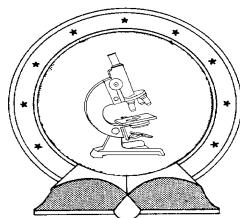


**DE TTK**



**1949**

**A lebegőanyag és a mederanyag anyagforgalmi szempontú  
elemzése a Dunában Kismaros és Paks között, valamint az  
Ipolyban és két börzsönyi patakban**

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Tóth Bence

Témavezetők:

Dr. Dévai György

Dr. Oertel Nándor

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2015

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Hidrobiológia programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Budapest, 2015. március 2.

a jelölt aláírása

Tanúsítom, hogy Tóth Bence doktorjelölt 2003–2007 között a Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Budapest, 2015. március 2.

a témavezető aláírása

Tanúsítom, hogy Tóth Bence doktorjelölt 2003–2007 között a Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola, Hidrobiológia programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2015. március 5.

a témavezető aláírása

**A lebegőanyag és a mederanyag anyagforgalmi szempontú  
elemzése a Dunában Kismaros és Paks között, valamint az  
Ipolyban és két bürzsönyi patakban**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében  
a Környezettudomány tudományágban

Írta: Tóth Bence okleveles biomérnök

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája  
(Hidrobiológia programja) keretében

Témavezetők: Dr. Dévai György  
Dr. Oertel Nándor

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Lóki József  
tagok: Dr. Müller Zoltán  
Dr. Pap Lajos

A doktori szigorlat időpontja: 2009. április 29.

Az értekezés bírálói:

Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....

A bírálóbizottság:

elnök: Dr. ....  
tagok: Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....  
Dr. ....

Az értekezés védésének időpontja: 20... ..

## Tartalomjegyzék

1. Bevezetés .....	1
2. Irodalmi áttekintés .....	3
2.1. Lebegőanyag kutatások .....	3
2.1.1. A lebegőanyag mennyiségi viszonyai .....	3
2.1.2. A lebegőanyag minőségi jellemzői.....	8
2.2. Mederanyag kutatások.....	11
2.3. A folyóvízi anyag- és energiaforgalmi koncepciók.....	14
3. Anyag és módszer.....	22
3.1. Mintavételi helyek és idők.....	22
3.2. Mintafeldolgozás .....	23
3.3. Analitikai módszerek.....	26
3.3.1. Kémiai oxigénigény mérés .....	26
3.3.2. a-klorofill-koncentráció mérése.....	26
3.3.3. Lebegőanyag gravimetriás mérése .....	26
3.3.4. Mederanyag minták szervesanyag-tartalom meghatározása .....	26
3.4. Statisztikai módszerek és számítások .....	27
4. Az eredmények bemutatása .....	31
4.1. Lebegőanyag felmérések a gödi Duna szakaszon .....	31
4.1.1. A lebegőanyag mennyiségi meghatározása.....	31
4.1.2. Többszörös regresszió analízis .....	35
4.1.3. A partikulált szervesanyag mennyisége .....	40
4.2. A mederanyag összetétele és szervesanyag-tartalma a Duna Kismaros és Paks közötti szakaszán, az Ipolyban és börsönyi patakokban.....	50
4.2.1 Folyószakasz léptékű vizsgálatok.....	50
4.2.1.1. Mederanyag vizsgálatok.....	50
4.2.1.2. Frakciók szervesanyag-tartalom vizsgálata.....	51
4.2.1.3. A bentikus szervesanyag frakciói és mennyisége.....	53
4.2.2. Gödi sziget térsége.....	55
4.2.2.1. Mederanyag vizsgálatok .....	55
4.2.2.2. Frakciók szervesanyag-tartalom vizsgálata.....	56
4.2.2.3. A bentikus szervesanyag frakciói és mennyisége.....	57
4.2.3. Vizsgálatok nagy térléptékben.....	58
4.2.3.1. Mederanyag vizsgálatok .....	58
4.2.3.2. Frakciók szervesanyag-tartalom vizsgálata.....	60
4.2.3.3. A bentikus szervesanyag frakciói és mennyisége.....	63
5. Az eredmények értékelése .....	66
5.1. A lebegőanyag mennyiségi viszonyai a gödi Duna szakaszon.....	66
5.2. A partikulált szervesanyag mennyisége és változása .....	72

5.3. Mederanyag mérések.....	74
5.4. Az új tudományos eredmények összefoglalása .....	79
5.4.1. A lebegőanyag anyagforgalmi jellemzői.....	79
5.4.2. A lebegőanyag szervesanyag-tartalmának anyagforgalmi vonatkozásai .....	79
5.4.3. A mederanyag anyagforgalmi jelentősége .....	80
6. Összefoglalás .....	82
6.1. A lebegőanyag mennyiségi és minőségi jellemzői.....	82
6.2. Mederanyag mérések.....	84
7. Summary.....	87
7.1. Quantity and quality of the suspended matter .....	87
7.2. Composition and dynamics of the bed material .....	89
A dolgozatban szereplő rövidítések jegyzéke .....	91
8. Köszönetnyilvánítás .....	93
9. Irodalomjegyzék .....	94
9.1. Az értekezésben hivatkozott publikációk jegyzéke.....	94
9.2. A jelölt tudományos tevékenységének jegyzéke.....	106
9.2.1. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott impaktos publikációk jegyzéke .....	106
9.2.2. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott referált publikációk jegyzéke.....	107
9.2.3. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott nem referált publikációk jegyzéke.....	109
9.2.4. Egyéb megjelent vagy közlésre elfogadott publikációk jegyzéke .....	109
9.2.5. Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke .....	111
9.2.6. Az értekezés témakörében elhangzott poszterelőadások jegyzéke .....	112
9.2.7. Egyéb előadások jegyzéke.....	113
9.2.8. Egyéb poszterelőadások jegyzéke .....	115
Függelék .....	116

## 1. Bevezetés

Folyó- és állóvizek szervesanyagának jelentőségét évtizedek óta számos munka hangsúlyozza. Mind az oldott, mind a partikulált formában jelenlévő szervesanyag fontos szén- és energiaforrás, egyes oldott tápanyagok és fémek biológiai hozzáférhetőségét is befolyásolja, továbbá a víz optikai tulajdonságaira is hatással van (FINDLAY ÉS SINSABAUGH 2002). A folyó által lebegtetett szerves (és szervetlen) anyagok lassabb áramlásnál kiülepsznek, majd újra felkeveredhetnek, döntően meghatározzák az üledék mennyiségi és minőségi tulajdonságait. E két frakció nem kezelhető, nem vizsgálható teljesen elkülönítve.

A mederanyag az üledékkel keveredve, valamint a víz lebegőanyaga időben és térben változó mennyiségű (és minőségű) szervesanyag-tartalommal bír. Ez a szervesanyag a bentikus makro- és meiofauna anyagforgalmi folyamatait alapvetően meghatározza. Először kisebb vízfolyásokban írták le a bentikus társulások és a szervesanyag kapcsolatát, a nagy folyók anyagforgalmi kutatását alapvetően megnehezíti a térbeli heterogenitás, az időbeli változékonyság és nem utolsósorban a mintavételi nehézségek. Az adatok összehasonlítása és az eredmények interpretálása is problémát okozhat, mert a legtöbb publikált eredmény eltérő rendűségű, eltérő klimatikus övben fekvő vízfolyásról származik. A mederanyag-frakciók mérettartománya, a szervesanyag meghatározás módszere, valamint a makroszkopikus gerinctelen fajok funkcionális táplálkozási csoportba való besorolása is többféle lehet (NOSEK *et al.* 2009).

A Duna középső szakaszán a vízben, illetve az üledék rétegeiben lejátszódó építő és lebontó folyamatok is viszonylag kevésbé kutatottak, a magyarországi Duna szakaszon ismereteink szerint eddig ilyen vizsgálatok alig történtek, holott ezeknek alapvető hidrológiai és hidrobiológiai vonatkozásai vannak.

**Jelen kutatás egyik célkitűzése a lebegőanyag mennyiségi és minőségi tulajdonságainak leírása, a vízhozammal való és az évszakos összefüggések feltárása, a hosszú távú változások bemutatása.** A lebegőanyag mennyisége, a folyó lebegőanyag hozama, illetve a formált (partikulált) szerves-anyag mennyiségi változásának bemutatása kilenc év heti rendszerességgel végzett mérési eredményeinek felhasználásával történt. A lebegőanyag-hozam becslésekhez a *Sediment Rating Curve* modell

alkalmazhatóságát vizsgáltam meg, ugyanígy, a partikulált szervesanyag mennyiségét regressziós modellel közelítettem.

**A másik célkitűzés a Duna Kismaros és Paks közti szakaszán, különböző szakaszjellegű és különböző áramlású helyszíneken a parti zónában, valamint az Ipolyon és két bürzsönyi patakon a mederanyag jellemzőinek leírása, a bentikus szerves-anyag fő előfordulási formáinak, területegységre vonatkoztatott teljes mennyiségének bemutatása volt. Átfogó, integrált ökológiai felmérés keretén belül kapcsolatot kerestünk az egyes funkcionális táplálkozási csoportokba sorolt makroszkopikus gerinctelen közösségek összetétele és a bentikus szervesanyag-frakciók előfordulása között. Ehhez zoológusokkal együttműködésben három nagyobb, különböző térléptékű vizsgálat-sorozatot végeztünk a Duna említett szakaszán, az Ipolyon és két kisebb bürzsönyi patakon (Bürzsöny-patak, Hosszúvölgyi-patak). Elemeztem a mederanyag összetételét, az egyes méret szerinti frakciók szervesanyag-tartalmát, számoltam az össz bentikus szervesanyag-tartalmat (területegységre vonatkoztatva). Az eredményeket a zoológiai felmérések tükrében is értékeltem.**

## 2. Irodalmi áttekintés

### 2.1. Lebegőanyag kutatások

#### 2.1.1. A lebegőanyag mennyiségi viszonyai

A rendszeres lebegőanyag-koncentráció mérések a Magyar Dunakutató Állomáson már az 1950-es évek végén megkezdődtek. DVIHALLY (1962) bemutatta, hogy a lebegőanyag az oldott anyagokkal ellentétben magasabb vízállásnál nagyobb, alacsonyabb vízállásnál kisebb koncentrációban van jelen a Duna vizében. Az 1970-es években – felismerve a Duna menti ipari létesítmények környezetszennyező hatását – több, a Duna vízkémia viszonyait a szennyezettség szempontjából vizsgáló munka született (ÁBRAHÁM-VÁRDAY 1977, PUSKÁS 1977, T. BARTALIS 1978), mely a víz szervesanyag-tartalmára vonatkozóan is közöltek adatokat, illetve a mintavételi nehézségekre is rávilágítottak. PUSKÁS (1977) keresztmetszethálós mintavételi stratégiát javasol, a mintavétel helyének kiválasztásához javaslatot tesz az optimális mintavételi pont kijelölésére, de hangsúlyozza, hogy az ilyen jellegű vizsgálatok idő és energia igényesek.

Több vizsgálat kimutatta az utóbbi években a Duna magyarországi szakaszán megfigyelhető lebegőanyag csökkenést. A Duna osztrák szakaszán az utóbbi évtizedekben épült tározók jelentősen megváltoztatták a folyó természetes vízjárását. KISS (1994) a fitoplankton mennyiségi viszonyaiban az 1970-es évek közepétől jelentős változást figyelt meg, amit a lebegőanyag csökkenésével magyarázott. HORVÁTH és T. BARTALIS (1999) szerint a rajkai szelvényben a lebegőanyag-koncentrációja a hosszú távú idősor-analízis alapján 1992-től a – Duna elterelésétől – szintén csökkenő trendet mutat. TÓTH *et al.* (2005) a komáromi, szobi, gödi, dunaföldvári és bajai szelvényben mért hosszú távú adatsorok elemzése alapján megállapították, hogy a Duna lebegőanyag-koncentrációja az elmúlt 30 évben szelvényenként eltérő mértékben (77–43%) csökkent. Az időbeni változás mellett több szempontból is érdekes megállapítás, hogy – a rendkívül alacsony vízállású 2003. év kivételével – a Duna kisebb lebegőanyag-koncentrációval lépett ki az ország területéről, mint amekkora a szlovák-magyar határszakaszon mérhető volt. Kevés adat található azonban a



Duna középső szakaszán a víz lebegőanyag-, és partikulált szervesanyag-tartalmának évszakos, és vízállástól függő változásáról és a hozamokról.

