként vízben lévő duzzasztó hatású tereptárgy mögött található, üledék felhalmozódás a tereptárgy előtt jellemző (50. ábra/6).
- **medence-közép (2. típus):** medence mezohabitat sodorvonalhoz közeli, átöblítődő része. Főbb jellemzők: alacsony vízsebesség, nagy vízmélység, finom homok vagy iszapos mederanyag, gyakori üledék felhalmozódás a habitatban, hidraulikailag sima felszín (50. ábra/7).

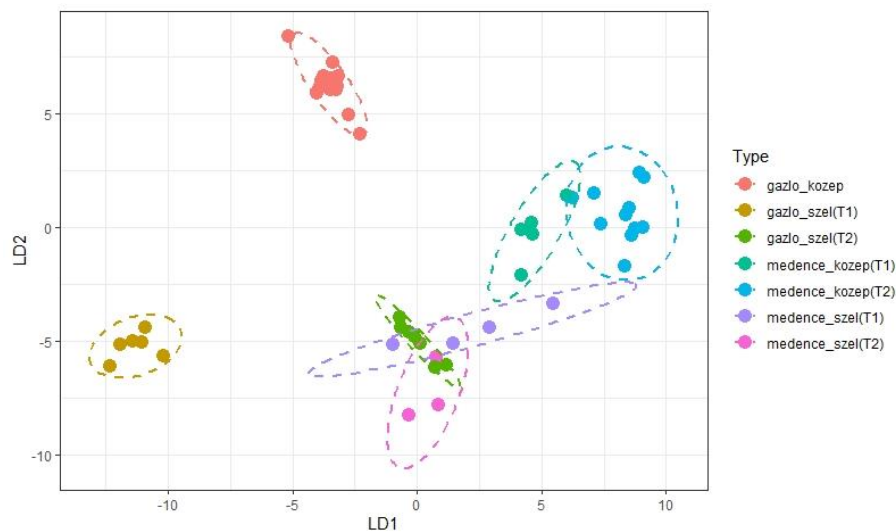


50. ábra A hét mikrohabitat típus térbeli elhelyezkedése a Rák-patak vizsgált szakaszán belül (1: gázló-szél (1. típus). 2: gázló-szél (2. típus). 3: gázló-közép. 4: medence-szél (1. típus). 5: medence-szél (2. típus). 6: medence-közép (1. típus). 7: medence-közép (2. típus).)

A mikrohabitat típusok alkalmazhatóságának ellenőrzését lineáris diszkriminancia elemzés segítségével (LDA) végeztem el. Az első LDA tengely a csoporton belüli összvariancia 44,05 %-át, míg a második LDA tengely az összvariancia 28,97 %-át magyarázta, összesen a két tengely 73,02 %-ot.

Az 51. ábra alapján a hét mikrohabitat típushoz tartozó alkvadrátok kevés esetben fedtek át egymással. Az egyes mikrohabitat kategóriába besorolt alkvadrátok makrogerinctelen közösségeik összetétele alapján öt, jól elkülönülő csoportot alkotnak, melyek a következők:

- a hidraulikailag átmeneti és érdes felszínnel jellemezhető az átmeneti mezohabitat kategóriába sorolható gázló szél (T1) alkvadrátok (kanyar esetében külső ív),
- a gázló sodorvonalába tartozó alkvadrátok,
- a hidraulikailag átmeneti és sima felszínnel jellemezhető gázló szél (T2) és medence szél alkvadrátok (kanyar esetében belső ív),
- a medence sodorvonalában található, nem átöblítődő alkvadrátok (medence-közép (T1)),
- a medence sodorvonalában található, átöblítődő alkvadrátok (medence-közép (T2)).



51. ábra Lineáris diszkriminancia analízis ordinációs biplotja, a mikrohabitat típusokban előforduló makrogerinctelen fajok relatív gyakorisági adatain alapuló validálásának eredménye (adatok: Rák-patak 2016-os mintái. Az ellipszisek 95 %-os megbízhatósági konfidencia intervallummal kerültek kiszámításra.)

Az alkalmazott mintavételi módszertannak köszönhetően, lehetőségem nyílt a mezohabitatokon (medence, átmeneti és gázló) belül több mikrohabitat elkülönítésére. A mikrohabitatok alkalmazásával/figyelembevételével a mintavételezések során még pontosabb képet kaphatunk egy vízfolyás élőhelyi diverzitásáról, és az ennek a diverzitásnak köszönhető makrogerinctelen közösség összetételéről, fajok mikro léptékű igényeinek meghatározásáról. A leírt mikrohabitat típusok száma is bizonyítja, hogy mennyire fontos egy

vízfolyás élővilágának fennmaradása szempontjából a természetes meder és a kanyarulatok megléte. Hiányukban (pl. mesterséges meder esetében) a mikrohabitatok jelentős része, így a makrogerinctelenek élőhelye szűnik meg vagy szűkül be, csökkentve ezzel a vízfolyás faunájának diverzitását.

A makrogerinctelen közösségek és taxonok mikrohabitat léptékű élőhely-preferenciájának vizsgálata nem gyakori a témában fellelhető irodalmak sorában. A legtöbb tudományos munka, mint többek között Chin (1999) és O'Dowd és Chin (2016) munkái esetében is a makrogerinctelenekkel kapcsolatos kutatások léptéke mezohabitat szintű.

A fizikai környezet leírására használt paraméterek vizsgálata sok esetben túl általános képet ad számunkra, egy-egy mezohabitat típus, vagy vízfolyás szakasz esetében egy vagy nem megfelelő számú mérésből származnak. Orth és Maughan (1983), Jowett et al. (1991), Quinn és Hickey (1994), valamint Brooks et al. (2005) munkáihoz hasonlóan, az általam alkalmazott mintavételi módszertan lehetőséget nyújt a vízi makrogerinctelenek és a vízfolyás hidromorfológiai jellemzői közötti kapcsolat feltárására. Az alkalmazott mintavételi módszertan egyszerű, olcsó, időráfordítása nem nagyobb, mint más mikrohabitat szintű vizsgálatoké, valamint lehetőséget ad számunkra váltani a vizsgálatok léptéke között céljainknak megfelelően. Alkalmazható ugyanis mezo- és mikrohabitat szinten is, könnyen kimutatható segítségével az élőhely sokszínűsége, valamint a vízi makrogerinctelenek élőhely-preferenciája. A mintavételi egység, azaz az alkadrát $0,165 \text{ m}^2$ ($0,33\text{m} \times 0,5\text{m}$) kiterjedésű, amelyhez egy mennyiségi biológiai minta, egy mederanyag minta és minimum 10 vízsebesség adat, valamint hasonló számú részben a vízsebességből származtatott hidraulikai paraméter áll rendelkezésre a biotikus és abiotikus elemek közötti kapcsolat leírására.

Az általam használt kis léptékű mintavételi technikával szemben, sok más biológiai mintavételi módszertan egy nagy, - a releváns mikrohabitatokból - származó kevert mintát használ az adott vízfolyás szakasz leírására. Ilyen mintavételi technika például az AQEM mintavételi protokoll (AQEM Consortium, 2002) is, mely nem csak hazai, de nemzetközi szinten is gyakran alkalmazott módszertan (a Víz Keretirányelv által előírt monitoring program végrehajtása során is alkalmazzák). A mintavételnek köszönhetően pontos képet kaphatunk (mennyiségi mintát eredményez) egy adott vízfolyásszakasz makrogerinctelen faunájáról, azonban nem alkalmas a finom megközelítésre. Minden mintavételi módszertannak megvannak az előnyei és a hátrányai, a kérdés mindig az, hogy a kitűzött célnak melyik felel meg.

4.3.3 Az egyes mezo- és mikrohabitatokhoz tartozó karakterfajok hegyvidéki kisvízfolyásokban

Az élőlények morfológiájának, táplálkozási formáiknak, valamint élelciklusuknak megfelelően különböző élőhelyeket népesítenek be egy vízfolyáson belül. Jellemzőiknek megfelelően vannak fajok, melyek a vízfolyás csak egy szűkebb tartományában fordulnak elő, azonban akadnak olyan fajok/taxonok is, melyek több habitat típust is benépesíthetnek egy víztéren belül. Az alábbi fejezetben a fentiekben elkülönített és bemutatott mezo- és mikrohabitat típusok jellemző, úgynevezett karakterfajait keresem indikátorfaj elemzés segítségével. A vizsgálatot a Rák-patak 2016-os mintáin végeztem el, ahol a határozás során 70 taxont különítettem el.

A munkám során definiált három mezohabitat típus karakterfajait az 5. táblázat mutatja be. Az indikátorelemzés eredményeképpen összesen 22 taxon került azonosításra, mint a medence, a gázló és az átmeneti mezohabitat típusok karakterfajai. Egy-egy faj kapcsolódott szorosan a medence, illetve az átmenet mezohabitat típusokhoz. A *Chironomini* nemzetségcsoportba tartozó fajok csak a medence típusba sorolt alkvadrátokban fordultak elő ($A=1,0000$), azonban jellemzően az alkvadrátok egyharmadában találkozhattunk velük. Az *Agapetinae* alcsalád szorosan ($A=0,9525$) kapcsolódott az átmeneti élőhelyekhez, de alacsony „hűséggel”, jelenlétük ugyanis a minták egytized részében volt csak megfigyelhető. A gázló mezohabitatokhoz négy taxon köthető szorosan, a kérészek közül a *Habrophlebia lauta* és *Baetis* sp. juvenilis egyedei, valamint a karmosbogarak közül az *Esolus* sp. lárvák és a *Limnius* sp. adult egyedek. Az eredmények alapján a *H. lauta* a minták több, mint felében előfordult, míg az *Esolus* sp. lárvái az alkvadrátok alig egyötödében. Akadtak azonban olyan taxonok is, melyek nem egy-egy mezohabitat típussal, hanem azok kombinációjával mutattak specifikusságot. Szorosan kapcsolódtak ($A=0,8140-0,9624$) az átmeneti és gázló habitatok kombinációjához a *Baetis vernus*, a *Rhithrogena puytoraci*, a *Rhithrogena* sp. juvenilis, a *Hydraena* adult, a *Dicranota* sp. lárva, a *Planaria* sp., és *Brachyptera* sp., *Esolus* sp. adult taxonok, míg a medence és gázló mezohabitatok kombinációjához ($A=0,8749-1,0000$) az alábbi fajok: *Pisidium* sp., *Baetis muticus*, *Paraleptophlebia submarginata*, Ptychopteridae lárva, Orthocladiinae sp., *Brilla bifida*, *Tanytarsinii* sp..