A Dunáról mennyiségi adatokat közöl BOGÁRDI (1971), aki az 1931–40-ig terjedő időszakra 100 mg L<sup>-1</sup>-es átlag értéket ad meg Nagymaros mérőállomáson mért adatok alapján. DVIHALLY (1962) a gödi szakaszon 20–290 mg L<sup>-1</sup>-es lebegőanyag-koncentrációt írt le az 1959-es évben. RÁKÓCZI (1993) szintén Nagymaroson 3,27 millió t éves hozamot ír le, mely 1956–85 közötti mérések alapján számolt. HORVÁTH és T. BARTALIS (1999) Rajka és Szob közötti szakaszon végzett elemzése alapján a Duna 0–150 mg L<sup>-1</sup> lebegőanyag-koncentrációval jellemezhető az 1977–1997-ig terjedő időszakban (negyedéves átlagok alapján). TÓTH (2007) a gödi szakaszon 5–90 mg L<sup>-1</sup>-es havi átlagokat mutatott be az 1979–2006 években (ld. Függelék).

A nemzetközi irodalomban az elmúlt években több olyan munka is született, mely számos folyó lebegőanyag-tartalmát összegzi (ITTEKKOT 1988, JULIEN 2002, MEYBECK *et al.* 2003, HÅKANSON *et al.* 2005). E munkákból kiderül, hogy különböző vízfolyások által szállított lebegőanyag mennyisége több nagyságrenddel is különbözhet, akár az ezer mg L<sup>-1</sup>-es koncentrációt is elérve.

A folyók lebegőanyag szállítására vonatkozó számítások és becslések kidolgozása már a 20. század első felében megkezdődött (WALLING és WEBB 1981). Az 1970-es években ismerték fel a lebegőanyag jelentőségét, annak szerves és szervesetlen szennyező anyagokat adszorbeáló tulajdonságai miatt. Számos, az Egyesült Államok területén végzett folyamatos (napi, vagy még sűrűbb) vízhozam és vízkémiai paraméter mérés tette lehetővé, hogy különböző megközelítéseket teszteljenek, melyek azután ritkább mintavétel esetén is alkalmazhatók. A lebegőanyag hozam kiszámítását napi, heti vagy havi rendszerességgel végzett mérések eredményeinek összegzése alapján is el lehet végezni. WALLING és WEBB (1981) az alábbi módszereket közölte:

$$H_1 = K \left( \sum_{i=1}^n \frac{C_i}{n} \right) \left( \sum_{i=1}^n \frac{Q_i}{n} \right)$$

$$H_2 = K \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i Q_i}{n} \right)$$

$$H_3 = K \bar{Q}_r \sum_{i=1}^n \left( \frac{C_i}{n} \right)$$

$$H_4 = \frac{K \sum_{i=1}^n (C_i Q_i)}{\sum_{i=1}^n Q_i} \bar{Q}_r$$

$$H_5 = K \sum_{i=1}^n (C_i \bar{Q}_{pi})$$

$$H_6 = K \sum_{m=1}^{12} (\bar{C}_m \bar{Q}_m)$$

$H$  : lebegő anyag hozam

$K$  : a vizsgált időszak hosszúság (másodpercben kifejezve)

$C_i$  pillanatnyi koncentráció ( $\text{mgL}^{-1}$ )

$Q_i$  : pillanatnyi vízhozam ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )

$\bar{Q}_r$  : a vizsgált időszakra vonatkoztatott átlagos vízhozam ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )

$\bar{Q}_{pi}$  : átlagos vízhozam a mintavételek közti időszakban ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )

$\bar{C}_m$  : havi átlagos koncentráció ( $\text{mgL}^{-1}$ ), több évben vizsgálva

$\bar{Q}_m$  : havi átlagos vízhozam ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ )

$n$ : mintaszám

A felsorolást LI (2003) kiegészíti az alábbi formulákkal:

$$H_7 = \sum_{i=1}^{n-1} (C_i Q_i \frac{t_{i+1} - t_{i-1}}{2})$$

$$H_8 = K \sum_{i=1}^n (C_i Q_i m_i)$$

$m_i$  : az  $i$ -edik hónap napjainak száma

$t_i$  : a mintavételi időpont

Az egyes módszerek összehasonlításakor igen nagy eltérések mutathatók ki, ugyanakkor a szerzők felhívják a figyelmet arra a tényre, hogy ha az eltérés értéke következetes, akkor a hozam egy alkalmazott korrekciós faktoral jól közelíthető.

A másik gyakran használt eljárás a vízhozam és a lebegőanyag-koncentráció közti kapcsolaton alapul. Az aktuális vízhozam és a

lebegőanyag-koncentráció összefüggését leíró egyenlet általános formáját évtizedek óta használják (BOGÁRDI 1971, WALLING és WEBB 1981, ASSELMAN 2000, HOROWITZ 2001, GAO és JOSEFSON 2012):

$$C_i = aQ_i^b$$

$a$  és  $b$ : regressziós koeficiensek

Az eljárás alapvetően a vízhozam és a lebegőanyag logaritmus értékeire illesztett első vagy másodfokú függvénykapcsolatra épül, amit a nemzetközi irodalom hordalék/üledék szállítási görbeként (*Sediment Rating Curve, SRC*) említ. Egy vízfolyásnál különböző keresztmetszvényekre meghatározva a kapcsolatot, „ $a$ ” és „ $b$ ” értékek komplexebb értelmet is kapnak egy egyszerű paraméternél. A „ $b$ ” kitevő annak a mértéke, hogy a lebegőanyag koncentrációja hogyan változik a vízhozam változásával, a folyó eróziós erejét reprezentálja. Mivel ezt alapvetően hidromechanikai tényezők mellett a vízfolyás tulajdonságai határozzák meg, így ebben tükröződhetnek a vízgyűjtő terület sajátosságai, csapadékviszonyok, vagyis a vízfolyás hidrológiai tényezői (BOGÁRDI 1971, PETERS-KÜMMERLY 1973). Az „ $a$ ” paraméter az erózió mértékére utal: nagy értékek erősen csapadékos területekről könnyen bemosódó – a folyóban lebegőanyagként jelentkező – anyagok jelenlétét mutatják. (Az „ $a$ ” és „ $b$ ” paraméterek közt inverz korrelációt állapított meg több szerző (THOMAS 1988, ASSELMAN 2000, DANG *et al.* 2010), amely matematikai okokra vezethető vissza. A módszer széles körben alkalmazott azokban az esetekben, amikor nem áll rendelkezésre folyamatos adatsor. A közelítésnek azonban több hátránya is van, melyeket számos munka részletez. Jelentős eltérést okozhat, hogy a közelítés a változók logaritmus értékeivel számol, azokra illeszt regressziót. A „geometriai” középértéket átalakítva az „aritmetikai térbe” vagyis a változó logaritmus értékét visszatranszformálva (a logaritmus függvény természetéből fakadóan) a középértéknél kisebb számot kapunk, vagyis a közelítés alul becsüli a függő változót. WALLING és WEBB (1988) három angliai folyón folyamatosan (óránként) mért adatok alapján kimutatta, hogy a valós lebegőanyag hozamhoz képest 25–50%-os alulbecslést okozna egy kb. heti rendszerességgel végzet mintavételen alapuló inter- és extrapolációs becslés.

Ennek a hibának a javítására több korrekciós faktort is bevezettek (pl. BRADU és MUNDLAK 1970, DUAN 1983, FERGUSON 1986), azonban az alkalmazásukhoz szükséges statisztikai feltételek (a reziduálisok normál eloszlása, illetve homoszkedaszticitása) sokszor nem teljesülnek. Több szerző is utal arra, hogy a korrekciós faktorok alkalmazásával jelentős felülbecslés történhet (KOCH és SMILLIE 1986, GRAY és SIMÕES 2008). Említésre kerül azonban több, akár jelentős eltérést okozó hiba lehetőség is, a logaritmus transzformáción kívül. Egyik ok a hiszterézis jelensége, ami jelen esetben azt jelenti, hogy az áradó és az apadó folyó lebegőanyag szállítása különbözik, vagyis a vízhozam vs. lebegőanyag-koncentráció diagramon a mérési pontokat sorban ábrázolva hurok görbét kapunk (erre a jelenségre már DVIHALY és VÁGÁS (1966) is felhívta a figyelmet a Duna vizének kloridion-koncentrációja kapcsán). Ez, illetve az évszakos különbségek nyilvánvalóan növelik a szórás mértékét, ahogyan a mintavétel is hordozhat hibával való terheltséget. További probléma, hogy egyes áradások alkalmával a teljes éves lebegőanyag hozamnak jelentős részét szállíthatja a folyó. WALLING és WEBB (1988) vizsgálatai során a lebegőanyag-koncentrációja három nagyságrenddel változott a vizsgált időszakban, ez hangsúlyozza azt a tényt, hogy a rendszeres időközönként végzett mintavétel során egy ilyen időszak kihagyása a becslést nagymértékben ronthatja. A vizsgált folyók vízhozama az említett tanulmányban nagyságrendileg néhány tíz  $m^3s^{-1}$ . Ha összehasonlítjuk a vízfolyásokat (patakok, kisfolyók, nagyfolyók) a dimenzióval együtt a „kiegyenlítetttség” is nő, vagyis az átlagtól való eltérések mértéke egyre csökken. A lebegőanyag szállításának ilyen megközelítése nagy folyók esetében, figyelembe véve az áradó és apadó vízállás közti különbségeket, az évszakos eltéréseket, megfelelően széles kalibrációs tartománnyal és a korábban említett korrekciós faktorok alkalmazásával elfogadható becslési eredményeket hoz, ezért alkalmazása széles körben elterjedt (ASSELMAN 2000, HOROWITZ 2003, GAO és JOSEFSON 2012, ZHANG *et al.* 2012). Azonban mindenképpen hangsúlyozni kell, hogy a matematikai modellezés fejlődésével a mesterséges neurális hálózatok (*Artificial Neural Network, ANN*) módszerével történő közelítés egyre nagyobb szerepet kap. JAIN (2001) és RAJAEI (2009) is kimutatta, hogy az ANN módszerrel pontosabb becslések érhetők el, mint az SRC módszer alkalmazásával.

### 2.1.2. A lebegőanyag minőségi jellemzői

Vízi ökoszisztémákban a víz lebegőanyagát szervetlen és szerves részecskék alkotják. A lebegőanyag lassabb áramlásnál kiülepszik, és döntően meghatározza az üledék mennyiségi és minőségi tulajdonságait, de újra felkeveredve ismét a lebegőanyag részévé válik (BOGÁRDI 1971, HELLMAN 1986, JULIEN 2002). Vagyis a lebegőanyag és az üledék között „genetikai” kapcsolat van (OERTEL 1992), amely miatt e két frakció nem kezelhető teljesen elkülönítve.

Általános megközelítésében a lebegőanyag szervetlen alkotói 90% agyag és 10% homok, ez az arány azonban változhat. Szerves összetevője lehet a fito- és zooplankton, perifiton, baktériumok illetve baktérium aggregátumok, valamint élettelen szervesanyagok (állati és növényi szövet darabok, ezek törmeléke, bomlott frakciója). Eredete szerint megkülönböztetünk allochton, azaz külső (pl. teresztris növényekből, talajból származó) és autochton (a folyóban megtermelődött) szervesanyagot (pl. fitoplankton). Nagy folyókban megfelelő körülmények közt (elegendő fény és tápanyag esetén) nagy mennyiségben előfordul a fitoplankton, kevésbé jelentős a zooplankton mennyisége (SCHÖNBORN 1992). A lebegőanyag-koncentrációjától, részecskeméretétől és az áramlási viszonyoktól függően a víz zavarosságát okozza, így a vízbe jutó fény spektrális összetételét is befolyásolja (DVIHALLY 1962). DVIHALLY (1978-79) a Dunában 1975–76-tól kezdődően lényeges időbeli változást mutatott ki a gödi Duna szakasz fényklímájában. Magasabb vízállásnál a különböző hullámhossz tartományok sugarai szinte azonos mértékben jutnak le a víz mélyébe, alacsony vízállásnál azonban nem csak a fény mennyisége nagyobb, hanem spektrális összetételében is inkább a fotoszintézis szempontjából hatásosabb vörös színtartomány dominált. A lebegőanyag árnyékoló hatása miatt jelentősen befolyásolja az algák növekedését (VÖRÖS *et al.* 2000) rajtuk keresztül a zooplankton mennyiségének alakulását (BOTHÁR és KISS 1990). Jelentős szerepet játszik környezetszennyező anyagok – nehéz fémek, peszticidek, poliklórozott-bifenilek (PCB), poliaromás-szénhidrogének (PAH) – megkötésében (EVANS *et al.* 1990, OERTEL 1994, LIN és CHEN 1998), és több tanulmány bemutatja, hogy a nehézfémek nagyobb mennyiségben találhatóak meg a lebegő, illetve a mederanyag részecskéihez kötött formában, mint oldott formában. Régóta ismert, hogy minél nagyobb fajlagos felülettel rendelkezik a szilárd,

partikulált fázis, annál nagyobb a nehézfém-adszorpciós kapacitása (BACCINI 1984, YEVTUSHENKO 1989).