8. táblázat A mezohabitat típusokhoz, vagy azok kombinációjához szorosan kötődő taxonok listája (szignifikancia szint $0,05 > p$. *** $0,001 > p$. * $0,05 < p$. A: specifikusság vagy pozitív prediktív érték. B: hűség vagy érzékenység)

Taxon	Mezohabitat típus			Indikátor érték			
	Medence	Átmenet	Gázló	A	B	r	p
<i>Chironomini</i> sp.	+			1.0000	0.3478	0.590	**
<i>Agapetinae</i> sp.		+		0.9525	0.1250	0.345	*
<i>Habrophlebia lauta</i>			+	0.7783	0.5625	0.662	***
<i>Baetis</i> sp. juvenilis			+	0.7098	0.4375	0.557	**
<i>Limnius</i> sp. adult			+	0.7322	0.3125	0.478	**
<i>Esolus</i> sp. lárva			+	0.8421	0.1875	0.397	*
<i>Baetis muticus</i>	+		+	0.8727	0.6129	0.731	**
<i>Ptychopteridae</i> sp. lárva	+		+	0.8938	0.5484	0.700	***
<i>Brilla bifida</i>	+		+	0.8920	0.5323	0.689	***
<i>Pisidium</i> sp.	+		+	0.9652	0.3871	0.611	***
<i>Tanytarsinii</i> sp.	+		+	0.8872	0.3226	0.535	*
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	+		+	1.0000	0.2581	0.508	**
<i>Orthoclaudiinae</i> sp.	+		+	0.8749	0.2903	0.504	*
<i>Baetis vernus</i>		+	+	0.8140	0.8750	0.844	***
<i>Rhithrogena puytoraci</i>		+	+	0.9512	0.6458	0.784	***
<i>Rhithrogena</i> sp. juvenilis		+	+	0.9600	0.4375	0.648	**
<i>Hydraena</i> sp. adult		+	+	0.9401	0.4375	0.641	***
<i>Dicranota</i> sp.		+	+	0.8546	0.4792	0.640	**
<i>Planaria</i> sp.		+	+	0.9216	0.3333	0.554	**
<i>Brachyptera</i> sp.		+	+	0.9267	0.2083	0.439	*
<i>Esolus</i> sp. adult		+	+	0.9624	0.1667	0.401	*

Szűkítve a karakterfajok vizsgálatát, az 4.3.2 fejezetben jellemzett mikrohabitat típusokra is elkészítettem az indikátorfaj elemzést, melynek eredménye a 6. táblázatban látható. A gyakorlati tapasztalatokra alapozva (eltérő összetételű közösség a kanyar belső és külső ívében) az elemzés során az eredetileg meghatározott hét típus karakterfajait kerestem, nem pedig az LDA elemzés során kapott öt csoport indikátorfajait. Az LDA elemzés szerint az egyes típusok makrogerinctelen közösségeiknek összetétele nagyon hasonlóan alakul, azonban a típusokhoz tartozó karakterfajokban lehet eltérés véleményem szerint.

Az eredmények alapján három taxon kapcsolódott egy mikrohabitat típushoz, három taxon két típus, öt taxon három típus, egy taxon négy típus, végül négy taxon öt mikrohabitat típus kombinációjához. Az *Esolus* sp. lárva a gázló-szél (T2) típusú mikrohabitathoz kapcsolódott, az alkadrátok felében előfordult. A *Centroptilum luteolum* kérész a medence-szél (T2) típusú mikrohabitatok kétharmadában előfordult, míg a *Hydraena* sp. adult a gázló-közép típus indikátorfajának bizonyult az elemzések alapján. A több mikrohabitat kombinációjához kapcsolódó fajok közül a *Cordulegaster heros* (A=0,9092) és a *Habrophlebia lauta* (A=0,8640) fajokat emelném ki, melyek szorosan kapcsolódtak a gázló-szél és a medence-szél párosításhoz. A *C. heros* egyedei az alminták majdnem felében, míg a *H. lauta*

az alkvadrátok kétharmadában előfordult. A gázló-szél (T2) és gázló-közép mikrohabitat típusok kombinációjához a *Limnius* sp. adult, valamint az álkérészek közül a *Brachyptera* sp. társultak szorosan. A *Chironomini* nemzetségszűrtbe tartozó taxonok a mezohabitat szintű vizsgálathoz hasonlóan a medencéhez tartozó típusok karakterfajaként írhatóak le.

9. táblázat A mikrohabitat típusokhoz, vagy azok kombinációjához szorosan kötődő taxonok listája (szignifikancia szint $0,05 > p$. *** $0,001 > p$. * $0,05 < p$. A: specifikusság vagy pozitív prediktív érték. B: hűség vagy érzékenység)

Taxon	Mikrohabitat típus							Indikátor érték			
	medence-szél (T1)	medence-szél (T2)	medence-közép (T1)	medence-közép (T2)	gázló-szél (T1)	gázló-szél (T2)	gázló-közép	A	B	r	p
<i>Centroptilum luteolum</i>		+						0.7353	0.6667	0.700	*
<i>Esolus</i> sp. lárva						+		0.6261	0.5714	0.598	*
<i>Hydraena</i> sp. adult							+	0.8146	0.6875	0.748	*
<i>Cordulegaster heros</i>	+						+	0.9092	0.4545	0.643	*
<i>Limnius</i> sp. adult							+	1.0000	0.5217	0.722	**
<i>Brachyptera</i> sp.							+	0.9474	0.4348	0.642	*
<i>Habrophlebia lauta</i>	+	+					+	0.8640	0.6429	0.745	*
<i>Chironomini</i> sp.	+		+	+				0.8701	0.6500	0.752	*
<i>Electrogena</i> sp. juvenilis	+				+	+		0.8476	0.7647	0.805	*
<i>Rhithrogena</i> sp. juvenilis					+	+	+	0.9593	0.6897	0.813	**
<i>Limnius volkmari</i> lárva					+	+	+	0.9898	0.5517	0.739	*
<i>Rhithrogena puytoraci</i>		+			+	+	+	0.9790	0.8750	0.926	***

Az elemzések során sikerült megállapítanom a három mezohabitat, és a hét mikrohabitat típus, továbbá azok kombinációjának karakterfajait.

Eredményeim alapján elmondható, hogy a törmelékevő és aprító szervezetek, mint pl. a *Gammarus fossarum*, *Habrophlebia lauta*, *Chironomini* sp. taxonok, valamint az aktív szűrő szervezetek, mint a *Pisidium* sp. a medencéket részesítik előnyben, ahol szervesanyag felhalmozódásra van lehetőség az alacsonyabb áramlási sebességnek köszönhetően (Richardson, 1992; Mackay és Klaff, 1969). A legelő/kaparó életmódot folytató taxonok, mint például a karmosbogarak családjába tartozó *Esolus*, *Limnius* és *Riolus* nemzetségek adult és lárva, a *Hydraena* sp. adult egyedei, valamint a predátorok közül az *Isoperla* sp. a gázló mezo- és mikrohabitatokat részesítik előnyben, melyet a különböző méretű és formációjú szervesanyag szubsztrátok, a kövek közötti távolságok variabilitása és a sokszínűbb menedékhely tesz változatossá és vonzóbbá (Flecker és Allan (1984); Warfe et al., 2008; Tokeshi és Arakaki, 2012).

Az eredmények alapján sikerült kimutatni a Leptophlebiidae családba tartozó *Paraleptophlebia submarginata* és *Habrophlebia lauta* fajok élőhely-preferenciája közötti különbségeket is. A gyűjtött anyagból előkerült a család harmadik tagja, a *Habroleptoides confusa* is, azonban a karakterfaj elemzés során ez a faj nem mutatott élőhely-preferenciát sem a vizsgált mikrohabitatokkal, sem pedig a mezohabitatokkal. A nemzetközi irodalmak is

alátámasztják a Leptophlebiidae fajok eltérő élőhelyigényeit (Thirion, 2016). Eredményeim alapján a *P. submarginata* a medence és a gázló mezohabitatok kombinációjának karakterfaja, míg a *H. lauta* kifejezetten azokat a „széleket” részesíti előnyben, ahol a vízsebesség lelassul, a mederalzat finom szemcsékből épül fel és hidraulikailag sima vagy átmeneti a felszín. Moog (2002) FFG besorolása alapján a Leptophlebiidae család tagjai legelő/kaparó életmódot folytatnak, ezáltal a gázló habitatókat részesítik előnyben. Azonban Thirion (2016) munkája értelmében a sekély (< 30 cm), de gyorsan áramló (0,3 – 0,6 m/s) vizeket kedvelik, de más sebesség érték és mederanyag típus esetében is előfordulhatnak.

A *Baetis* nemzetség fajai esetében szintén sikerült habitat preferencia közötti különbségeket kimutatni munkám során. Eredményeim alapján nem csupán a fajok, de a lárvastádiumok közötti különbségek is megállapításra kerültek. A *Baetis* sp. juvenilis egyedek a gázlók indikátorai, míg a *Baetis muticus* és a *Baetis vernus* a medence habitatók és az átmeneti, gázló habitatók kombinációjának karakterfajai. Eredményeim összhangban állnak Statzner és Borchardt (1994) és Méricoux és Dolédec (2004) megállapításaival, miszerint a *Baetis* egyedek élőhely-preferenciája eltérhet a testméret és az egyes életszakaszok során. Azonban az egyedek habitat választásának különbségei a táplálkozási stratégiájuk közötti különbségekből is adódhatnak. A *Baetis* nemzetségbe tartozó fajok legnagyobb százalékban úszó életmódot folytatnak és törmelékevő/gyűjtögető táplálkozásúak, azonban legelő/kaparó táplálkozási forma is jellemző rájuk, ennek megfelelően a víztér más területeit népesíthetik be (Gilpin és Brusven, 1970; Bauerfeind és Soldán, 2012). Eredményeimel ellentétben Thirion (2016) munkájában megállapította, hogy a Baetidae család tagjai nem mutatnak egyértelmű preferenciát az áramlási sebesség vagy mederalzat típusára vonatkozóan, azonban a 10 és 30 cm közötti vízmélységet részesítik előnyben.

A fellelhető magyar irodalmakhoz (Boda et al., 2015; Pernecker et al., 2020) hasonló megállapításokat sikerült tennem eredményeim alapján a *Cordulegaster heros* fokozottan védett szitakötő habitat választásának esetében is. Eredményeim szerint a *C. heros* faj a medence és a gázló „szélső” mikrohabitat típusait részesíti előnyben, ahol az áramlás lelassul, a mederanyag finom szemcsés és a felszín hidraulikailag átmenetinek vagy simának mondható. A *C. heros* elsősorban a zsákmányszerzés és a lesodródás elleni védekezés céljából keresi fel ezeket a részeket, azonban szélsőségesen száraz időszakban beássa magát a finom mederalzatba, hogy ott átvészeldesse ezt a számára kedvezőtlen időszakot.

5 Javaslatok

A munkám során kifejlesztésre került komplex mintavételi módszertan egyik nagy előnye és erőssége a makrogerinctelen fajok élőhely-preferenciájának pontos meghatározása alkalmazásával. A módszertan gyakorlati hasznosításával lehetőség nyílik a különböző fejlődési alakok élőhely-preferenciájának elkülönítésére, a funkcionális táplálkozási csoportok élőhely választásának finomítására, valamint kezelési, fenntartási munkák során a védendő fajok pontos élőhely-preferenciájának meghatározására, azaz fajvédelmi célokra. Emellett a kapott eredmények más természetvédelmi célú munkák, döntések során is felhasználásra kerülhetnek, mint például természetes vízfolyások makrogerinctelen közösségeinek felmérésére, majd a tapasztalatok átültetésére a mederkotrás munkálatok, mederrendezések során. A módszertan segítségével pontos képet kaphatunk ugyanis a mederben zajló áramlási viszonyokról és az ott előforduló makrogerinctelen közösségről. Ennek köszönhetően a kotrasi vagy mederrendezési munkálatokat a vízfolyásban előforduló fajok igényeinek megfelelően tudják alakítani a szakemberek a tervezések és a kivitelezések során.

A módszertan alkalmazásával lehetőség nyílik a finomabb ökológiai elemzésekre is. Minél több alkalommal és helyszínen alkalmazzák a jövőben ezt a mintavételi módszertant, annál nagyobb az esély, lehetőség az eredmények összehasonlítására, tapasztalatok tanulmányozására.

A módszertan nagy előnye, hogy az eredmények és elemzések térbeli léptéke változtatható, így növelésével más mintavételi módszertan eredményeinek összehasonlítására is lehetőséget ad. Tapasztalataim alapján a módszertan alkalmazását komplex ökológiai felmérések esetében és természetes kisvízfolyások felmérése során javaslom. Természetes és mesterséges vízfolyás szakaszok összehasonlítására is alkalmas lehet, azonban az eredmények értékelése során nem szabad figyelmen kívül hagyni azt a tényt, hogy a módosított víztestek esetében bizonyos taxonok jelenlétét/hiányát a medermorfológia egyhangúsága mellett számos más antropogén hatás is okozhatja.

6 Összefoglalás és tézisek

A vízi makrogerinctelen közösségek összetételére, az előforduló faj- és egyedszámra, a ritka vagy az érzékeny fajok jelenlétére egyaránt hatással vannak a vízfolyás hidrológiai, hidromorfológiai és hidraulikai jellemzői, valamint közvetlen környezete. A vízfolyás fizikai jellemzői, valamint a vízfolyásba bekerülő szerves és szervetlen anyagok típusa és mennyisége határozza meg a vízi makrogerinctelenek életfeltételeit, élőhelyeit. A természetes vízfolyás-dinamika egy nem módosított víztérben a benne élő makrogerinctelen közösségek összetételét hosszabb távon nem befolyásolja, hiszen morfológiai jegyeikkel, életciklusukkal és viselkedésbeli sajátásaikkal alkalmazkodtak ahhoz.

Munkám során kifejlesztésre került egy új mintavételi módszertan, mely lehetőséget ad számunkra a vízi makrogerinctelenek és szűkebb környezetük közötti kapcsolat leírására. A módszertan alapjait Szabó és mts. (1994) munkája adta, mely kiegészült hidraulikai paraméterek kis léptékű vizsgálatával. A mintavételi módszertan folyamatos finomítása a mintavételek során megtörtént.

A Rák-patak esetében, a négy mintavétel (2014, 2015, 2016 tavasz, 2015 nyár) alkalmával több, mint 15 000 egyedet számoltam le, melyek 70 taxonba voltak sorolhatóak. A mintavételek során öt (kivételesen 2015 nyara) keresztmetszvény került felvételezésre. Az eredmények szerint az egyes évek és a vizsgált keresztmetszvények fajkészletük alapján jobban elkülönültek, mint a mennyiségi viszonyok szerint. A nyári minták az elemzések során külön csoportot alkottak, mind fajkészletük, mind pedig a makrogerinctelenek abundanciája eltért a tavaszi mintáktól. A gyűjtött mintákban a legnagyobb faj- és egyedszámmal a kérészek, az álkérészek, a tegzesek, a bogarak és a kétszárnyúak rendjébe tartozó taxonok képviseltették magukat. A mintavételek során előkerült a fokozottan védett *Cordulegaster heros*, valamint a védett *Calopteryx virgo* és *Astacus astacus*. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a vízi makrogerinctelen közösségek összetétele követte a medermorfológia változását, mikrohabitatok átrendeződését, ugyanis a minták az elemzések során évenként, nem pedig keresztmetszvényenként mutattak nagyobb hasonlóságot egymással. Továbbá a hároméves adatsor alapján kijelenthető, hogy a Rák-patak egy stabil és nagyon változatos makrogerinctelen közösséggel rendelkezik.

A három kisvízfolyás (Rák-patak, Kőbányai-patak, Petőczy-árok) makrogerinctelen faunájának összehasonlítása, valamint a mintavételi módszertan tesztelése során a Rák-patakon öt, míg a Kőbányai-patakon és a Petőczy-árokban három-három keresztmetszvény került felvételezésre. Az eredmények (fajtelítődési görbe) alapján a Rák-patak esetében indokolt volt

a magasabb számú minta, a vízfolyás diverz makrogerinctelen faunája miatt. A három kisvízfolyás makrogerinctelen közösségeinek összetétele szignifikánsan eltért egymástól, a mennyiségi adatok alapján határozottan elkülönültek az elemzések során a kisvízfolyások mintái, míg a fajkészlet alapján a Petőczy-árok és a Kőbányai-patak mintái keveredtek. A három vízfolyás EPT faunáját megvizsgálva egyezőséget, különbséget és komplementaritást figyeltem meg, például a Rák-patak esetében az *Ephemera danica*, a *Baetis muticus* és az *Ecdyonurus subalpinus* voltak a domináns kérészfajok, míg a Kőbányai-patakban a *Baetis vernus* és a *Rhithrogena puytoraci*, a Petőczy-árokban pedig a Kőbányai-patakhoz hasonlóan a *B. vernus*, valamint az *Electrogena ujhelyii*. A három vízfolyás makrogerinctelen fajegyütteseinek összetételében megmutatkozó különbség a következő okokra vezethetőek vissza felméréseim alapján: a vízjárás szélsőségessége, a környezetükben érvényesülő enyhe antropogén hatás, valamint az alapkőzet típusa, mely befolyásolja a vízfolyások fiziko-kémiai jellemzőit.

Mindhárom vízfolyás esetében kerestem azokat a háttérváltozókat, melyek hatást gyakorolnak nem csupán az egyes taxonok jelenlétére, de a makrogerinctelen közösségek összetételére is. Az elemzések során külön vizsgáltam az EPT taxonok és a funkcionális táplálkozási csoportok eloszlását befolyásoló hidromorfológiai és hidraulikai paramétereket. Az analízis során nem minden mintavételi hely és időpont esetében kaptam értékelhető eredményeket, ugyanis a kanonikus korrelációs értékek alapján a biotikus és abiotikus elemek között elenyésző volt a kapcsolat. Eredményeim alapján ennek ellenére kijelenthető, hogy a hasonló karakterisztikával jellemezhető kisvízfolyások makrogerinctelen közösségét ugyanazon háttérváltozók befolyásolják. Esetemben ezek a vízmélység, a vízsebesség, az érdesség magasság, az érdességi Reynolds és Froude szám voltak.

A mintavételi módszertan alkalmazhatóságának igazolására két léptékben (mezo-és mikrohabitat szinten) is megvizsgáltam a makrogerinctelen közösségek összetételét és annak eloszlását. A gyűjtött anyag mezohabitat szintű vizsgálata során az alkvadrátokat három típusba soroltam be: medence, gázló és átmeneti. Az általam átmenetinek elnevezett mezohabitat típus a gyakorlatban kevésbé használt „run” mezohabitatnak felel meg. Munkám során sikerült bebizonyítanom, hogy az átmeneti mezohabitat típus makrogerinctelen faunájának összetétele (fajösszetétel, FFG), valamint a jellemző háttérváltozók értékei alapján is eltér a másik két típustól. Továbbá térben nem a medence és a gázló mezohabitat típusok között helyezkedik el, hanem több ponton, elszórtan. Csökkentve a vizsgálatok térbeli léptékét munkám során hét mikrohabitat típust különítettem el a helyszínrajzok és egyes háttérváltozók segítségével. A gyakorlatban leggyakrabban egy háttérváltozó, főként a mederanyag jellemző szemcsemérete alapján szokták lehatárolni a mikrohabitat típusokat. Azonban, - ahogy

eredményeim alapján is látható – egy természetes vízfolyás működése, jellemzése, leképezése annál sokkal összetettebb feladat, hogy egy paraméter alkalmazása elegendő legyen. Ha a mintavétel során több paraméter figyelembevételével végezzük el a gyűjtést, pontosabb eredményeket is kaphatunk véleményem szerint. Az általam definiált hét mikrohabitat kategória makrogerinctelen közösségeik alapján öt csoportot alkottak az elemzések során.

A mezo- és mikrohabitat típusok karakterfaj elemzése során a törmelékevő, aprító és aktív szűrő szervezetek - például a *Gammarus fossarum*, a *Habrophlebia lauta* és a *Pisidium* sp. - a medencék indikátorfajainak bizonyultak, míg a legelő/kaparó vagy ragadozó életmódot folytató vízi makrogerinctelenek (*Esolus*, *Limnius*, *Riolus*, *Isoperla* nemzetségekbe tartozó taxonok) a gázlók karakterfajai voltak. Az alacsony vízállással, áramlási sebességgel és hidraulikailag sima felszínnel jellemezhető medence-szél (T2) mikrohabitat típus karakterfajának eredményeim alapján a *Centroptilum luteolum* kérész, míg a hasonló jellemzőkkel leírható gázló-szél (T2) típus indikátorfajának az *Esolus* sp. lárva bizonyult. A gázló-közép karakterfaja pedig a *Hydraena* sp. adult volt. A fokozottan védett *Cordulegaster heros* szitakötő lárvája a hidraulikailag sima felszínű, lassú áramlású, sekély és finom mederaljzatú mikrohabitat típusok (medence-szél (T1), gázló-szél (T1)) kombinációjának karakterfaja volt.

A kapott eredmények alapján kijelenthető, hogy egy vízfolyás élővilágának megőrzése szempontjából fontos az élőhelyi változatosság fenntartása, vagyis (kis)vízfolyások természetes állapotban, szabályozásoktól mentes állapotban történő megőrzése. Azonban, ha elkerülhetetlenek a mederrendezési munkálatok, akkor törekedni kell a vízfolyásra, vagy vízfolyás szakaszra jellemző habitatok sokszínűségének fenntartására, ezáltal az arra jellemző flóra és fauna megőrzésére.

Tézisszerűen megfogalmazva munkám a következőképpen foglalható össze:

1. Kidolgoztam egy komplex mintavételi módszertant, mely lehetővé teszi a vízi makrogerinctelenek és környezetük közötti kapcsolat mikro-léptékű vizsgálatát (Szita et al., 2015, 2016, 2018).

A kidolgozott módszertan alegységei a 33x50 cm nagyságú, 0,165 m² területű alkvadrátok, melyekhez egy mennyiségi biológiai minta, egy mederanyag minta és minimum 10 vízsebesség adat, valamint a hasonló számú, részben belőle származtatott hidraulikai paraméter áll rendelkezésre. Hat alkvadrát alkot egy kvadrátot (1x1 m nagyságú, 1m² területű), melyek száma a vízfolyás adott pontjának szélességétől függ. A mintavételi módszertan során kapott

eredmények a kitűzött céloknak megfelelően skálázhatóak. Az új módszertan olcsó, időráfordítása pedig nem nagyobb, mint a hasonlóan habitat-alapú mintavételezéseknek. Az általam kifejlesztett mikro-léptékű technikával szemben a legtöbb módszertan egy nagy, - releváns mikrohabitatokból származó - kevert mintát használ az adott vízfolyásszakasz leírására, valamint az így gyűjtött anyaghoz kevesebb számú hidrológiai és hidromorfológiai adat kapcsolható, mint a kvadrát-módszer esetében.