Hazánkban mind álló, mind folyóvizek esetében a víz és az üledék szervesanyag illetve tápanyagtartalmának mérése az 1960-as 70-es években kapott nagyobb lendületet. Ennek előfeltétele volt a megfelelő módszerek kidolgozása. Az izzítási veszteség, valamint a kémiai oxigénigény (KOI) mérése az 1970-es évekre már gyakorlattá vált, a módszerek tökéletesítése és összehasonlítása is folyt (BOLBERITZ és HEGYESSY 1962, HOFFMAN és KELEMEN 1977). Az egyes szervesanyag meghatározási módszerek összehasonlíthatóságát vizsgálva BOLBERITZ és BORSÁNYI (1975) a KOI mérés során a majdnem teljes oxidációt javasolta bevezetni, sőt később a biokémiai oxigénigény meghatározását is a kémiai oxigénigény kromátos mérési módszerére próbálta visszavezetni. Az oldott szervesanyag spektrofotometriás mérésére (UV tartományban) ekkor még viszonylag kevés utalást találunk (HOFFMAN és KELEMEN 1977). Egyes szervesanyagok lehetséges eredetére utal CSAJÁGHY (1960), mivel a felszín alatti vizek is hatással lehetnek a felszíniekre.

A környezetszennyezési problémák kutatása mellett az anyagforgalmi megközelítések kialakulása a 70-es, 80-as évekre tehető. A szervesanyag mennyiségét jól tükröző KOI méréssel KOZMA (1975, 1977) a Duna vízében, a partikulált, illetve oldott formában jelenlevő szervesanyag mennyiségét és változását írta le. Az eredmények azt mutatták, hogy a szervesanyag mennyiségében évszakos periodikusság figyelhető meg, a partikulált szervesanyag mennyisége nyáron és az áradások alkalmával jelentősen megnő. Az oldott formában jelenlevő szervesanyag mennyisége körülbelül tízszerese volt a partikulált szervesanyag mennyiségének. Kozma hangsúlyozta az áradások és apadások szerepét, melyek a lebegőanyag mennyiségének meghatározásán keresztül a szervesanyag-tartalmat is befolyásolja, de a vízállás és a KOI érték között összefüggést nem talált. Ezzel szemben T. BARTALIS (1978) a Duna trofitását elemezve megállapította, hogy a KOI a vízhozam változással ellentétesen változik.

DVIHALLY (1984) a Duna természetes tisztuló képességét vizsgálva a szervesanyag lebontásához szükséges oxigénmennyiséget a folyó vízében mérhető oldottoxigén-koncentrációval összevetve megállapította, hogy a vizsgált időszak egy részében (1969–1973) az arány kedvezőtlen, míg az ezt követő 1981-ig terjedő időszakban kedvezőbb volt, vagyis az átlagos KOI értékeket meghaladta az oldottoxigén-koncentrációja.

Különleges figyelmet érdemel a lebegőanyag élő, szerves összetevője, a fitoplankton. Anyagforgalmi szempontból elsődleges termelők, melyek az oldott formában jelen lévő szénből partikulált szervesanyagot állítanak elő. A partikulált formában jelenlévő, szerves kötésű szén bekerülve a szén körforgásba újra szervesen kötésű szénként alakulhat a légzés során, vagy összetettebb, de oldott szerves vegyületté alakulhat a sejt anyagcsere folyamatai vagy pusztulása által. Ezt az oldott szervesanyagot a heterotróf mikroorganizmusok (pl. baktériumok fogyasztják.) A partikulált szervesanyag a bentikus régióba kerülhet a kiülepedés során, de felkeveredés, vagy áramlás hatására újra a pelágikus régióban található meg (LAMPERT és SOMMER 2007). A fitoplankton részben a zooplankton számára szolgál táplálékkul, illetve szűrő szervezetek fogyasztják (pl. kagylók). A perifiton elsősorban a legelésző, borotváló táplálkozási formát művelő makroszkopikus gerinctelen élőlények számára jelent táplálék bázist.

KISS (1984) Tisza folyón végzett mérései kimutatták, hogy nagyobb lebegőanyag-tartalom esetén a fitoplankton mennyisége már gyakorlatilag nem befolyásolja a lebegő szervesanyag-tartalmat, csak a lebegőanyag. KISS (1993) a 90-es évektől kezdve figyelte meg a Duna folyón végzett kutatásai során, hogy a fitoplankton egyedszámának növekedése mind a főágban, de különösen a vizsgált mellékágakban már a téli, télvégi időszakban megkezdődött. Későbbi munkáiban (1997, 2000) a jelenséget a bőséges tápanyag ellátottság és megfelelő fényviszonyok mellett a Duna német, osztrák és szlovák szakaszán épült víztározók ülepítő hatásával magyarázza.

ITTEKOTT (1988) a lebegőanyag szervesanyag-tartalmát vizsgálva több nagy folyón a lebegőanyag-koncentráció növekedésével csökkenő tendenciát mutatott be, jellemzően nagy szórással az alsó, kis szórással a felső lebegőanyag koncentráció tartományban. Ezt az áradások során megnövekedett lebegő, szervesen eredetű részecskék arányának növekedésével, illetve a zavarosságnak (vagyis a csökkent fényáteresztésnek) a fitoplanktonra gyakorolt negatív hatásával magyarázza, de jelentősége van annak is, hogy a különböző vízállásoknál eltérően a szervesanyagforrások és más biogeokémiai folyamatok zajlanak. VEYSSEY *et al.* (1999) hasonló összefüggést mutattak ki a Garonne folyón, kiemelve a mérsékelt égövi nagyfolyókra vonatkozó szezonális trenddel. A vizsgálatok során az autochton szervesanyag mennyisége egy hosszabb kisvízes időszak után az első áradásnál nagyobb bizonyult, ami az ártéren, holtágakban megtermelődött és lerakódott szervesanyag bemosódására utal (összhangban

az „árhullám koncepció” tételével, JUNK *et al.* 1989). Ezek az eredmények felhívják a figyelmet a hidrológiai folyamatok tér- és időfüggésére is.

A nemzetközi és hazai szakirodalmi áttekintés alapján hipotézisként megfogalmazható, hogy a Duna magyarországi szakaszán a lebegőanyag mennyiségi és minőségi viszonyainak matematikai modellezése elvégezhető a rendelkezésre álló adatok alapján, ezzel hidrológiai és hidrobiológiai szempontból fontos adatokat lehet számolni. Ezen adatok hiánypótlóak a magyar Duna-szakaszra.

## **2.2. Mederanyag kutatások**

A folyómeder egy olyan hosszanti terepmélyedés, melyben jelentős mennyiségű víz áramlik. A Duna esetében a mederanyagát a kisalföldi szakaszon alapvetően a folyó saját hordaléka alkotja (TÖRY 1952). Esztergom és Visegrád között a Pilis-hegység és a Börzsöny között folyik (hegyvidéki szakasz), majd a visegrádi áttörés után az Alföldön folytatja útját. A Visegrádi-szorosból kilépő és hirtelen lelassuló Duna hordalékából épült a Szentendrei sziget, utolsó hordalékkúpja Pestszentlőrincnél található. A folyó inntől löszfalak közt halad. Az, hogy az Ipoly és a Dráva folyók betorkollása közt (közel 300 km hosszan) nincs több hordalékkúpja a Dunának azzal magyarázható, hogy ezen a szakaszon nincs jelentősebb mellékfolyó, újabb hordalék nem érkezik (TÖRY 1952). A meder anyagának összetétele a hordalékszem mérete szerint csoportosítva kavics, homok, iszap és agyag, különböző arányban (BOGÁRDI 1971). A folyó medre dinamikusan változik, a különböző vízmennyiség és vízsebesség a meder erózióját vagy a hordalék depozícióját (lerakódását) okozza. Éppen ezért a meder anyagának és az üledéknek a vizsgálata nem választható el a lebegőanyag vizsgálati eredményeitől.

A legelső anyagforgalmi témájú vizsgálatot hazánkban tavak, illetve a Balatonból vett üledék minták esetén végezték. A detritusz kialakulását, szerkezetét és szerepét a tavi élet alakulásában először Sebestyén írta le (1963). A későbbi kutatások OLÁH (1973), FRANKÓ és PONYI (1973), PONYI és FRANKÓ (1977), illetve SOMLÓ (1983) nevéhez fűződnek. DINKA a nitrogén, foszfor és szervesanyag vertikális és horizontális eloszlását mérte a Fertő tóban, majd egy szigetközi holtág üledékében (DINKA 1991, 1995).



Míg az 1970-es években a hiporheikus régió anyagforgalmi jelentőségét csekélynek tartották (KOZMA 1971), később nyilvánvalóvá vált, hogy a parti szűrészű ivóvíznyerés, vagy egy havária utáni rekolonizáció szempontjából döntő fontosságú lehet ez a régió is (BOULTON *et al.* 1998). A folyó mederanyagából történő mintavétel nehézségeit felismerve CSOMA (1964) mind gyakorlati, mind a statisztikai értelemben vett megbízhatóság szempontjából elemezte a mintavétel körülményeit.

Hidrobiológiai, illetve ökológia szempontból a folyó medre a bentikus élőlények élettere. Mind az áramlási viszonyok, mind ezeknek a mederanyag fizikai jellemzőire gyakorolt hatása akár még a bentikus közösségeken belül meglévő kölcsönhatásoknál is nagyobb szerepet játszhat a közösség szerkezetének kialakításában (HILDREW 1998). A meder anyagát a szervetlen összetevők mellett szerves eredetű anyagok is alkotják (allochton, autochton szervesanyagok), erre a szervesanyagra épül a detritusz alapú táplálékhálózat.

A bentikus makroszkopikus gerinctelenek funkcionális táplálkozási csoportokba (*guildek*-be) sorolhatók, aszerint, hogy hogyan alakítják a folyóvízi ökoszisztéma anyag- és energia forgalmát. Öt fő csoportjuk – legelészők (*grazer*), aprítók (*shredder*), gyűjtögetők (*gatherer*), szűrők (*filterer*) és ragadozók (*predator*) – mellett más felosztások szerint további alcsoportok (pl. aktív és passzív szűrők) és ezek kombinációi különböztethetők meg (VANNOTE *et al.* 1980, SCHÖNBORN 1992). Biomasszájukat tekintve az aprító szervezetek a felsőbb szakaszokat relatíve nagyobb mennyiségben népesítik be, mivel az ott fellelhető fő táplálékforrás a lombhullató erdőkből származó lehulló falevél. Az alsóbb szakaszokon – ahol már a megjelenik a fitoplankton termelés – felváltva jelentkeznek a legelészők (borotválók, *scrapers*) és gyűjtögetők. Kis és közepes méretű (1-7 rendű) folyókra jellemző, hogy a makroszkopikus gerinctelenek denzitása és biomasszája folyásirányban növekszik, a gyűjtögetők relatív száma egész évben nagy. (BASAGUREN *et al.* 1996, BAUMGARTNER és WARINGER 1997). A ragadozók és a gyűjtögetők elterjedése gyakran nem mutat előrejelezhető, megjósolható mintázatot. A szűrő szervezetek száma folyásirányban növekedik ugyan, de ezekre jelentős hatást fejthetnek ki a lokális hidrológiai viszonyok, nagyobb lebegőanyag terhelés esetén számuk kisebb (SCHÖNBORN 1992). A bentikus szervezetek jelentős hatást gyakorolnak a tápanyagok körforgására, az elsődleges termelő, illetve a lebontó folyamatokra és a tápanyagok átalakítására. A makroszkopikus gerinctelenek

és a tápanyagforrások közti interakciók a funkcionális táplálkozási csoportok szerint változnak, miközben több halfaj táplálékbázisául szolgálnak (ALLAN 1995).