2. A módszertan segítségével definiáltam hét különböző mikrohabitat típust a mezohabitatokon belül

A terepi megfigyeléseket, a vízmélységet, a vízsebességet és az alkvadrátok felszínének hidraulikai érdekességét figyelembevéve a következő hét mikrohabitat típust különítettem el: 1: gázló-szél (1. típus), 2: gázló-szél (2. típus), 3: gázló-közép, 4: medence-szél (1. típus), 5: medence-szél (2. típus), 6: medence-közép (1. típus), 7: medence-közép (2. típus). A medence-szél típusokat a kanyarban elfoglalt helyük különbözteti meg (kanyar külső vagy belső íve), a gázló-szél típusokat a mederanyag összetétele (finom szemcsés vagy finom szemcsés kövekkel) míg a medence-közép típusokat átöblítődő vagy nem átöblítődő jellege. A fenti típusok alkalmazásával az eddigieknél pontosabb képet kaphatunk egy vízfolyás élőhelyi diverzitásáról és makrogerinctelen faunájáról, a fajok mikro léptékű igényeinek meghatározásáról.

3. Bebizonyítottam, hogy a mezohabitat szintű vizsgálatok során nem szabad figyelmen kívül hagyni az általam átmenetinek (irodalomban „run”-nak) nevezett mezohabitat típust sem (Szita és Ambrus, 2017a).

A mezohabitat szintű értékelések során sikerült bebizonyítanom az átmeneti mezohabitat típus elkülönítésének jelentőségét. A mintavételezések során ritkán szokták alkalmazni ezt a mezohabitat típust nehezen definiálhatósága miatt, azonban eredményeim alapján nem csupán a minták makrogerinctelen közösségének összetétele (fajkészlet, FFG eloszlás), de a vizsgált háttérváltozók alapján is elkülönülnek az ebbe a típusba sorolt egységek. Az átmeneti típus mind a biotikus, mind pedig az abiotikus elemek jellemzői alapján mutat hasonlóságot a másik két mezohabitat típussal, azonban többségében sajátos arányú FFG eloszlás, hidraulikai értékek jellemzik.

4. Az általam kifejlesztett mintavételi módszertan lehetőséget ad a fajok élőhely-preferenciájának pontosabb meghatározásához (Szita és Ambrus, 2017 b; Szita et al., 2017).

Az elemzések során több faj, a faj adult és korai lárvastádiumú egyedei, valamint az egy családba tartozó nemzetségek élőhely-preferenciája közötti különbségek is kimutatásra, bizonyításra kerültek. A módszertan segítségével a terepi megfigyelések, tapasztalatok statisztikailag is igazolhatóak voltak. A legtöbb esetben leírt összefüggések ugyan a tudományra nézve nem újdonságok, azonban a módszertan működőképességét, létjogosultságát bizonyítják.

5. Összehasonlítottam és jellemeztem térben (mezohabitat szinten és különböző vízfolyások között) és időben (Rák-patak esetében) a makrogerinctelen fajegyütteseket (Szita és Ambrus, 2017a,b, Szita et al., 2018).

A térbeli elemzések során a hasonló karakterisztikával jellemezhető kisvízfolyások makrogerinctelen közösségeinek összetétele a mennyiségi viszonyok alapján elkülönült egymástól, míg a fajkészlet alapján két vízfolyás (Kőbányai-patak, Petőczy-árok) mintái keverednek egymással. Eredményeim alapján a gázló típusba sorolható keresztshelvények fajkészlete jelentős hasonlóságot mutatnak az említett két kisvízfolyás esetében. Az időbeli elemzések során az egyes évekhez tartozó minták fajkészletük alapján jobban elkülönültek, mint a vízi makrogerinctelenek abundanciája szerint. Utóbbi alapján kijelenthető, hogy egy természetes kisvízfolyás makrogerinctelen közösségének összetétele követi a habitatok átrendeződését, amennyiben lefűződés, nagyobb árhullám okozta jelentősebb habitat átcsoportosulás nem következik be az érintett vízfolyás szakaszon.

6. Meghatároztam a vizsgált vízfolyástípusok makrogerinctelen fajegyütteseinek szerveződését leginkább meghatározó hidraulikai tényezőket.

Eredményeim alapján a vizsgált három erdei, természetes állapotú kisvízfolyás esetében a makrogerinctelen közösségek összetételét az alábbi három tulajdonságcsoportba sorolható háttérváltozók befolyásolják leginkább: az első csoportba az élőhely kiterjedését leíró paraméterek tartoznak (vízfolyás szélessége/vízfolyás mélysége), a második csoportba a vízmélység és a vízsebesség kapcsolatát leíró Froude szám, míg a harmadik csoportba a mederanyag összetételét és a vízsebesség kapcsolatát leíró érdességi Reynolds szám.

Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom témavezetőimnek, Ambrus Andrásnak és Gribovszki Zoltánnak, akik nem csak a doktori éveim alatt, de már előtte is hozzájárultak szakmai fejlődésemmel. Ambrus Andrásnak külön köszönöm a mintavételezési módszertan biológiai alapjainak megteremtését, Gribovszki Zoltánnak pedig, hogy segített „kerek egészsé”, komplexé tenni azt.

Köszönet illet minden személyt, aki a mintavételezések alkalmával hozzájárult annak sikerességéhez. Külön köszönöm Csáki Péternek azt a rengeteg segítséget, amit nem csupán a terepi mintavételek alkalmával nyújtott, de a doktori éveim alatt és utána is a mindennapokban.

Köszönöm Thomas Hubernek a határozások során nyújtott óriási segítségét. Külön köszönöm Kalicz Péternek az adatok feldolgozása és az eredmények kiértékelése során, az R világában nyújtott segítségét; valamint a Geomatikai, Erdőfeltárási-, és Vízgazdálkodási Intézet munkatársainak a támogatását, eszközök, műszerek rendelkezésemre bocsátását.

Köszönettel tartozom Gerencsér Noéminek, Ambrus Andrásnak és Traser Györgynek, akik nélkül talán sosem szerettem meg és mélyülök el a vízi makrogerinctelenek világában.

Hálával tartozom barátaimnak és családomnak, akik már egyetemi éveim alatt is biztosították számomra a stabil háttérrel tanulmányaim elvégzéséhez, valamint támogatásuk révén vágtam bele és fejeztem be doktori éveimet.

Végül hálával tartozom kislányomnak, Juliannának és férjemnek, Kurucz Gergőnek, akik támogatásukkal, - idejüket és türelmüket nem kímélve - biztosították, hogy eredményeimet papírra vethettem.

Munkámat az Emberi Erőforrások Minisztériuma ÚNKP-17-3-III kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programja támogatta.

Irodalomjegyzék

- Ács, É., Balogh, J., Czóbel, Sz., Cserhalmi, D., Engloner, A., Farkas, E., Fóti, Sz., Jakucs, E., Kiss Keve, T., Nagy, J., Nagy, Z., Orbán, S., Podani, J., Szerdahelyi, T., Szirmai, O., Tuba, Z., 2007. Botanika III.: Bevezetés a növénytanba, algológiába, gombatanba és funkcionális növényökológiába. Nemzeti Tankönyvkiadó Rt.. Budapest
- Adam, G., 1990. Bestimmungstabellen für die Larven der in Deutschland verbreiteten Baetidae (Ephemeroptera). Wasserwirtschaftsamt Weiden/Oberpfalz, unveröffentlichtes Manuskript.
- Allan, J. D, Castillo, M.M., 2007. Stream Ecology. Structure and function of running waters. Second edition. Springer.
- Ambrus, A., Danyik, T., Kovács, T., Olajos, P., 2018a. Magyarország szitakötőinek kézikönyve. Magyar Természettudományi Múzeum, Herman Ottó Intézet Nonprofit Kft., Budapest.
- Ambrus, A., Faragó, Á., Gerencsér, N., Patalenszki, A., Szita, R. 2018b. Cordulegaster fajok előfordulásának vizsgálata a Nyugat-magyarországi peremvidék potenciális élőhelyein. Előadás. Hidrobiológus napok. 2018.október 3-5. Tihany.
- Ambrus, A., Kovács, T., Szita, R., 2019. Egyéb vízi gerinctelen szervezetek és szitakötők. In: Kárpáti, L., (Eds.) Soproni Tájvédelmi Körzet. Monografikus tanulmányok a Soproni-hegység természeti és kulturális értékeiről. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság. Szaktudás Kiadó Ház. Budapest
- Andrikovics, S., Murányi, D., 2002. Az álkérészek (Plecoptera) kishatározója. Víz- és környezetvédelem 18., Környezetgazdálkodási Intézet. Budapest
- AQEM Consortium 2002. Manual for the application of the AQEM method. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. Version 1.0.
- Armour, C.L., Burnham, K.P., Platts, W.S., 1983. Field methods and statistical analyses for monitoring small salmonid streams. U.S. Fish and Wildlife Service. Washington, DC.
- Askew, R.R., 2004. The dragonflies of Europe. Revised edition. Harley Books. Colchester
- Barbee, N. C., 2005. Grazing insects reduce algal biomass in a neotropical stream. *Hydrobiologia*, 532, 153-165. doi.org/10.1007/s10750-004-9527-z
- Bauerfeind E., Soldán, T., 2012. The mayflies of Europe (Ephemeroptera). Denmark. Apollo Books. Ollerup. 781 p.

- Bauernfeind, E., 1997. Discriminating characters in Central European species of *Ecdyonurus* Eaton, In: Landolt P. and Sartoni, M., (Eds.) *Ephemeroptera & Plecoptera: Biology-Ecology- Systematics (=Proc. 8th Int. Conf. Ephemeroptera. Lausanne, 1995)*, Fribourg: 418-426.
- Bauernfeind, E., Humpesch, U., 2003. Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta: Ephemeroptera). *International Review of Hydrobiology*. 88, 236-237. doi:10.1002/iroh.200390019
- Bilton, D., Freeland, J., Okamura, B., 2001. Dispersal in freshwater invertebrates, *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 159-181. doi:10.1146/annurev.ecolsys.32.081501.114016
- Boda, P., Bozóki, T., Krasznai-K., E.Á., Várbíró, G., Móra, A., Csabai, Z., 2021. Restoration-mediated alteration induces substantial structural changes, but negligible shift in functional and phylogenetic diversity of a non-target community: a case study from a soda pan. *Hidrobiologia*. doi:10.1007/s10750-020-04494-6
- Boda, R., Bereczki, Cs., Pernecker, B., Mauchart, P., Csabai, Z., 2015. Life history and multiscale habitat preferences of the red-listed Balkan Goldenring, *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 (Insecta, Odonata), in South-Hungarian headwaters: does the species have mesohabitat-mediated microdistribution?. *Hidrobiologia*. 760, 121-132. doi:10.1007/s10750-015-2317-y
- Boda, R., Rozner, Gy., Czirok, A., Szivák, I., Csabai, Z., 2011. New data on the distribution of *Cordulegaster heros* Theischinger, 1979 in Mecsek Mountains and its surroundings. *Acta Biologica Debrecina*. 26, 21-28.
- Borsos, Gy., 2008. A Rák-patak öko-hidromorfológiai sajátosságainak vizsgálata. Diplomamunka, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron
- Boulton, A., Findlay, S., Marmonier, P., Stanley, E., Valett, H., 1998. The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 29, 59–81.
- Boulton, A., Stibbe, S., Grimm, N., Fisher, G., 1991. Invertebrate recolonization of small patches of defaunated hyporheic sediments in a Sonoran Desert stream. *Freshwater Biology*. 26, 267-277. doi:10.1111/j.1365-2427.1991.tb01734.x
- Bray, J.R., Curtis, J.T., 1957. An ordination of upland forest communities of southern Wisconsin. *Ecological Monographs*. 27, 325-349. doi:10.2307/1942268
- Britain, J.E., Eikeland, T.J., 1988. Invertebrate drift – a review. *Hidrobiologia*. 166, 77-93. doi:10.1007 / BF00017485

- Brooks, A.J., Haeusler, T., Reinfeldt, I., Williams, S., 2005. Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles. *Hydrobiologia*. 50, 31–344. doi:10.1111/J.1365-2427.2004.01322.X
- Cary Institute of Ecosystem Studies, 2012. Water Life: Riffle and Pools. Lesson plan.
- Chin, A., 1999. The morphologic structure of step-pools in mountain streams. *Geomorphology*. 27, 191–204.
- Collier, K., Smith, B., 1997. Dispersal of adult caddisflies (Trichoptera) into forests alongside three New Zealand streams. *Hydrobiologia*. 361, 53-65. doi:10.1023/A:1003133208818
- Cross, W. F., Ramírez, A., Santana, A., Silvestrini, L., 2008. Toward separating the relative importance of invertebrate consumption and bioturbation in Puerto Rican streams. *Biotropica*, 40, 477-484.
- Crowder, L.B., Cooper, W.E., 1982. Habitat Structural Complexity and the Interaction Between Bluegills and Their Prey. *Ecology*. 63, 1802-1813.
- Csányi, B., Szekeres, B., 2011. Folyó- és állóvizek minősítése makrozoobenton alapján, I. Mintavételi útmutató. Budapest
- Cummins, K. W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology* 18, 183-206. doi:10.1146/annurev.en.18.010173.001151.
- Davis, J.A., Barmuta, L.A., 1989. An ecologically useful classification of mean and near-bed flows in streams and rivers. *Freshwater Biology*. 21, 271-282. doi:10.1111/j.1365-2427.1989.tb01365.x
- De Cáceres, M., Jansen, F. 2013. Indicspecies: Studying the statistical relationship between species and groups of sites. Version 1.6.7
- Ditsche-Kuru, P., Koop, J. H. E., Gorb, S. N., 2010. Underwater attachment in current: the role of setose attachment structures on the gills of the mayfly larvae *Epeorus assimilis* (Ephemeroptera, Heptageniidae). *The Journal of Experimental Biology*. 213, 1950-1959. doi:10.1242/jeb.037218
- Dövényi, Z., (ed), 2010. Magyarország kistájainak katasztere. Magyar Tudományos Akadémia Földtudományi Kutató Intézet, Budapest.
- Farkas, K. 2008. A Rák-patak referenciaviszonyainak meghatározása a Víz Keretirányelv előírásainak megfelelően. Diplomamunka, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron
- Flecker, A., 1992. Fish predation and evolution of invertebrate drift periodicity: Evidence from Neotropical streams. *Ecology*. 73, 438-448. doi:10.2307/1940751

- Flecker, A.S., Allan, J.D., 1984. The importance of predation, substrate and spatial refugia in determining lotic insect distributions. *Oecologia*. 64, 306-313. doi:10.1007/BF00379126
- Fuller, J.E., 2018. Defining Ordinary and Natural Conditions for State Navigability Determinations. Technical Report. Arizona Geological Survey.
- Gerencsér, N., 2013. A hegyi szitakötő – *Cordulegaster bidentatus* és a ritka hegyi szitakötő – *Cordulegaster heros* (Odonata) élőhelyhasználata a Kőszegi-hegység területén. Diplomamunka, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- Gilpin, B. R., Brusven, M.A., 1970. Food habits and ecology mayflies of the St. Mary's River in Idaho. *Melandria*. 4, 19-40.
- Gonzalez, I., Déjean, S., Martin, P.G.P., Baccini, A., 2008. CCA: An R Package to Extend Canonical Correlation Analysis. *Journal Statistical Software*. 23, 1-14. doi:10.18637/jss.v023.i12
- Gordon, N., McMahon, T., Finlayson, P., Gippel, C., Nathan, N., 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. Second Edition. John Wiley&Son. Chichester.
- Gore, J. A., Layzer, J. B., Mead, J., 2001. Macroinvertebrate instream flow studies after 20 years: a role in stream management and restoration. *Regulated Rivers: Research & Management*. 17, 527–542. doi:10.1002/rrr.650
- Gore, J., 1982. Benthic invertebrate colonization: source distance effects on community composition. *Hydrobiologia*. 94, 183-193. doi:10.1007/BF00010899
- Görgényi, J., Várbíró, G., T-Krasznai, E., Abonyi, A., Tóthmérész, B., Borics, G., 2016. A fitoplankton funkcionális csoportjainak hatása a fajtelítődési görbék alakjára egy eutróf állóvíz esetén. *Hidrológiai Közöny*. 96.
- Gribovszki, Z., György, K., Kalicz, P., Kiss, K.A., Pintér, B., 2005. A Rák-patak felső vízgyűjtőjének (Soproni-hegység, Hidegvíz-völgy) komplex vizsgálata az EU VKI alapján. *Hidrológiai Közöny*. 85, 40-42.
- Gribovszki, Z., Kalicz, P., Csáfordi, P., Csáki, P., Gyimóthy, K., Szegedi, B., Szita, R., Gerencsér, N., Szinetár, M.M., Ambrus, A., 2012. A városiasodás hatásai a vizekre. In: Albert, L., Bidló, A., Jancsó, T., Gribovszki, Z. (Eds.) *Városok öko-környezetének komplex vizsgálata a nyugat dunántúli régióban*. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. Sopron. Magyarország. pp. 169-224.
- Guttmann, E., Imrik, P., 2010. A Rák-patak vízminőségi változása Sopron belterületén. Szakdolgozat, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron

- Gyalog, L., 2005. Magyarázó Magyarország fedett földtani térképéhez (az egységek rövid leírása). 1: 100 000. Magyar Állami Földtani Intézet
- György, K., Kriska, Gy., Bardóczyné, Sz. E., 2005. A makrogerinctelen élőlényegyüttes változása a mederviszonyok és az antropogén hatások tükrében a Rák-patakban. Hidrológiai Közlöny, 85, 42-43.
- Haszpra O., (1999) Hidraulika I., Műegyetemi kiadó. Budapest
- Hawkes, H.A., 1975. River zonation and classification. In: Whitton, B.A., (ed) 1975. River Ecology. Blackwell Scientific, Oxford.
- Hefti, D., Tomka, I., Zurwerra, A., 1989. Revision of morphological and biochemical characters of the European species of the Ecdyonurus helvetic-group (Ephemeroptera, Heptageniidae). Bulletin Entomological Society. 62, 329-344.
- Hildrew, A.G., Townsend, C.R., 1977. The influence of substrate on the functional response of *Plectrocnemia conspersa* (Curtis) larvae (Trichoptera: Polycentropodidae). Oecologia. 31, 21–26. doi:10.1007/BF00348705
- Horváth, A., Szita, R., Bidló, A., Gribovszki, Z. 2016. Changes in soil and sediment properties due the impact of the urban environment. Environmental Earth Sciences. 75:1211. doi:10.1007/s12665-016-6012-8
- Horváth, L., 2016. A vízi környezet dinamikájának hatása a makrogerinctelen faunára a soproni Rák-patakon. Diplomamunka, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron
- Humphries, S., 2002. Dispersal in drift-prone macroinvertebrates: a case for density-independence. Freshwater Biology. 47, 921-929. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00819.x
- Hynes, H.B.N., 1970. The Ecology of Running Waters. University of Toronto Press. Toronto.
- Jowett, I.G., 1993. A method for objectively identifying pool, run, and riffle habitats from physical measurements. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 27, 241-248. 10.1080/00288330.1993.9516563
- Jowett, I.G., Barry, J.R., Biggs, J.F., Hickey, C.W., Quinn, J.M., 1991. Microhabitat preferences of benthic invertebrates and the development of generalised *Deleatidium* spp. habitat suitability curves, applied to four New Zealand rivers. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research. 25, 187-199.
- Juhász, P., Kiss, B., Müller, Z., 2008. Vízi makroszkopikus gerinctelenek mintavételi protokollja, II. PROJEKT: Vizes élőhelyek és közösségeik monitorozása (ÁNÉR besorolás U8, U9). BioAqua Pro Kft.

- Kálmán, Z., Soós, N., Kovács, T.Z., Szappanos, D., Horváth, O., Szivák, I., Csabai, Z., 2010. Vízibogarak és vízipoloskák faunisztikai adatai mecseki vízterekből. Hidrológiai Közlöny. 90, 50-52.
- Keller, I., 1998. A Rák-patak vízminőségi vizsgálata. Diplomamunka, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron
- Kelly, L., Rundle, S., Bilton, D., 2002. Population structure and dispersal in the Canary Island caddisfly *Mesophylax aspersus* (Trichoptera, Limnephilidae). Freshwater Biology. 47, 1642-1650. doi:10.1046/j.1365-2540.2001.00839.x
- Kondor, K. 1991. Vízbiológiai vizsgálatok a soproni Rák-patakban és mellékágaiban. Diplomamunka, Soproni Egyetem, Sopron.
- Kontschán, J., Muskó, I.B., Murányi, D., 2002. A felszíni vizekben előforduló felemáslábú rákok (Crustacea: Amphipoda) rövid határozója és előfordulásuk Magyarországon. Folia Historico Naturalia Musei Matraensis. 26, 151-157.
- Kovács, K., 2004. A Rák-patak és mellékágainak gerinctelen makrofaunája (Soproni hg., Hidegvíz-völgy). Hidrológiai közlöny, 84, 69-70.
- Kovács, K., 2008. Vízi makrogerinctelen referencia helyek vizsgálata. Dömösi-Malom-patak és Rák-patak, Acta Biologica Debrecina Supplementum Oecologica Hungarica, 18, 91-99.
- Kovács, T., Ambrus A., 2019. Kérészek és álkérészek. In: Kárpáti, L., (Eds.) Soproni Tájvédelmi Körzet. Monografikus tanulmányok a Soproni-hegység természeti és kulturális értékeiről. Fertő-Hanság Nemzeti Park Igazgatóság. Szaktudás Kiadó Ház. Budapest
- Kovats, Z., Ciborovszki, J., Corkum, L., 1996. Inland dispersal of adult aquatic insects. Freshwater Biology. 36, 265-276.
- Kriska, Gy., 2003. Édesvizek és védelmük. Műszaki Könyvkiadó, Piliscsév.
- Kriska, Gy., 2008. Édesvízi gerinctelen állatok határozója. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Kruger, C., Cook, E., 1981. Live cycles, drift, and standing stocks of some stoneflies (Insecta: Plecoptera) from streams in Minnesota, U.S.A.. Hydrobiologia. 83, 85-92.
- Lajos, T., 2008. Az áramlástan alapjai. Egyetemi Tankönyv. Budapesti Műszaki Egyetem. Áramlástan Tanszék. Budapest
- Lancaster, J., Hildrew, A.G., 1993. Flow refugia and the microdistribution of lotic macroinvertebrates. Journal of the North American Benthological Society. 12, 385–393. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106766
- Legendre, P., Gallagher, E.D., 2001. Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. Oecologia. 129, 271-280.