Anyagforgalmi jelentőségük miatt nem hagyhatók figyelmen kívül a meiobentikus szervezetek (<0,5 mm). A mikrobiális produkcóra épülő elsődleges fogyasztóknak jelentős hozzájárulásuk lehet az áramló vízi ökoszisztémák diverzitásához és abundanciájához (ALLAN 1995). A meiobentosz fontosságát jól mutatja KUIPERS munkája (KUIPERS *et al.* 1981), mely szerint relatív biomasszája csak 1/20-a a makrozoobentoszénak, mégis, az elsődlegesen elfogyasztott szén 2/3 része a meiobentikus szervezetek által létrehozott „kis táplálék hálózat”-ba (*small food web*) jut el. Fontos tápanyagforrást jelentenek a makro- és meiobentosz főbb fogyasztó szervezeteinek is (SCHMID-ARAYA és SCHMID 2000).

Számos szerző elemezte a mederanyag jellemzőit és az ott élő bentikus közösségek összetételét, elsősorban kisebb vízfolyásokban (MARTINEZ *et al.* 1998, BOULTON és LAKE 1992). DÉVAI *et al.* (1984) a Zala folyón (valamint a Balatonban) az üledék részletes kémiai vizsgálatával párhuzamosan az árvaszúnyog fauna felmérését végezték el, emellett részletes módszertani elemzést is közöltek. Munkájuk célja a balatoni vízminőségromlás lehetséges okainak feltárása volt. Eredményeik alapján a szervesanyagok mennyiségi is minőségi összetétele egyes fajok esetében jelentős hatással bírt. Nagyobb folyókban végzett kutatások azt mutatják, hogy a makroszkopikus gerinctelenek átlagos denzitása a parti régióban négyszeres a mélyégi régióhoz képest (COGERINO *et al.* 1995), és a környezeti paraméterek (pl. áramlási sebesség, mederanyag összetétele, vízszint-változások) jelentősen befolyásolják a bentikus közösségeket (ELEXOVÁ és NÉMETHOVÁ 2003, REMPEL *et al.* 2000). Feltételezve azt, hogy egyes élőhelyen a detritusz nagy mennyisége miatt a bentikus élőlények elterjedési mintázata nem jól meghatározható, CORKUM (1992) kanadai folyókban kisebb szervesanyag-tartalmú helyeken vizsgálta a bentikus szervesanyag-tartalmat és a denzitást, és szignifikáns összefüggést talált a két jellemző közt. Ugyancsak a bentikus közösségeket kutatva MUÑOZ és PRAT (1994) valamint CLARET *et al.* (2000) összefüggést mutatottak ki a partikulált szervesanyag frakciói és a bentikus közösség trofikus struktúrája közt. Ezzel szemben BARMUTA (1988) egy kisebb vízfolyáson azt tapasztalta, hogy a bentikus élőlények és a bentikus szervesanyag közt nincs, vagy csak igen gyenge a kapcsolat. Ennek lehetséges okait abban látta, hogy a bentikus

szervesanyagot a kelleténél durvább skála szerint szeparálták, illetve, felhívta a figyelmet arra, hogy a bentikus szervezetek nem csak az elérhető táplálék mennyisége, hanem minősége alapján is választhatják élőhelyüket. PEETERS *et al.* (2004) variancia partícionálással mutatták ki, hogy az üledék minőségi jellemzőit tükröző változók valóban szignifikánsan hatnak a bentikus szervezetek esetében megfigyelt változásokra, de ez csak a detrituszt fogyasztó szervezetekre kimutatható, a ragadozókra és növényevőkre nem. Az 1. táblázat összefoglalást mutat különböző vízfolyásokban végzett kutatások eredményéről a bentikus szervesanyag-tartalom tekintetében.

A folyók mederanyaga azonban a bentikus szervesanyag és az élőlények kapcsolatán kívül más szempontból is vizsgálható. Mivel környezetszennyező anyagok adszorpciója és akkumulációja (súlyos esetben mobilizációja is) zajlik ebben a régióban, nemcsak folyószabályozáskor vagy sóderkitermeléskor jelentkező (mértékét tekintve a kotrás módjától függő) felkeveredés lehet fontos, hanem a kitermelt anyag elhelyezése is. EVANS *et al.* (1990) több frakció esetében elvégzett mérései kimutatták, hogy a finomabb frakciók (agyag, iszap) jelentős mennyiségű PAH vegyület megkötésére képesek, azzal együtt, hogy a durvább frakció is bír hasonló tulajdonsággal, amennyiben annak nagy a szervesanyag-tartalma. A mederanyag frakciók nehézfém adszorpció hatását évtizedek óta ismerik és kutatják, részben haváriák esetén, részben monitoring céllal (FÖRSTNER és MÜLLER 1973, HOROWITZ *et al.* 2012).

### **2.3. A folyóvízi anyag- és energiaforgalmi koncepciók**

Az elmúlt kb. 30 évben több munkacsoport tett kísérletet arra, hogy a folyókban zajló anyag- és energiaforgalmi folyamatokat leírják. VANNOTE *et al.* (1980) által megalkotott folyó kontinuitási koncepció (*River Continuum Concept, RCC*) volt a legerősebb behatással a folyóvízi kutatásra. Alapvető tana, hogy áramló vizekben a kontinuum mentén a társulások struktúrájában és funkciójában folyamatos gradiens figyelhető meg: a felsőbb szakaszokon, alacsonyrendű vízfolyásokban a kívülről érkező szervesanyag van túlsúlyban (elsősorban lombhullató erdők révén), ennek megfelelően a durva szervesanyagot preferáló táplálkozási csoport dominál. Lefelé haladva, a vízfolyás rendiségének növekedésével ez a szervesanyag már finomabb formában van jelen, ennek megfelelően a bentikus közösségek szerkezete is

1. táblázat. Különböző vízfolyásokon mért bentikus szervesanyag-tartalmak.

<i>Vízfolyás/ország</i>	<i>OM %</i>	<i>g AFDW m<sup>-2</sup></i>	<i>OC%</i>	<i>Forrás</i>
Zala, Magyarország			1,1–3,6	DÉVAI <i>et al.</i> (1984)
Duna, Ausztria	1,2–1,9			BATTIN és SENGSCHEMITT (1999)
Duna, Ausztria			0,01–0,03	LEICHTFRIED (1998)
Duna, Orth-i ártér, Ausztria	FPOM(<0,1mm):1,7–4,6			RECKENDORFER (2006)
Duna, Szigetközi holtág, Magyarország	5–10			DINKA (1995)
Szajna, Franciaország.	0,8–26			CARPENTIER <i>et al.</i> (2002)
Derwent, Anglia	1–2 mm: 5,1–50 0,5–1 mm: 2,9–28,6 0,25–5 mm: 1,5–18,6 0,125–0,250 mm: 1,5–8,9 0,063–0,125 mm: 2,3–6,6 <0,063 mm: 6,1–10,7			EVANS (1990)
Wey, Anglia	1,3–6			HOUSE és DENISON (1998)
Különböző folyók, Anglia	0,1–21		0,6–11	CLARKE és WHARTON (2001)
Különböző folyók, Anglia	0–15			HOUSE és DENISON (2002)

## 1. táblázat folytatás.

Dommel, Hollandia,	0,4–10			POOT <i>et al.</i> (2007)
Különböző folyók, Hollandia	0,03–2,3			PEETERS <i>et al.</i> (2004)
Különböző folyók, Kanada		3–85		CORKUM (1992)
Különböző folyók, Taiwan	1,8–3,8			LIN és CHEN (1998)
Trinity, Texas, USA	1,4–62,6	5,2–61		HILL <i>et al.</i> (1992)
South Platte, Colorado, USA			CBOM (1,2 mm*): 0,02 MBOM (0,63 mm*): 0,02 FBOM (0,21 mm*): 0,16	PFENNING és MCMAHON (1996)
Missouri, víztározó, USA	CBOM (>0,062 mm): 4,3–12,3 FBOM (<0,062 mm): 7,5–16,0			SCHAROLD <i>et al.</i> (2010)
Amazonas, Dél- Amerika			1,18–2,2 1,3–2,8 1,0–1,03	KEIL <i>et al.</i> (1997)
Amazonas torkolatvidéke, Brazília			0,44–1,08	KEIL <i>et al.</i> (1997)
Mapocho, Chile	3–13		0,8–1,0	SEGURA <i>et al.</i> (2006)
Paraná vízrendszere, Argentína	CBOM (>1 mm): 3–6 FBOM (<1 mm): 10–13			ZILLI <i>et al.</i> (2008)
Samborombón, Argentína	10,9±0,78			SPACCESI és CAPÍTULO (2009)

1. táblázat folytatás.

Acheron, Victoria, Ausztrália Elsőrendű vízfolyások, Puerto Rico		120–360  CBOM*( $>1$ mm): 0–40 FBOM* ( $<1$ mm): 0–2,5	BARMUTA (1988)  CROWL <i>et al.</i> (2002)
Oberer Seebach (másodrendű vízfolyás), Ausztria Appalache hegyi patak, Ny. Virginia, USA Jacks Fork (harmad- ötöd rendű vízfolyás) Missouri, USA		0,08–0,20  52–2238  CBOM ( $>0,425$ mm): 21,3–40,8 FBOM ( $<0,425$ mm): 26,7–40,2	LEICHTFRIED (1998)  ANGRADI (1996)  DOISY és RABENI (2001)
Manoa (harmadrendű vízfolyás), Hawaii, USA	CBOM: 9,1–11,6  FBOM: 5,82–11,5  VBOM: 7,71–11,7  UBOM:12,7–14,6	CBOM (1–2 mm): 0,65–0,67 FBOM (0,25–1 mm): 0,45–0,56 VBOM (0,063–0,25): 1,89–2,45 UBOM ( $<0,063$ mm): 2,0–2,1	SUTHERLAND (1998)
Chicamos (negyedrendű vízfolyás) Spanyolország		CBOM( $>1$ mm): 17,7 FBOM (0,056 mm–1mm): 213,3 UBOM (0,056–0,00007 mm) :	MARTINEZ <i>et al.</i> (1998)

## 1. táblázat folytatás.

Különböző kisvízfolyások, Massif Central, Franciaország		CBOM (> 1mm): 16–363 FBOM (< 1mm): 51–92	MARIDET <i>et al.</i> (1995)
Különböző kisvízfolyások, Massif Central, Franciaország	>1 mm: 0,09–0,15 0,5–1 mm: 0,76–1,2 0,25–0,5 mm: 0,73–1,4 0,05–0,25 mm: 3,3–4,7 <0,05 mm: 11,9–12,1		MARIDET <i>et al.</i> (1996)

---

OM%: szervesanyag százalékosan kifejezve; g AFDW m<sup>-2</sup> (g *ashfree dry mass* m<sup>-2</sup>): hamumentes szárazanyag-tartalom négyzetméterenként (g szervesanyag m<sup>-2</sup>); OC%: szervesszén-tartalom százalékosan kifejezve; \*: közepes szemátmérő.

C, F, V, UBOM: coarse (durva), fine (finom), very fine (nagyon finom), ultra fine (ultra finom) benthic organic matter (bentikus szervesanyag).

átalakul. Számos kritika fogalmazódott meg a modellel szemben (STATZNER és HIGLER 1985), illetve a későbbiekben több modell született, melyek más közelítésben próbálják a komplex folyamatokat leírni. JUNK *et al.* (1989) nevéhez fűződik a „pulzáló árhullámok elve” (*Flood Pulse Concept, FPL*), mely szerint a produktivitás és a biodiverzitás növekedése annak következménye, hogy a folyó az ártereket rendszeresen előnti, a nedves és száraz időszakok váltakoznak. A hangsúly az időbeni és a laterális (oldalirányú) dimenzió van. WARD és STANFORD (1995) a sorozatos diszkontinuitás elvét (*Serial Discontinuity Concept, SDC*) azokra a folyókra dolgozta ki, ahol a természetes dinamikát a szabályozások elnyomják, a modell kiterjesztett változata az ártereket (vagy töltésezett folyók esetében a hullámtereket) is figyelembe veszi (laterális perspektíva). Ugyanígy a laterális dimenziót hangsúlyozza TOCKNER *et al.* (1999) munkája, mely bemutatja, hogy a folyó főága és vele különböző időtartamon át összeköttetésben (*hydrological connectivity*) lévő mellék- illetve ártéri ágai közt anyag- és energia csere zajlik. A Duna árterén végzett kutatásuk bemutatta, hogy a vízszint emelkedésével az ártér az addigi zárt rendszerből nyílt rendszerré változik, és jelentős a hozzájárulása a folyó alga biomasszájához, oldott szervesanyagához, zooplanktonjához (az elzártság idejétől függően). A mellékágak azonban hordalék- és szervesanyag csapdaként is működhetnek.

Bár a nagyobb koncepciók részévé nem váltak, magyarországi kutatások e tényeket már az 1960-as 70-es években közölték. TÓTH 1968-as munkájában leírta, hogy a lassú áramlású mellékágakban a hordalék kiülepszik, és biológiailag bontható szerves része táplálékkul szolgál a bentikus szervezeteknek és a halaknak. Kimutatták, hogy a hordalék kiüledése miatt a fényklíma kedvezőbbé válik, a fitoplankton oxigén termelése fokozódik, meghaladva a főági termelést is, így hozzájárulva a főág oxigén forgalmának és természetes tisztuló képességének kialakításához (DVIHALLY 1975).

WARD *et al.* (2002) munkájukban összefoglalták a folyóvizek kutatásával foglalkozó lényegesebb modelleket, nem említik azonban THORP 1994-es munkáját (THORP 1994), melyben a folyami produktivitás modelljét (*Riverine Productivity Model, RPM*) írja le, amely hangsúlyozza a szabályozott nagy folyókban a partról bekerülő, illetve a litorális régióban megtermelődött autochton szervesanyag jelentőségét.



Mindent átfogó, az eddigi kutatási eredményeket szintetizáló koncepciót közölt THORP *et al.* 2006-ban (*Riverine Ecosystem Synthesis, RES*). A kiindulási alapelvek kimondják, hogy az ökoszisztémák „foltok” (patches) mozaikjának tekintendők (szemben az RCC modellel), és mind a foltokon belül, mind a foltok közt zajlanak kölcsönhatások, változások. A mintázatok összekapcsolódnak és skálafüggők, és nem-egyensúlyi, illetve kvázi-egyensúlyi (metastabil) állapotok alakulhatnak ki egy szinten. A modell alapelvei közé tartozik, hogy folyórendszerekben a fajok elterjedését elsősorban a térben kisebb vagy nagyobb foltok elterjedése határozza meg, melyeket főként a hidro-geomorfológiai erők képeznek, és az éghajlat illetve a növényzet alakít. A fajok és ökotípusok eloszlása a folyó felső szakaszától a torkolatig elsősorban a funkcionális folyamatok zónáinak (*Functional Process Zone*) jellemzőit tükrözi, kevésbé a vízrendszer hosszanti profilján belüli elhelyezkedést. A fajok diverzitása azokban a csomópontokban a legnagyobb, amelyek átmenetet képeznek a hidro-geomorfológiai foltok közt a funkcionális folyamatok zónáján belül. A fajok diverzitása és denzitása jelentősen változik az áramlási sebességgel az egész folyórendszerben, és pozitív korrelációt mutat a vízviszataratással (retenció) nagyfolyóknál, kivélt azok az élőlények jelentenek ez alól, ahol valamely abiotikus környezeti tényező (pl. hőmérséklet, oxigén, aljzat típus) fejt ki negatív hatást az élőlényekre. A közösségek összetételét meghatározó legfontosabb tényező egy hierarchikus élőhely minta, amelyet a geomorfológiai habitat jellemzők és a rövid- és hosszú távú áramlási tulajdonságok közti kölcsönhatások határoznak meg. A determinisztikus és sztochasztikus folyamatok jelentősen hozzájárulnak a közösségek szabályozásához, fontosságuk skála- és habitatfüggő, de a folyórendszer egészét tekintve a sztochasztikus folyamatok jelentősebbnek bizonyulnak.

Az RES kimondja, hogy az algatermelés jelentősen hozzájárul a folyók energia- és tápanyagforgalmához. Az átlagos áramlási sebesség és az „anyag-spirál” hossza pozitív korrelációt mutat a vízhozammal, de mindkettő csökken a funkcionális folyamatok zónájában. Hangsúlyozza a természetes hidrológiai eseményeknek (mintázatok) a kialakult biológiai sokféleség megőrzésében játszott és szükséges szerepét. A folyó anyagforgalmában a vízhozam nagysága, a változások frekvenciája, a jellegzetes „események” időtartama, a szezonális mintázat (illetve kiszámíthatóság) és a változás mértéke egyaránt jelentős faktor.

Jelen kutatás kiindulópontjául megfogalmazható, hogy a szervesanyag-frakciók mennyiségi és minőségi viszonyai és a bentikus élőlények elterjedési mintázata a nagy folyókra jellemzően mozaikosságot mutat. A konkrét értékekre a Duna magyarországi szakaszáról nincs információ, így a szerves-anyag előfordulási formája és az egyes funkcionális táplálkozási csoportokba sorolható bentikus makroszkopikus gerinctelenek előfordulása közti összefüggés – esetleges szervesanyag túlkínálat, vagy hiány – a vizsgált szakaszra új ismeretekkel szolgál.

### 3. Anyag és módszer

#### 3.1. Mintavételi helyek és idők

A lebegőanyag és kémiai oxigénigény (KOI) mérések Gödön (1668 fkm), heti rendszerességgel vett mintákból történtek. A vízmintát a sodorvonal közelében, kb. 20 cm-es mélységből vettük, merítéssel. A minta feldolgozása a mintavétel napján megtörtént.

A vízhozam adatokat a korábban elérhető internetes oldalról, a [www.vizadat.hu](http://www.vizadat.hu) oldalról gyűjtöttük, Vác mintavételi helyről, amennyiben egy nap több mérés történt, az adatokat átlagoltuk.

Téli időszakban, pl. a jégzajlás miatt több esetben nem volt lehetséges a mintavétel. Egyes esetekben a személyi vagy eszközi feltételek nem álltak rendelkezésre.

A mederanyag vizsgálatokhoz három nagyobb mérés sorozatot végeztünk:

1. Folyószakasz léptékű vizsgálatok: 2005. jún., aug., szept., nov.
2. Gödi sziget térsége: 2006. júl., okt.
3. Vizsgálatok nagy térléptékben: 2007. ápr., jún., aug., okt., 2008. ápr., aug., okt.

A folyószakasz léptékű vizsgálatok helyszínei Kismarosnál, a Duna jobb partján, illetve Gödnél, a bal parton, a Gödi sziget alsó végénél található. Kismarosnál a parthoz közel, gyakorlatilag állóvízben (KIM1), valamint a parttól távolabb, közepes áramlásnál (KIM2) vettünk mintát. A teljes partszakasz szedimentálódó jellegű, a mederanyag laza, iszapos-agyagos. A gödi helyen a sziget alsó végén a főág felé közepes áramlás (GOD2), a sziget csúcsánál állóvíz található (GOM6), igen homogén, homokos-iszapos mederanyag jellemző. A kismarosi és a gödi szakasz egymástól kb. 20 km-re található.

A Gödi sziget kb. 1,3 km hosszú, alapvetően depozíciós térség, 200 évre visszamenőleg dokumentált a feltöltődés, illetve a sziget folyásirányban történő „kúszása” (OERTEL *et al.* 2011). A kis térléptékű vizsgálatokhoz a négy mintavételi hely kijelölése a különböző áramlási viszonyok alapján történt. A szigeten két, a folyásirányra közelítőleg merőleges kőgát található, mely a főág hajózhatóságát segíti. A sziget mellékága keresztgáttal elzárt, átfolyás csak a budapesti vízmércén mért 250 cm-es vízállás felett van. (a 2003–2011-ig terjedő időszakban ez közelítőleg 40%-os tartóssággal fordult elő).

Mintát vettünk a sziget felső csúcsánál, erős áramlásnál, sóderes, durva aljzatnál (GOD7), az egyik keresztgátnál, állóvízben (GOD6), a sziget alsó végénél (megegyezően a folyószakasz léptékű vizsgálatokkal, GOD2), és a mellékágban (GOM4), iszapos és homokos aljzaton.

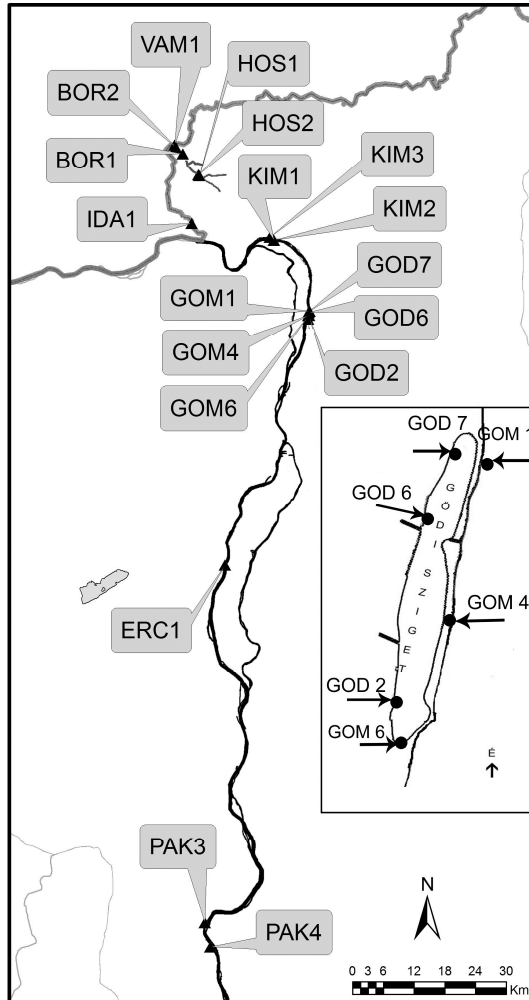
A nagy térléptékű vizsgálatához a másodrendű Hosszúvölgyi-patakon Nagybörzsöny falu felett (HOS1 és HOS2) és a harmadrendű Börzsöny-patakon Ipolytölgyes alatt és felett (BOR1, BOR2) vettünk mintákat. Az Ipoly folyón bal partján Vámosmikolánál (VAM1) és Ipolydamásdnál (IDA1) vettünk mintát, a folyó mindkét helyen kb. 20–25 m széles, lassú folyású, mederanyaga a parti zónában agyagos-iszapos. A Dunai mintavételi helyek sora eltérő áramlási viszonyokkal bíró szakaszokat tartalmazott. Kismarosnál a bal parton, erősen feltöltődő, iszapos, agyagos partszakaszon (KIM3), Gödnél erősebb és közepesebb áramlásnál (GOD7 és GOD2, ld. fentebb), Ercsinél erős áramlás mellett, köves-kavicsos aljzaton vettünk mintát (ERC1). Paksnál egy gyenge áramlású helyen, tömör agyagos-iszapos aljzatnál (PAK3), valamint az atomerőmű kifolyója alatt (PAK4) laza, szintén agyagos-iszapos aljzatnál történtek a mintavételek, állóvízben. A Gödi-szigeti mellékágában (GOM1) a mellékág felső végéhez közel, laza, iszapos-agyagos aljzaton vettünk mintát.

Budapestig a Duna vízgyűjtő területe 184.767 km<sup>2</sup> (LÁSZLÓFFY 1965), ez az érték a Dráva torkolatáig jellemzi a folyót. A mintavételi helyek főbb paramétereit a 2. táblázat tartalmazza, térképi megjelenítése a 1. ábrán látható. Az áramlás „erős” ha 0,5 m s<sup>-1</sup> feletti, „közepes” ha 0,5 m s<sup>-1</sup> alatti, és gyenge, ha épp csak észlelhető.