- Legendre, P., Legendre, L.F., 2012. Numerical ecology. Elsevier
- Lytle, D. A., Poff, N. L., 2004. Adaptation to natural flow regimes. *Trend in Ecology and Evolutain*. 19, 94-100. doi:10.1016/j.tree.2003.10.002
- Mackay, R., 1992. Colonization by Lotic Macroinvertebrates: A Review of Processes and Patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science*. 49, 617-628. doi:10.1139 / 192071
- Mackay, R.J., Kalff, J., 1969. Seasonal variation in standing crop and species diversity of insect communities in a small Quebec stream. *Ecology*. 50, 101-109. doi:10.2307/1934667
- Matthaei, C., Peacock, K., Townsend, C., 1999. Patchy surface stone movement during disturbance in a New Zealand stream and its potential significance for the fauna. *Limnology and Oceanography*. 44, 1091–1102.
- Mauchart, P., Méhes, N., Deák, Cs., Móra, A., Szivák, I., Csabai, Z., 2010. Kérészek, álkérészek és tegzesek faunisztikai adatai a mecsekei vízterekből. *Hidrológiai Közlöny*. 90, 100-102.
- McLachlan, G. J., 2004. *Discriminant Analysis and Statistical Pattern Recognition*. John Wiley & Sons, Inc.
- Méhes, N., Szivák, I., Csabai, Z., Móra, A., 2012. Contribution to the Chironomidae (Diptera) fauna of the Mecsek Mountains. *Acta Biologica Debrecina*. 28, 121-128.
- Mérigoux S., Dolédec, S., 2004. Hydraulic requirements of stream communities: a case study on invertebrates. *Freshwater Biology*. 49, 600–613. doi:10.1111/j.1365-2427.2004.01214.x
- Miller, M., Blinn, D., Keim, P., 2002. Correlations between observed dispersal capabilities and patterns of genetic differentiation in populations of four aquatic insect species from the Arizona White Mountains, U.S.A.. *Freshwater Biology*. 47, 1660-1673. doi:10.1046/j.1365-2427.2002.00911.x
- Möbes-Hansen, B., Waringer, J.A., 1998. The influence of hydraulic stress on microdistribution patterns of zoobenthos in a sandstone brook (Weidlingbach, Lower Austria). *International Review of Hydrobiology*. 83, 381–396. doi:10.1002/iroh.19980830506
- Moog, O., 2002. *Fauna Aquatica Austriaca, A Comprehensive Species Inventory of Austrian Aquatic Organism with Ecological Notes*. 2nd Edition. Federal Ministry of Agriculture, Forestry, Environment and Water Management, Vienna.
- Nagy, A. 2016. A települési környezet hatása a Rák-patak vízminőségére. Diplomamunka. Nyugat-magyarországi Egyetem. Sopron

- O'Dowd, A., Chin, A., 2016. Do bio-physical attributes of steps and pools differ in high-gradient mountain streams?. *Hydrobiologia*. 776, 67–83. doi:10.1007/s10750-016-2735-5
- Oertel, N., Nosek, J., 2006. Makroszkopikus gerinctelen közösségeken alapuló biotikus indexek összehasonlítása. *Acta Biologica Debrecina*. 14, 185-194.
- Oertel, N., Nosek, J., Andrikovics, S., 2005. A magyar Duna-szakasz litorális zónájának makroszkopikus gerinctelen faunája (1998-2000). *Acta Biologica Debrecina*. 13, 159-185.
- Országos Vízügyi Főigazgatóság (OVF), 2020. Magyarország Vízyűjtő-gazdálkodási Terve – 2021 (A Duna-vízyűjtő magyarországi része). Vitaanyag I. Budapest.
- Orth, D.J., Maughan, O.E., 1983. Microhabitat preferences of benthic fauna in a woodland stream. *Hydrobiologia*. 106, 157-168. doi: 10.1007/BF00006748
- Padisák, J., 2005. Általános limnológia. ELTE Eötvös Kiadó, Budapest.
- Pannonhalmi, M., 2018. Halátjárók. Győr-Budapest.
- Peckarsky, B., 1986. Colonization of natural substrata by stream benthos, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* . 43, 700-709.
- Peckarsky, B.L., Horn, S.C., Stanzner, B., 1990. Stonefly predation along a hydraulic gradient: a field test of the harsh-benign hypothesis. *Freshwater Biology*, 24, 181–191.
- Pernecker, B., Mauchart, P., Csabai, Z., 2020. What to do if streams go dry? Behaviour of Balkan Goldenring (*Cordulegaster heros*, Odonata) larvae in a simulated drought experiment in SW Hungary. *Ecological Entomology*. 45, 1457-1465. doi:10.1111/een.12931
- Pokrajac, D., Finnigan, J.J., McEwan, I.K., Nikora, V.I., 2006. On the definition of the shear velocity in rough bed open channel flows. *Proceedings of the International Conference on Fluvial Hydraulics 1*, 89-98. doi:10.1201/9781439833865.ch7
- Purcell, E.M., 1977. Life at low Reynolds number. *American Journal of Physics*. 45, 3–11. doi:10.1119/1.10903
- Quinn, J.M., Hickey, C.W., 1994. Hydraulic parameters and benthic invertebrate distributions in two gravelbed New Zealand rivers. *Freshwater Biology*. 32, 489–500.
- Ramírez, A., Gutiérrez-Fonseca, P.E., 2014. Functional feeding groups of aquatic insect families in Latin America: a critical analysis and review of existing literature. *Revista de Biología Tropical*. 62, 155-167. doi:10.15517/rbt.v62i0.15785
- Richardson, J.S., 1992. Food, microhabitat, or both? Macroinvertebrate use of leaf accumulations in a montane stream. *Freshwater Biology*. 27, 169-176. doi:10.1111/j.1365-2427.1992.tb00531.x

- Richnovszky, A., Pintér, L., 1979. A vízicsigák és kagylók (Mollusca) kishatározója. Vízügyi Hidrobiológia 6.
- Rogers, D.J., Tanimoto, T.T. 1960. A Computer Program for Classifying lants. Science. 132, 1115–1118. doi:10.1126/science.132.3434.1115
- Sagnes, P., Merigoux, S., Peru, N., 2008. Hydraulic habitat use with respect to body size of aquatic insect larvae: case of six species from a French Mediterranean type stream. Limnologica: Ecology and Management. of Inland Waters. 38, 23–33. doi:10.1016/j.limno.2007.09.002
- Schlichting, H., 1961. Boundary layer theory. In: Streeta, V.L., (Eds.) Handbook of Fluid Dynamics, Chapter 9, McGraw-Hill, New York
- Selmeczy, G. B., Stenger-Kovács, Cs., Németh, D., 2012. A felszíni vizeink ökológiai állapotának minősítése a makroszkópikus gerinctelenek alapján. Pannon Egyetem, Veszprém.
- Soldán, T., Landa, V., 1999. A key to the Central European species of the genus *Rhithrogena* (Ephemeroptera: Heptageniidae). Klapalekiana 35, 25-37.
- Statzner, B., Borchardt, D., 1994. Longitudinal patterns and processes along streams: modelling ecological responses to physical gradients. In Giller, P.S., Hildrew, A.G., Raffaelli, D.G. (Eds.) 1994. Aquatic Ecology: Scale, Pattern and Process. Blackwell Scientific Publications, Oxford: 113-140.
- Statzner, B., Gore, J.A., Resh, V.H., 1988. Hydraulic stream ecology: observed patterns and potential applications. Journal of the North American Benthological Society, 7, 307–360.
- Statzner, B., Holm, T.F., 1982. Morphological Adaptations of Benthic Invertebrates to Stream Flow - An Old Question Studied by Means of a New Technique (Laser Doppler Anemometry). Oecologia. 53, 290-292
- Statzner, B., Holm, T.F., 1989. Morphological adaptation of shape to flow: Microcurrents around lotic macroinvertebrates with known Reynolds numbers at quasi-natural flow conditions. Oecologia. 2, 145-157. doi:10.1007/BF00377150
- Steinmann, H., 1984. Szitakötők – Odonata. Fauna Hungariae füzetek 160. Akadémiai Kiadó. Budapest
- Sweeney, B.W., Bott, T.L., Jackson, J.K., Kaplan, L.A., Newbold, J.D., Standley, L.J., Hession, W.C., Horwitz, R.J., 2004. Riparian deforestation, stream narrowing, and loss of stream ecosystem services. Proceedings of the National Academy of Sciences. 101, 14132-14137. doi:10.1073/pnas.0405895101

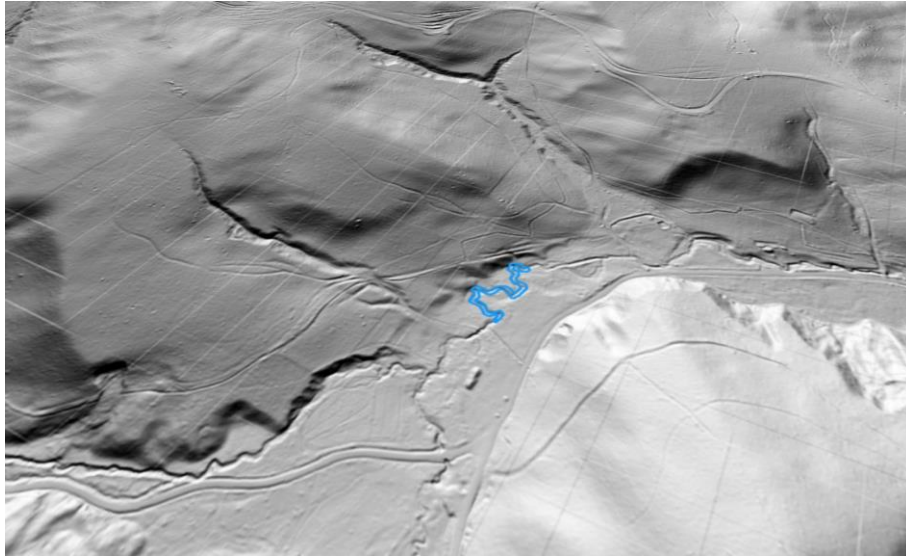
- Szabó, S., Ambrus, A., Bánkúti, K., Kovács, T., 1994. Malacocoenological notes to three rare freshwater snails living in the Kerka rivulet - *Theodoxus danubialis* (C. PFEIFFER 1828), *Fagotia acicularis* (FERUSSAC 1823), *Amphimelania holandri* (C.PFEIFFER 1828). *Malacological News*. 13, 61–65.
- Szita, R., 2012. A Rák-patak természetes és mesterséges szakaszainak összehasonlító hidrobiológiai vizsgálata. Diplomamunka, Nyugat-magyarországi Egyetem, Sopron.
- Szita, R., Ambrus, A., 2017a. Micro-environment measurement along a climatic gradient. EGU General Assembly Conference Abstracts 18, 1506.
- Szita, R., Ambrus, A., 2017b. Analysis of the mesohabitat preferences of the Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera taxa in mountain watercourses. In: Kalicz, P., Hlavcova, K., Zagyvai-Kiss, K., Kochnova, S., Sleziak, P., Széles, B., Gribovszki, Z. (Eds.) *HydoCarpath International Conference Catchment Process Regional Hydrology: Experiments, Patterns and Predictions*. Soproni Egyetem Kiadó, Vienna, Ausztria. Paper: 36, 6 p.
- Szita, R., Ambrus, A., Gribovszki, Z., 2016. Development of a complex new method for a micro-environmental analysis. In: : Kalicz, P., Hlavcova, K., Zagyvai-Kiss, K., Kochnova, S., Sleziak, P., Széles, B., Gribovszki, Z. (Eds.) *HydoCarpath International Conference Catchment Process Regional Hydrology: From plot to regional scale – Monitoring catchment processes and hydrological modelling*. Abstracts of the Conference. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó, Vienna, Ausztria.
- Szita, R., Ambrus, A., Gribovszki, Z., 2017. Mikrokörnyezet vizsgálata kisvízfolyásokban klimatikus gradiens mentén. In: Bidló, A., Facskó, F., (Eds.) *Soproni Egyetem Erdőmérnöki Kar VI. Kari Tudományos Konferencia*. Soproni Egyetem Kiadó. Sopron. pp. 56-59.
- Szita, R., Ambrus, A., Gribovszki, Z., Horváth, L., 2015. Az abiotikus környezeti tényezők és a vízi makrogerinctelenek habitat választása közötti összefüggések vizsgálata. XII. *Makroszkópikus Vízi Gerinctelenek Kutatási Konferencia*. Pécs. Magyarország
- Szita, R., Ambrus, A., Kacsala, I., Stenger-Kovács, Cs., Gribovszki, Z., 2018. Makrogerinctelen közösségek összehasonlító vizsgálata a Rák-patakon és a Vázsonyi-séden, a környezeti paraméterek tükrében. LX. *Hidrobiológus Napok*. Tihany. Magyarország.
- Szita, R., Gerencsér, N., 2012. A Rák-patak biológiai vízminősítése. In: Albert, L., Bidló, A., Jancsó, T., Gribovszki, Z., (Eds.) *Városok öko-környezetének komplex vizsgálata a nyugat dunántúli régióban*. Sopron. Magyarország. Nyugat-magyarországi Egyetem Kiadó. pp. 198-207.

- Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M., Usseglio-Polatera, P., 2000. Invertebres d'eau douce. CNRS Edition. Paris
- Thirion, C., 2016. The determination of flow and habitat requirements for selected riverine macroinvertebrates. Doctoral Dissertation. Potchefstroom Campus. North-West University
- Tokeshi, M., Arakaki, S., 2012. Habitat complexity in aquatic systems: fractals and beyond. *Hydrobiologia*. 685, 27-47. doi:10.1007/s10750-011-0832-z
- Tomka, I., Rasch, P., 1993. Beitrag zur Kenntnis der europäischen Rhithrogena-Arten (Ephemeroptera, Heptageniidae): *R. intermedia* Metzler, Tomka and Zurwerra, 1987 eine Art alpestris- Gruppe sowie ergänzende Beschreibungen zu fünf weiteren Rhithrogena-Arten,), *Bulletin Entomological Society*. 66, 255-281.
- Tóth, I., 2005. Vízbiológiai vizsgálatok a Rák-patakban. Diplomamunka, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron.
- Tóthmérész, B., 1995. Comparison of different methods for diversity ordering. *Journal of vegetation Science*. 6, 283-290.
- Tóthmérész, B., 2002. A diverzitás jellemzésére szolgáló módszerek evolúciója. In: Salamon-Albert É., (szerk.) 2002. Magyar Botanikai kutatások az ezredfordulón. Tanulmányok Borhidi Attila 70. születésnapja tiszteletére. Pécsi Tudományegyetem, Növénytani Tanszék. Pécs.
- Turner, D., Williams, D., 2000. Invertebrate Movements within a Small Stream: Density Dependence or Compensating for Drift?. *International Review of Hydrobiology*. 85, 141-156. doi:10.1002/(SICI)1522-2632(200004)85:2/3<141::AIDIROH141>3.0.CO;2-P
- Vendel, M., 1930. Sopron környékének geológiája II. rész: A neogén és a negyedkor üledékei. Erdészeti kísérletek, 1-16.
- Vogel, S., 1994. Life in Moving Fluids. The Physical Biology of Flow. Princeton University Press. New Jersey
- Warfe, D.M., Barmuta, L.A., Wotherspoon, S., 2008. Quantifying habitat structure: surface convolution and living space for species in complex environments. *Oikos*. 117, 1764-1773. doi: 10.1111/j.1600-0706.2008.16836.x
- Waringer, J., Graf, W., 1997. Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven: unter Einschluss der angrenzenden Gebiete. Facultas Universitätsverlag. Wien
- Waters, T., 1972. The drift of stream insects. *Annual Review of Entomology*. 17, 253-272.

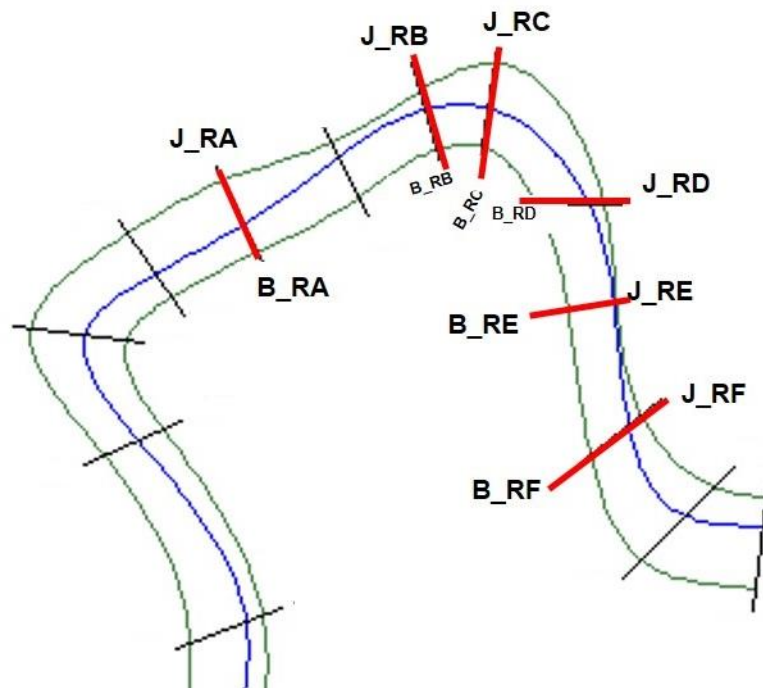
- Wesche, T.A., 1985. Stream channel modifications and reclamation structures to enhance fish habitat. In: Gore, J.A., (Eds.) *The Restoration of Rivers and Streams*. Butterworths, Boston, MA.
- Wichard, W., Arens, W., Eisenbeis, G., 2002. *Biological Atlas of Aquatic Insects*. Apollo Books, Stenstrup.
- Williams, D., 1980. Temporal patterns in recolonization of stream benthos, *Archiv für Hydrobiologie*. 90, 56-74.
- Williams, D., Hynes, H., 1976. The recolonization mechanisms of stream benthos, In: Williams, D., 1981. *Perspectives in Running Water Ecology*. Springer US, New York. 155-207.
- Winterbourn, M., Crowe, L., 2001. Flight activity of insects along a mountain stream: is directional flight adaptive?. *Freshwater Biology*. 46, 1479-1489.
- Wold, S., Esbensen, K., Geladi, P., 1987. Principal component analysis. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*. 2, 37-52. doi:10.1016/0169-7439(87)80084-9
- Wotton, R. S., Malmqvist, B., Muotka, T., Larsson, K., 1998. Fecal pellets from a dense aggregation of suspension-feeders in a stream: An example of ecosystem engineering. *Limnology and Oceanography*. 43, 719-725.
- Xiong, O., Merten, E., Wellnitz, T., 2012. How Do Functional Feeding Guilds Respond to Habitat Distribution?. University of Wisconsin, Eau Claire.
- Zwick, P., 2004. Key to the West Palearctic genera of stoneflies (Plecoptera) in the larval stage. *Limnologica*. 34, 315-348.

Mellékletek

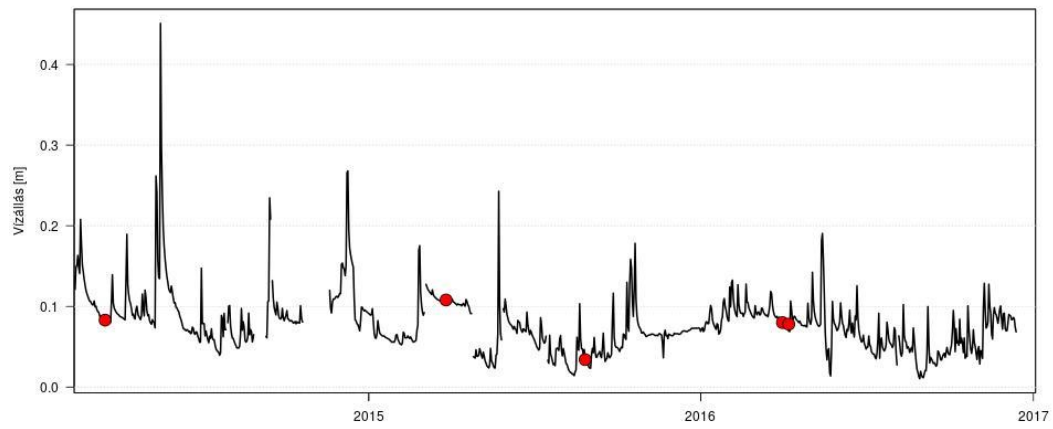
1. számú melléklet/A. A Rák-patak mintavételi szakasza 3D domborzatmodellen (LIDAR).



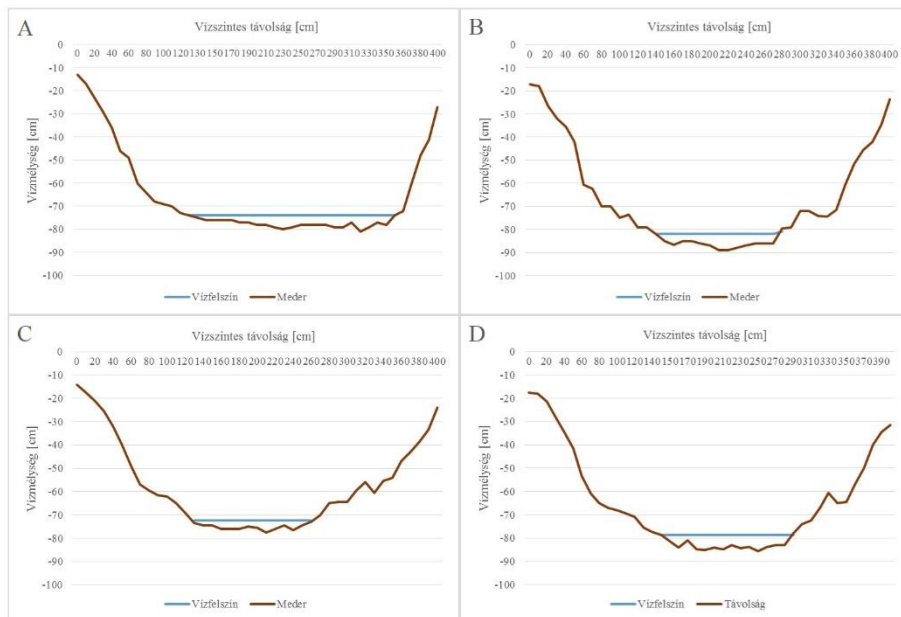
1. számú melléklet/B. A Rák-patak mintavételi szakaszának sematikus rajza, rajta a vizsgált keresztmetszvényekkel (Borsos, 2008 alapján).