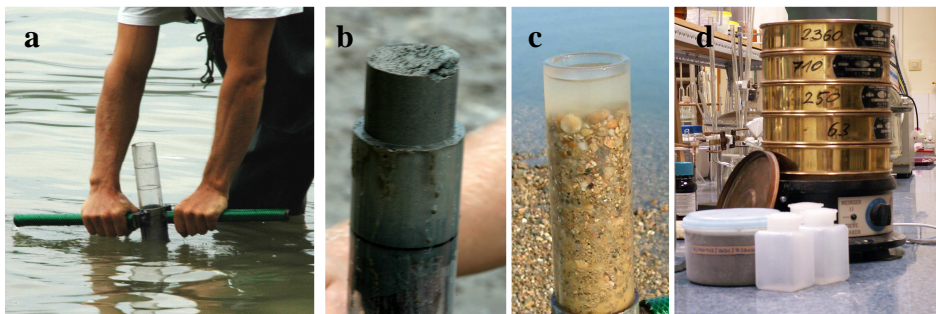
A mederanyag mintát magmintavevővel (cső mintavevő) vettünk, melyet kézi erővel mélyítettünk az aljzatba (2. ábra). A mederanyag és az üledék – a kiülededő lebegőanyag – által együttesen alakított közeget vizsgáltuk. Az első mérési sorozatban 15 cm-es mélységig vizsgáltuk a mederanyagot (5 cm-es rétegenként) a további mintavételek csak a felső 5 cm-re korlátozódtak. A helyszíneken 3 mintát vettünk és egyesítettük azokat. A feldolgozásig a mintákat fagyasztva tároltuk.

### 3.2. Mintafeldolgozás

A mederanyag mintákat nedves szitálással az alábbi frakciókra bontottuk: durva (C: coarse, 2360–710 μm), finom (F: fine, 710–250 μm),



1. ábra. Mintavételi helyszínek a mederanyag vizsgálatokhoz.



2. ábra. a.: A magmintavevő alkalmazása, b.: iszapos-agyagos mederanyag minta, c.: homokos-kavicsos mederanyag minta, d.: rázószita nedves szitáláshoz

2. táblázat. A mintavételi helyek főbb jellemzőinek összefoglalása.

	<i>Kód</i>	<i>helység</i>	<i>fkm</i>	<i>jobb/bal part</i>	<i>áramlás</i>
<b>Folyószakasz léptékű</b>					
Duna	KIM1	Kismaros	1688	jp	gyenge
	KIM2		1688	jp	erős
	GOD2	Göd	1669	bp	közepes
	GOM6		1669	bp	gyenge
<b>Gödi sziget térsége</b>					
Duna	GOD7	Göd	1670	bp	erős
	GOD6		1669,8	bp	gyenge
	GOD2		1669	bp	közepes
	GOM4			mellékág	vált.
<b>Nagy térléptékű</b>					
Patakok	HOS1	Nagybörzsöny	másod rendű		közepes
	HOS2		Hosszúvölgyi-patak		erős
	BOR1	Ipolytölgyes	harmad rendű Börzsöny-		közepes
	BOR2		patak		közepes
Ipoly	VAM1	Vámosmikola	26,2	bp	gyenge
	IDA1	Ipolydamásd	3,6	bp	gyenge
Duna	KIM3	Kismaros	1688	bp	gyenge
	GOD7	Göd	1670	bp	erős
	GOM1	Göd		mellékág	vált.
	GOD2	Göd	1669	bp	közepes
	ERC1	Ercsi	1614	jp	erős
	PAK3	Paks	1530,4	jp	gyenge
	PAK4	Paks	1526	jp	nincs

nagyon finom (V: very fine, 250–63 µm), ultra finom (U: ultra fine, 63–0,45 µm). A frakciók mérettartományának megállapításakor a fő szempont a bentikus makroszkopikus gerinctelen élőlények táplálkozási szokása volt, vagyis az egyes funkcionális táplálkozási csoportok által preferált táplálék mérethez próbáltunk közelíteni (CUMMINS és KLUG 1979, DRAKE 1984). E méretekhez alkalmaztuk a meglévő standard szitasort. A mintát átmosva a szitasoron az U frakció kb. 5-10 liter vízben gyűlt össze. Az U frakciót e homogenizált szuszpenzió szárazanyag-tartalom mérésével határoztuk meg. A teljes térfogat ismeretében a teljes U frakció tömegére lehet következtetni. A frakciók arányát százalékosan adtuk meg, 105 °C-on szárított tömegről vonatkoztatva (C, F, V és U mederanyag frakciók).

### 3.3. Analitikai módszerek

#### 3.3.1. Kémiai oxigénigény mérés

A kémiai oxigénigény (KOI) mérése savas közegben, káliumpermanganáttal történt (FELFÖLDY 1987).

A partikulált szervesanyag KOI értékét a szűrt és a nem szűrt vízminta KOI értékének különbségéből számoltuk (DKOI,  $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ).

#### 3.3.2. a-klorofill-koncentráció mérése

A víz a-klorofill koncentrációját ( $\text{Chla}$ ,  $\text{mg L}^{-1}$ ) metanolos extrakció után, fotometriásan határoztuk meg (FELFÖLDY 1987), hasonlóan a korábbi, a Duna-kutató Intézetben (korábban Magyar Dunakutató Állomás) zajló vizsgálatokhoz.

#### 3.3.3. Lebegőanyag gravimetriás mérése

A lebegőanyag-koncentráció (LA,  $\text{mg L}^{-1}$ ) meghatározása  $105\text{ }^\circ\text{C}$ -on szárított,  $0,45\text{ }\mu\text{m}$  pórusméretű membránszűrőn történő szűréssel történt.

#### 3.3.4. Mederanyag minták szervesanyag-tartalom meghatározása

A mederanyag-frakciók szervesanyag-tartalom meghatározása az előzőleg elkülönített,  $105\text{ }^\circ\text{C}$ -on tömegállandóságig szárított mederanyag-frakciók izzítási veszteség mérésével történt, a mintákat 4 órán át  $550\text{ }^\circ\text{C}$ -ra hevítettük. Az izzítási veszteség mérés módszerének számos előnye és hátránya van, melyet a legtöbb ilyen témájú munka meg is említ (SUTHERLAND 1998, HEIRI *et al.* 2001). A mérés költségvonzata nem nagy, és egyszerre több minta izzítása is elvégezhető. Hátránya, hogy a szervesanyagokon kívül szervesetlen vegyületek bomlása is megtörténhet az alkalmazott hőmérséklettől függően, ez pozitív hibát okoz. Vizsgálataink kiterjedtek erre a kérdésre is. Irodalmi adatok és saját mérések is azt mutatták, hogy a dunai mederanyagban várhatóan előforduló kalcium-karbonát bomlása ezen a hőmérsékleten elhanyagolható (HEIRI *et al.* 2001). Az izzító kemencében a fűtőszálak nem egyenletes elosztásából fakadó hőmérséklet különbségeket egy  $4\text{ mm}$  vastag vaslemez behelyezésével

szüntettük meg. Mivel a kemence a felfűtési szakaszban a beállított hőmérsékleti érték fölé fűtötte az izzító teret, a mintákat csak az 550 °C beállása után helyeztük a térbe. A minták izzítás után exsikkátorban hűltek ki, és tömegüket 0,1 mg pontossággal mértük. Az izzítási veszteség számítása, így a szervesanyag-tartalom százalékos kifejezése a következő képlettel történt:

$$\text{izz.veszt}(\%) = \frac{100 \cdot (Y_1 - Y_2)}{Z}$$

$Y_1$ : az izzítás előtt mért,  $Y_2$ : az izzítás után mért tömeg (g)

$Z$ : a bemért minta tömege (g)

A szervesanyag arányát az egyes mederanyag-frakciók esetében százalékosan kifejezve adtuk meg (a továbbiakban: C, F, V és U frakciók szervesanyag-tartalma). Adott frakció szervesanyag-tartalmának százalékos értéke és a mederanyag frakció tömegének ismeretében kiszámolható a szervesanyag frakció (BOM: *benthic organic matter*, C-, F-, V- és U-BOM,) tömege a mintában (AFDM, *ashfree dry mass*, g). Mivel a mintákat ismert felületről vettük, a BOM tömege felületegységre vonatkoztatható. A C-, F-, V- és UBOM összege adta a TBOM (*total benthic organic matter*) tömegét, hamumentes szárazanyag-tartalommal kifejezve egységnyi felületen, 5 cm-es rétegben (AFDM m<sup>2</sup>). Az összes szervesanyag-tartalmat kifejeztük százalékosan is: a szervesanyag frakciók tömegének összegét vonatkoztattuk a minta teljes tömegére.

### 3.4. Statisztikai módszerek és számítások

A lebegőanyag-koncentráció vízhozamtól való függését a nemzetközi irodalomban évtizedek óta alkalmazott hordalék szállítási görbe (*Sediment Rating Curve, SRC*) illesztésével számoltuk (WALLING és WEBB 1981). Mind a vízhozam, mind a koncentráció értékek esetében logaritmus transzformációt alkalmaztunk.

Az éves adatok egyik felét kalibráló, a másik felét a ellenőrző (validáló) adatkészletnek használtuk. Az adathalmazt decilis tartományokra osztottuk azzal a céllal, hogy minden tartományból kerüljön mindkét



adatkészletbe, ez után a kiválasztás véletlenszerűen történt. 20 adathalmazra illesztettünk első és másodfokú függvényt. Amennyiben az adatok száma meghaladta a negyvenet, az adathalmazt feleztük, és mindkét részhalmaz szerepelt egyszer kalibráló, egyszer ellenőrző részhalmazként. Amennyiben a minták száma 40-nél kevesebb volt, a kalibráló adatsor 19-20 adatot tartalmazott, az ellenőrzés a maradék adattal történt.

A modell illeszkedését a széles körben elterjedt Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató számmal jellemeztük (NASH és SUTCLIFFE 1970).

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (m_i - s_i)^2}{\sum_{i=1}^n (m_i - m_{\text{át}})^2}$$

$m_i$  : a megfigyelt,  $s_i$  : a számolt érték (kalibráló adatsor esetében),  $m_{\text{át}}$  a megfigyelt értékek átlaga.

„NS” értéke 1 és  $-\infty$  között változhat. A mért és számolt értékek tökéletes illeszkedése esetén értéke 1, ha értéke negatív, az arra utal, hogy jobb közelítés az adatok átlagával számolni.

A modellel kapott, számolt adatoknak a mért értéktől való százalékos eltéréseket az alábbi képlettel számoltuk ki:

$$D(\%) = \frac{C_{sz} - C_m}{C_m} \cdot 100$$

$C_{sz}$  : számolt lebegőanyag-koncentráció

$C_m$  : mért lebegőanyag-koncentráció

Számos mérő szám létezik a modellek ellenőrzésére, azonban nincs olyan, amely minden szempontból megfelelne. Egyes mérők az kisebb értékekre „érzékenyek”, míg más mutatókra felsőbb tartományokból származó adatokat vannak erősebb hatással (KRAUSE *et al.* 2005). A Nash-Sutcliffe mutató a négyzetes tagok miatt a nagyobb értékekre érzékeny, ezt azonban a logaritmus transzformáció enyhíti.

Ismert, hogy a logaritmus transzformáció a visszaalakításkor hibát okoz. Ennek kiküszöbölésére több korrekciós faktor (KF) létezik:

DUAN (1983):

$$KF_{Duan} = \frac{\sum_{i=1}^n 10^{e_i}}{n}$$

$e_i$  : a számolt és mért érték közti különbség,  $n$  az elemszám.

FERGUSON (1986):

$$KF_{Ferguson} = 10^{2.651 \cdot S^2}$$

$S^2$ : (*mean squared error*) átlagos négyzetes hiba

BRADU MUNDLAK (1970):

$$g_m = \frac{m+1}{2m}(1-V) \cdot S^2$$

$$V = \frac{1}{N} + \frac{(\ln Q_* - \overline{\ln Q})^2}{\sum_{i=1}^n (\ln Q_i - \overline{\ln Q})^2}$$

$m$ : a regresszió szabadsági foka

$N$ : kalibráló adatsor elemszáma

$S^2$ : (*mean squared error*) átlagos négyzetes hiba

$Q_*$  : a számolt lebegőanyag-koncentrációhoz tartozó vízhozam

$Q_i$  : a kalibráló adatsor egyes vízhozam adatai

$\overline{\ln Q}$  : a kalibráló adatsor vízhozam adatok logaritmus értékeinek átlaga

Az így kapott  $g_m$ -hez tartozó  $KF_{BM}$  érték az alább parancssor szerint számolható (Fortran program nyelven):

```
DATA TOL/1.E-7/
IF (ABS(ARG) .GT. 50.0) THEN
  PRINT *, 'MAGNITUDE OF ARG IS TOO LARGE (GM)'
  GM = 0.0
  RETURN
ENDIF
GM = 1.0
IF(XM .LE. 0.0) RETURN
BT = ARG*XM**2/(2.0*(XM+1.0))
TERM = 1.0
```

```

DO 10 P=1,1000
  TERM = TERM * BT/((XM/2.0+P-1.0)*P)
  GM = GM+TERM
  IF(P .GT. 1.0 .AND. ABS(TERM) .LT. TOL) RETURN
10 CONTINUE
  PRINT *, 'GM DID NOT CONVERGE'
  RETURN
END

```

A Ferguson korrekciós faktor használhatóságának feltétele a reziduálisok normális eloszlása, a Duan féle korrekciós faktor feltétele a reziduálisok homoszkedaszticitása. Mindkét számolás egy általános szorzó faktort eredményez, melyet a teljes adatkészlet esetén szükséges alkalmazni. A BRADU és MUNDLAK (1970) által kidolgozott eljárás a fenti számítással minden adatra saját korrekciós faktort határoz meg. Bár a felsorolt korrekciós faktorok alkalmazásához szükséges feltételek a legtöbb esetben nem valósultak meg, számolásunk során mind a három korrekciós faktort teszteltük, és a végső modellben azt alkalmaztuk, amely a hatékonyság jellemzésére választott Nash-Sutcliffe mérőszámot emelte.

A többszörös regresszió analízis, a normál eloszlás vizsgálat, a korrelációs számítás és az ANOVA vizsgálat Statistica 7.0 programmal készült, a szignifikancia vizsgálatához tartozó  $p < 0,05$ . Az adatelemzés során variancia partícionálást alkalmaztam (BORCARD *et al.* 2004).

A mederanyag jellemzők clusteranalízisét a különböző időpontokban vett minták eredményeinek átlaga alapján készítettük el, Statistica 7.0 programmal, a program által standardizált értékekre (centrálás). A Gödörsziget térségében mivel csak két mintavételi alkalom volt, szórás értékeket nem lehetett számolni, ezért a mederanyag frakciók arányát, a mederanyag frakciók szervesanyag-tartalmát és a bentikus szervesanyag-tartalmat bemutató ábrákon az átlagérték mellett a szélső értékeket tüntettük fel.

## 4. Az eredmények bemutatása

### 4.1. Lebegőanyag felmérések a gödi Duna szakaszon

#### 4.1.1. A lebegőanyag mennyiségi meghatározása

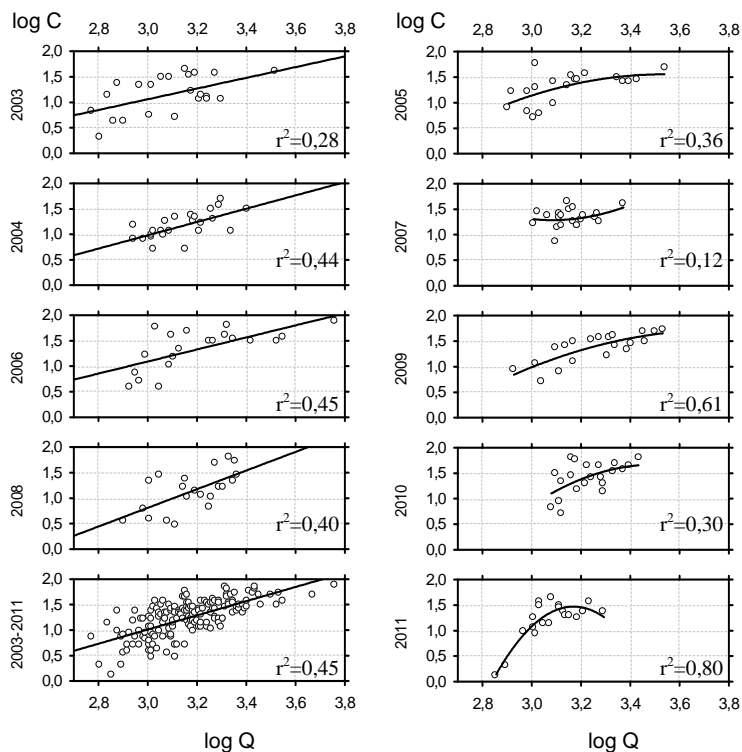
Az egyes vizsgált években valamint a teljes időszakra (2003–2011) vonatkozó, a mért adatokra illesztett görbék adatait a 3. táblázat tartalmazza. Minden évre és a teljes időszakra meghatároztuk az első és a másodfokú regressziós egyenletet, majd a korrekciós faktorok alkalmazása után azt a modellt választottuk, amely a legnagyobb Nash-Sutcliffe mutatót adta. A 2011-es év kivételével teljesült a lineáris és másodfokú regresszióhoz szükséges normális eloszlás (Shapiro-Wilk teszt). A regressziós együtthatók a logaritmus értékek közti összefüggésre vonatkoznak, amelyből számolható a lebegőanyag és a vízhozam összefüggése. Megállapítható, hogy a vizsgált kilenc évben a lebegőanyag-koncentráció vízhozamtól való függése eltéréseket mutatott. Négy esetben (2005, 2009–2011) a vízhozam vs. koncentráció görbe konkáv alakot vett fel. A többi évben konvex görbe adódott, ezek az évek a regressziós koefficiens értékeit tekintve nem jelentősen tértek el egymástól (3. ábra). A konkáv görbék jellemzően maximumos görbék voltak, és az adott évben a vízhozam adatok elérték, és meg is haladták a maximális lebegőanyag-koncentrációhoz tartozó vízhozamot. A korrekciós faktorok (minden esetben  $>1$ ) alkalmazása csak négy év adatainál javították az illesztett modell hatékonyságát.

Mivel az eltérés negatív és pozitív értéket egyaránt felvehet, a becslések jóságát az eltérések átlagértékével nem lehet kifejezni. Az abszolútértékek átlaga bár nem ad tájékoztatást az alul vagy felül becslés mértékéről, mégis informatív. A százalékos eltérés kiugró adatai szinte minden esetben az  $5 \text{ mg L}^{-1}$  alatti koncentráció értékeknél fordult elő. Mivel ebben a tartományban egy abszolút értékét tekintve kis eltérés is

3. táblázat. A Duna által hordott éves lebegőanyag-szállítási görbék adatai, Gödnél mérve. Az egyes éveknél a legjobb becslést adó modell van feltüntetve.

Vizsgált év	$\log C = a \cdot \log Q + b$		$\log C = a \cdot (\log Q)^2 + b \cdot \log Q + c$			KF	NS	$\overline{ D }$ %	$\overline{ D }_{sz}$ %	$r^{2*}$	N <sub>Kal</sub>	N <sub>Val</sub>
	a	b	a	b	c							
2003	1,0509	-2,0919				-	0,24	30,1	30,1	0,28	23	22
2004	1,3043	-2,9325				B-M	0,56	46,9	31,2	0,54	24	23
2005			-1,4408	10,194	-16,473	-	0,46	53,6	37,0	0,43	20	21
2006	1,1815	-2,4518				-	0,58	52,8	43,3	0,51	20	19
2007			2,9687	-18,305	29,504	B-M	0,24	45,4	45,4	0,31	20	17
2008	1,8295	-4,6784				-	0,65	25,8	19,9	0,48	21	20
2009			-1,2131	9,0378	-15,148	-	0,59	40,0	40,0	0,62	20	20
2010			-3,222	22,549	-37,78	1,212	0,37	37,7	37,7	0,30	20	14
2011			-13,474	85,414	-133,89	-	0,71	40,5	33,7	0,76	20	14
2003– 2011	1,4146	-3,2353				1,167	0,41	47,2	41,9	0,43	180	178

C: lebegőanyag-koncentráció (mgL<sup>-1</sup>); Q: vízhozam (m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>); a, b, c: regressziós koeficiens; KF: korrekciós faktor (B-M: Bradu Mundlak KF, minden adatra egyedi); NS: Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató; N<sub>Kal</sub>/N<sub>Val</sub>: kalibráló/ellenőrző adatsor elemszáma;  $\overline{|D|}$ : százalékos eltérések abszolút értékének átlaga;  $\overline{|D|}_{sz}$ : százalékos eltérések átlaga a kiugró értékek szűrése után. \*: Az r<sup>2</sup> adatok a teljes tartományra vonatkoznak.



3. ábra. Az egyes évek és a teljes időszak kalibráló pontokra illesztett lebegőanyag szállítási görbéje (SRC). Az illesztett egyenesek/görbék egyenletét az 1. táblázat tartalmazza.

százalékosan nagy hibát okoz, valamint a teljes éves hozamhoz ennek a tartománynak a hozzájárulása csekély, ezeket az adatokat az összehasonlításkor kihagytuk. Az eltérések abszolút értékeinek átlagértéke ezzel esetenként jelentősen csökkent.

A napi vízhozam adatok és az aktuális lebegőanyag-koncentráció ismeretében a napi hozam meghatározható:

$$F_{nap}(t \cdot nap^{-1}) = Q_i \cdot C_i \cdot 0,0864$$

(A napi vízhozam adatokból képezett, éves mutatók összefoglalását a 6. táblázat tartalmazza.) A 3. táblázat egyenleteivel számolva az éves lebegőanyag-koncentráció adatokat és éves lebegőanyag hozamokat a 4. táblázat mutatja be. A számolt adatok alapján meghatározott átlagok a 2007-es év kivételével átlagosan 10%-kal kisebbek, mint a mért adatok számtani közepe (5. táblázat), és a minimum és maximum értékek alapján szűkebb tartományban mozogtak az adatok, leszámítva a kiugró, 2006-os és 2007-es évet. Erős korreláció ( $0,9 <$ ) adódott a mért értékek éves átlaga és az adott év

teljes vízhozama közt. Megfigyelhető volt azonban egy mérsékelt korreláció ( $r=0,54$ ) az éves vízhozam és a számolt értékek átlagos eltérése (abszolút értékek) közt is (4. ábra).

4. táblázat. A Duna lebegőanyag-koncentráció átlagértékei, tartományai, lebegőanyag-hozam a vizsgált időszakokban, a számolt értékek alapján (napi adatok,  $n=365$ ) 2003–2011 között Gödnél.

	<b>min</b>	<b>max</b>	<b>átlag</b>	<b>szórás</b>	<b>cv%*</b>	<b>hozam</b>
	<b>(mg L<sup>-1</sup>)</b>					<b>(mill t év<sup>-1</sup>)</b>
2003	6,4	41,8	15,1	6,7	44,4	0,72
2004	6,7	42,4	17,7	7,8	44,1	0,96
2005	9,0	36,2	23,3	8,5	36,4	1,44
2006	8,9	99,2	25,8	17,9	69,2	2,07
2007	20,1	176,7	25,0	16,3	65,4	1,44
2008	4,3	47,5	14,4	7,8	53,9	0,79
2009	7,7	48,1	23,4	10,7	45,7	1,55
2010	7,7	56,6	32,8	14,5	44,2	2,20
2011	0,1	29,7	19,7	9,1	46,0	0,86
2003–2011	5,5	143,7	24,2	16,4	67,5	14,19

\*: cv%: variációs koefficiens

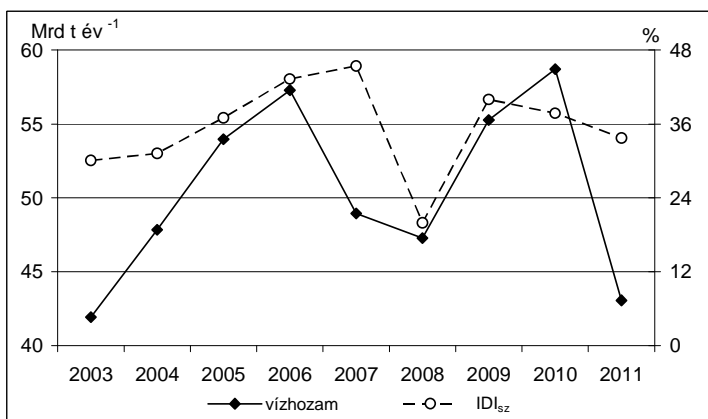
5. táblázat. A lebegőanyag-koncentrációk átlagértékei, tartományai, lebegőanyag-hozam a vizsgált időszakokban, a mért adatok alapján (heti mérések adatok). cv%: variációs koefficiens.