1. számú melléklet/C. A Rák-patak vízállásának változása a vizsgált időszakban (2014-2016) a mintavételi alkalmak időpontjának megjelölésével.



2. számú melléklet/A. Medermorfológia változása a Rák-patak RD keresztmetszvényének esetében (A: 2014 tavasz, B: 2015 tavasz, C: 2015 nyár, D: 2016 tavasz)



2. számú melléklet/B. Az érdességi Reynolds szám változása a Rák-patak esetében 2014-2016 között (medián, zárójelben: szórás értékek)

	2014	2015 tavasz	2015 nyár	2016
RA	493,89 (629,42)	410,27 (323,29)	NA	98,31 (391,79)
RB	5,66 (29,80)	2,34 (3,91)	2,56 (5,14)	3,25 (391,79)
RC	NA	NA	2,33 (3,05)	NA
RD	219,67 (243,03)	105,76 (26,07)	15,20 (6,11)	47,24 (64,59)
RE	62,19 (171,42)	201,81 (114,76)	NA	31,56 (58,21)
RF	13,34 (41,76)	4,71 (26,92)	1,20 (4,30)	28,38 (185,65)

3. számú melléklet. A vizsgált patakokban meghatározott makrogerinctelen szervezetek kódjai

Taxonok	Kódok	Taxonok	Kódok
<i>Gammarus fossarum</i>	Gafo	<i>Elmis</i> sp. lárva	Elmi.l
<i>Astacus astacus</i>	Asas	<i>Elmis obscura</i> adult	Elob.a
<i>Asellus aquaticus</i>	Asaq	<i>Esolus</i> sp. adult	Esol.a
<i>Hydrobiidae</i> sp.	Hydr	<i>Esolus</i> sp. lárva	Esol.l
<i>Pisidium</i> sp.	Pisi	<i>Hydraena</i> sp. adult	Hydr.a
<i>Planorbidae</i> sp.	Plan	<i>Hydraena alpicola</i> (hím)	Hyal
<i>Cordulegaster heros</i>	Cohe	<i>Hydraena pygmaea</i>	Hypy
<i>Cordulegaster bidentata</i>	Cobi	Hydrophilidae sp. adult	Hydro.a
<i>Cordulegaster</i> sp. juv.	Cord.j	Scirtidae sp. lárva	Scir.l
<i>Calopteryx virg</i>	Cavi	Curculionidae sp. adult	Curc.a
<i>Baetis rhodani</i>	Barh	Gyrinidae sp. lárva	Gyri.l
<i>Baetis muticus</i>	Bamu	Dytiscidae sp. adult	Dyti.a
<i>Baetis vernus</i>	Bave	<i>Gerris</i> sp.	Gerri
<i>Baetis</i> sp. juv.	Baet.j	Tabanidae sp.	Taba
<i>Baetis vardarensis</i> juv.	Bava.j	Tipulidae sp.	Tipu
<i>Centroptilum luteolum</i>	Celu	Limoniinae sp.	Limo
<i>Ephemera danica</i>	Epda	<i>Hexatoma</i> sp.	Hexa
<i>Electrogena</i> sp. Juv.	Elec.j	<i>Dicranota</i> sp.	Dicr
<i>Electrogena ujhelyi</i>	Eluj	<i>Limoniini</i> sp.	Limoi
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	Ecsu	<i>Scleroprocta</i> sp.	Scle
<i>Ecdyonurus</i> sp. juv.	Ecdy.j	<i>Chelifera</i> sp.	Chel
<i>Rhithrogena</i> sp. juv.	Rhit.j	Ptychopteridae sp. lárva	Ptyc.l
<i>Rhithrogena puytoraci</i>	Rhpu	Empididae sp. lárva	Empi
<i>Habroleptoides confusa</i>	Haco	Diamesinae sp.	Diam
<i>Habroleptoides</i> sp. juv.	Habr.j	Diamesinae sp. pupa	Diam.p
<i>Habrophlebia lauta</i>	Hala	Diamesinae/Orthocladiinae sp.	Di/Or
<i>Habrophlebia</i> sp. juv.	Habr.j	<i>Cardiocladius capucinus</i>	Caca
<i>Habrophlebia fusca</i>	Hafu	<i>Brilla bifida</i>	Brbi
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	Pasu	Orthocladiinae sp.	Orth
<i>Nemoura</i> sp.	Nemo	Orthocladiinae sp. pupa	Orth.p
<i>Protonemura</i> sp.	Prot	<i>Chironomini</i> sp.	Chir
<i>Amphinemura</i> sp.	Amph	Tanypodinae sp.	Tapo
<i>Brachyptera</i> sp.	Brac	Macropelopia sp.	Macr
<i>Leuctra</i> sp.	Leuc	Tanypodinae sp. pupa	Tapo.p
<i>Isoperla</i> sp. juv.	Isop.j	<i>Prodiamesa olivacea</i>	Prol
<i>Isoperla</i> sp.	Isop	Tanytarsinii sp.	Tata
<i>Odontocerum albicorne</i>	Odal	Chironomidae sp. pupa	Chir.p
<i>Odontocerum albicorne</i> juv.	Odal.j	<i>Epoicocladius ephemerae</i>	Epfl
Limnephilidae sp.	Limn	Dixidae sp.	Dixi.l
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	Poro	Ceratopogonidae sp.	Cera
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>	Glpe	<i>Prosimulium</i> sp.	Pros
Glossomatidae sp.	Glos	Psychodidae sp. black	Psyc.b
Agapetinae sp.	Agap	Planaria sp.	Plan
<i>Sericostoma</i> sp.	Seri	<i>Eiseniella tetrandia</i>	Eite
Polycentropodidae sp.	Poly	Oligochaeta sp.	Olig
<i>Rhyacophila sensu stricto</i>	Rhsest	Hydracarina sp.	Hyca
<i>Hydropsychidae</i> sp.	Hydr	<i>Sialis</i> sp. lárva	Sial.l
<i>Limnius volkmari</i> lárva	Livo.l	<i>Osmylus</i> sp. lárva	Osmy.l
<i>Limnius volkmari</i> adult	Livo.a	<i>Acentria</i> sp.	Acen
<i>Limnius</i> sp. adult	Limn.a	<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>	Apr
<i>Elmis</i> sp. adult	Elmi.a	Tubificidae sp.	Tubi

4. számú melléklet. A vizsgált patakokban meghatározott makrogerinctelen szervezetek listája

	Rák-patak (2014 tavasz)	Rák-patak (2015 tavasz)	Rák-patak (2015 nyár)	Rák-patak (2016 tavasz)	Kőbányai- patak (2016)	Petőczy-árok (2016)
<i>Gammarus fossarum</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Astacus astacus</i>			X	X		
<i>Asellus aquaticus</i>		X		X		
<i>Hydrobiidae</i> sp.		X				
<i>Pisidium</i> sp.	X	X	X	X	X	
Planorbidae sp.		X			X	
<i>Cordulegaster bidentata</i>					X	
<i>Cordulegaster heros</i>	X		X	X		X
<i>Calopteryx virgo</i>				X		
<i>Baetis rhodani</i>		X		X		
<i>Baetis muticus</i>	X	X		X		
<i>Baetis vernus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Baetis</i> sp.	X	X		X		
<i>Baetis vardarensis</i>		X				
<i>Centroptilum luteolum</i>	X	X	X	X		
<i>Ephemera danica</i>	X	X	X	X		X
<i>Electrogena</i> sp.	X	X		X		
<i>Electrogena ujhelyii</i>	X	X		X	X	X
<i>Ecdyonurus subalpinus</i>	X	X	X	X	X	X
<i>Ecdyonurus</i> sp.	X	X	X	X		X
<i>Rhithrogena</i> sp.	X	X	X	X	X	
<i>Rhithrogena puytoraci</i>	X	X		X	X	
<i>Habroleptoides confusa</i>		X		X	X	X
<i>Habrophlebia lauta</i>		X		X		
<i>Habrophlebia fusca</i>						X
<i>Habrophlebia</i> sp.				X		X
<i>Paraleptophlebia submarginata</i>	X	X	X	X		
<i>Nemoura</i> sp.	X			X	X	X
<i>Protonemura</i> sp.	X	X		X		
<i>Amphinemura</i> sp.	X	X		X		
<i>Brachyptera</i> sp.	X	X		X		X
<i>Leuctra</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Isoperla</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Odontocerum albicorne</i>	X	X	X	X	X	
Limnephilidae sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Potamophylax rotundipennis</i>	X	X		X	X	X
<i>Glyptotaelius pellucidus</i>						X
Agapetinae sp.						X
Glossosomatidae sp.						X
<i>Sericostoma</i> sp.	X	X		X	X	
Polycentropodidae sp.				X	X	
<i>Rhyacophila sensu stricto</i>	X	X	X	X		X
Hydropsychidae sp.	X	X	X	X		X
<i>Limnius volkmari</i>	X	X		X		X
<i>Limnius</i> sp.	X	X	X	X		X
<i>Elmis</i> sp.		X		X	X	X
<i>Elmis obscura</i>					X	
<i>Esolus</i> sp.		X		X		
<i>Riolus</i> sp.			X			

	Rák-patak (2014 tavasz)	Rák-patak (2015 tavasz)	Rák-patak (2015 nyár)	Rák-patak (2016 tavasz)	Kőbányai- patak (2016)	Petőczy-árok (2016)
<i>Hydraena</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Hydraena alpicola</i> (hím)		X				
<i>Hydraena pygmaea</i>		X				
Hydrophilidae sp.	X			X		
Scirtidae sp.	X	X		X	X	X
Gyrinidae sp.			X	X		
Curculionidae sp.	X					
Dytiscidae sp.	X		X			
<i>Gerris</i> sp.				X		
Tabanidae sp.		X		X	X	X
Tipulidae sp.	X	X		X		X
Limoniinae sp.		X				
<i>Hexatoma</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Dicranota</i> sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Limoniini</i> sp.		X		X		
<i>Scleroprocta</i> sp.	X			X		
<i>Chelifera</i> sp.		X		X		
Empididae sp.					X	
Ptychopteridae sp.	X	X	X	X	X	X
Diamesinae sp.		X	X	X		
Diamesinae/Orthoclaadiinae sp.		X	X			X
<i>Cardiocladius capucinus</i> ?				X		
<i>Brilla bifida</i>	X	X	X	X		
Orthoclaadiinae sp.		X		X	X	X
Chironomini sp.	X	X	X	X		X
Tanypodinae sp.	X	X	X	X	X	X
<i>Apsectrotanypus trifascipennis</i>					X	
<i>Macropelopia</i> sp.				X		
<i>Prodiamesa olivacea</i>		X		X		
<i>Tanytarsini</i> sp.		X	X	X	X	X
<i>Epoicocladius ephemerae</i>						X
Dixidae sp.		X	X		X	
Ceratopogonidae sp.		X		X	X	X
<i>Prosimulium</i> sp.		X				
Psychodidae black sp.				X		
<i>Planaria</i> sp.	X			X	X	X
<i>Eiseniella tetranda</i>				X	X	X
Oligochaeta sp.			X	X	X	X
Tubificidae sp.					X	
<i>Sialis</i> sp.			X	X	X	
<i>Osmylus</i> sp.	X					
<i>Acentria</i> sp.				X		