	<b>min</b>	<b>max</b>	<b>átlag</b>	<b>szórás</b>	<b>cv%*</b>	<b>N</b>
	<b>(mg L<sup>-1</sup>)</b>					
2003	2.0	44.0	17.3	10.5	60.7	45
2004	3.4	59.5	19.7	13.2	67.1	47
2005	3.0	95.0	25.4	16.6	65.4	41
2006	4.0	115.0	29.4	20.4	69.3	39
2007	6.7	105.5	21.9	10.1	46.0	37
2008	3.0	61.8	17.6	13.7	77.7	41
2009	5.0	91.2	26.4	14.9	56.4	40
2010	5.0	93.0	33.9	18.2	53.8	34
2011	1.0	45.3	21.5	11.7	54.3	34

\*: cv%: variációs koefficiens

6. táblázat. A Duna vízhozam adatai a Vácnál végzett napi mérések (n=365) alapján 2003–2011 közt. KQ: legkisebb vízhozam, Q90%, 50%, 10%: 90%-os, 50%-os és 10%-os tartósságú vízhozam, NQ: legnagyobb vízhozam.

	KQ	Q 90%	Q 50%	átlag±szórás	Q 10%	NQ	éves vízhozam (mill m <sup>3</sup> év <sup>-1</sup> )
	m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>						
2003	580	715	1250	1286 ± 541	1870	3285	41930
2004	740	965	1435	1513 ± 500	2225	3046	47849
2005	778	855	1445	1705 ± 791	2853	4097	53975
2006	760	920	1418	1816 ± 1040	3360	5819	57298
2007	782	1110	1413	1551 ± 510	2136	4527	48942
2008	804	970	1484	1495 ± 443	2133	2975	47276
2009	818	960	1527	1753 ± 783	2858	4693	55278
2010	955	1200	1650	1861 ± 757	2827	5705	58711
2011	695	889	1291	1365 ± 504	1825	4452	43066
2003–2011	580	925	1416	1595 ± 704	2457	5819	454325



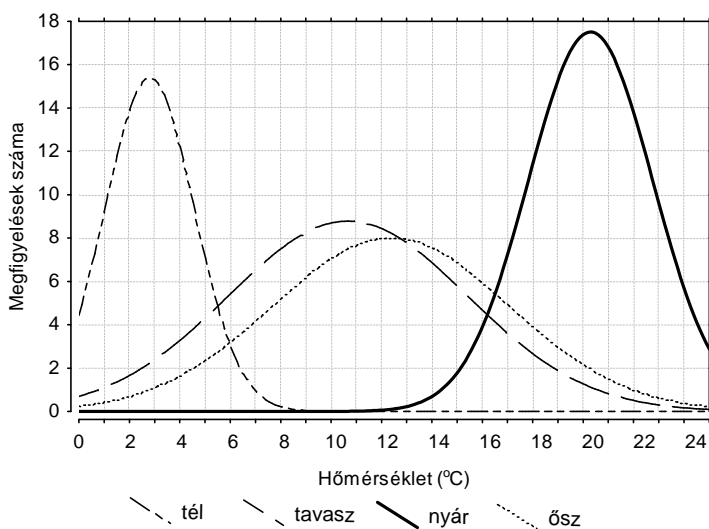
4. ábra. Az éves vízhozam és a számolt értékek átlagos eltérése (abszolút érték) az egyes években.

#### 4.1.2. Többszörös regresszió analízis

A lebegőanyag-koncentrációt a többváltozós regresszió analízis alapján két változó „magyarázta” szignifikánsan, a víz hőmérséklet és a vízhozam. Mind irodalmi adatok (BOGÁRDI 1970), mind saját mérések indokolják, hogy az áradások és az apadások idején vett mintákat külön kezeljük. A teljes adatkészletre kapott görbék adatait a 7. táblázat tartalmazza. Az új paraméter (hőmérséklet) bevonása miatt az Akaike-féle információs kritériumok



(REICZIGEL *et al.* 2010) összevetése is szükséges. Az áradó és apadó vízállások alapján elkülönített, évszakos lebegőanyag-vízhozam görbék adatait a 8. táblázat mutatja be. A regressziós koeficiensek alapján a tavaszi és nyári apadó vízállások esetén konkáv, a tavaszi és őszi víz hőmérséklet adatok igen tág határok közt mozogtak, a tartományok több esetben átfedtek a nyári és a téli adatok tartományával (5. ábra). Célszerűnek tűnt ezért három hőmérsékleti kategóriát létrehozni: 0–5 °C (hideg), 5–15 °C (mérsékelt), 15–25 °C (meleg).



5. ábra. Az egyes évszakokra jellemző víz hőmérsékleti adatok gyakoriság görbén ábrázolva (2003–2011 heti mintavétel alapján).

A 9. táblázat tartalmazza e kategóriák szerint felosztott adatkészlet alapján számolt regressziós együtthatókat. Szembetűnő a különbség az évszakos bontáshoz képest, hogy minden apadó víz állású adatra illesztett görbe konkáv volt. Kiugró adatok leginkább a hideg, apadó víz állású tartományra voltak jellemzőek, összességében azonban a Nash-Sutcliffe mutatók átlagosan nagyobb értéket mutattak, mint az évszakos bontásban. A modell hatékonysága a meleg, apadó időszakokban a legkisebb, és a korrekciós faktor alkalmazása csak két esetben volt előremutató.

7. táblázat. A Dunán az apadó és áradó vizes, teljes adatkészletre (2003–2011) kapott lebegőanyag-vízhozam összefüggések Gödnél.

Tartomány	$\log C = a \cdot (\log Q) + b \cdot T + c$			KF	NS	$\overline{ D }$ %	$\overline{ D }_{sz}$ %	AIC	$r^{2*}$ $r^2_{\log Q}$ $r^2_T$	$N_{Kal}$	$N_{Val}$
	a	b	c								
Apad	1,424	0	-3,2634	1,159	0,46	51,1	38,6	240,3	0,46	101	103
Árad	1,18	0	2,5086	1,175	0,39	56,8	45,5	172,1	0,36	77	77
Apad T	1,21	0,013	-2,715	-	0,56	44,1	38,3	219,0	0,55 0,45 0,14	101	103
Árad T	1,06	0,016	-2,33	1,139	0,53	42,8	37,1	168,7	0,51 0,36 0,20	77	77

37

C: lebegőanyag-koncentráció ( $\text{mgL}^{-1}$ ); Q: vízhozam ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ); T: hőmérséklet ( $^{\circ}\text{C}$ ); a, b, c: regressziós koefficiensek; KF: korrekciós faktor (B-M: Bradu Mundlak KF, minden adatra egyedi); NS: Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató;  $\overline{|D|}$ : százalékos eltérések abszolút értékének átlaga;  $\overline{|D|}_{sz}$ : százalékos eltérések átlaga a kiugró értékek szűrése után; AIC: Akaike féle információs kritérium. \*:  $r^2$  adatok a teljes tartományra vonatkoznak.  $N_{Kal}$ ,  $N_{Val}$ : kalibráló/ellenőrző adatsor elemszáma.

8. táblázat. A lebegőanyag vízhozamtól való függése évszakos bontásban a Dunán Gödnél, 2003–2011 között mért adatok alapján.

Tartomány	$\log C = a \cdot \log Q + b$		$\log C = a \cdot (\log Q)^2 + b \cdot \log Q + c$			KF	NS	$\overline{ D }$ %	$\overline{ D }_{sz}$ %	$r^{2*}$	$N_{Kal}$	$N_{Val}$	
	a	b	a	b	c								
Ap	té	1,7736	-4,4026										
	ta	0,6367	-0,7403			1,294	0,42	38,4	38,4	0,35	20	20	
	ny	0,5926	0,4498			1,097	0,28	50,9	50,9	0,30	29	29	
	ő	1,5436	-3,606			B-M	0,42	27,7	27,7	0,40	33	32	
Ár	té			2,143	-12,001	17,579	1,097	0,39	71,5	50,2	0,42	30	30
	ta	1,0259	-1,9698				B-M	0,24	76,9	45,0	0,31	18	7
	ny			0,6919	-3,1741	4,4431	-	0,31	35,1	35,1	0,30	21	21
	ő			2,9876	-16,793	24,443	B-M	0,58	24,7	24,7	0,61	20	15
						1,098	0,61	61,8	31,6	0,60	19	12	

Ap, Ar: apadó, áradó vízállás. té, ta, ny, ő: tél, tavasz, nyár, ősz. C: lebegőanyag-koncentráció ( $\text{mgL}^{-1}$ ); Q: vízhozam ( $\text{m}^3\text{s}^{-1}$ ); T: hőmérséklet ( $^{\circ}\text{C}$ ); a, b, c: regressziós együtthatók; KF: korrekciós faktor (B-M: Bradu Mundlak KF, minden adatra egyedi); NS: Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató;  $\overline{|D|}$ : százalékos eltérések abszolút értékének átlaga;  $\overline{|D|}_{sz}$ : százalékos eltérések átlaga a kiugró értékek szűrése után; AIC: Akaike féle információs kritérium. \*:  $r^2$  adatok a teljes tartományra vonatkoznak.  $N_{Kal}$ ,  $N_{Val}$ : kalibráló/ellenőrző adatsor elemszáma.

9. táblázat. A lebegőanyag vízhozamtól való függése hőmérsékleti tartományonként a Dunán Gödnél, 2003–2011 között mért adatok alapján.

Tartomány	$\log C = a \cdot \log Q + b$		$\log C = a \cdot (\log Q)^2 + b \cdot \log Q + c$			KF	NS	$\overline{ D }$ %	$\overline{ D }_{sz}$ %	$r^{2*}$	$N_{Kal}$	$N_{Val}$
	a	b	a	b	c							
Ap	T1		-0,5816	5,0268	-8,8201	-	0,47	54,0	30,0	0,51	24	23
	T2		-0,8659	6,9265	-12,04	-	0,58	48,0	44,6	0,56	41	40
	T3		-0,0168	0,7808	0,9161	1,06	0,25	32,1	32,1	0,29	50	49
Ár	T1		2,0786	-11,387	16,279	-	0,74	21,3	21,3	0,49	19	9
	T2	1,4776	-3,495			-	0,78	29,7	29,7	0,66	25	25
	T3	1,1168	-2,1849			B-M	0,49	29,7	29,7	0,48	27	26

Ap, Ar: apadó, áradó vízállás. T1, T2, T3: 0–5 °C, 5–15 °C, 15–25 °C; C: lebegőanyag-koncentráció (mgL<sup>-1</sup>); Q: vízhozam (m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>); T: hőmérséklet (°C); a, b, c: regressziós koeficienssek; KF: korrekciós faktor (B-M: Bradu Mundlak KF, minden adatra egyedi); NS: Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató;  $\overline{|D|}$ : százalékos eltérések abszolút értékének átlaga;  $\overline{|D|}_{sz}$ : százalékos eltérések átlaga a kiugró értékek szűrése után; AIC: Akaike féle információs kritérium. \*:  $r^2$  adatok a teljes tartományra vonatkoznak.  $N_{Kal}$ ,  $N_{Val}$ : kalibráló/ellenőrző adatsor elemszáma.

#### 4.1.3. A partikulált szervesanyag mennyisége

A többváltozós regresszió analízis eredményei azt mutatták, hogy a partikulált szervesanyag mennyiségét két változó magyarázza szignifikánsan, a lebegőanyag koncentrációja, és az a-klorofill-koncentráció. A hőmérséklet bevonása az összefüggés keresésébe hidrobiológia szempontból mégis szükséges, ezért évszakos, illetve a korábban bemutatott hőmérsékleti tartományok szerinti csoportosításban elemeztük az adatokat. Szükséges megvizsgálni a független változók közti esetleges összefüggést, mivel kollinearitás esetén az egyes változóknak a függő változóra kifejtett hatását nem lehet szétválasztani, de a két változó közt a vizsgált időszakban nem volt korreláció ( $r=0,17$ ). Nem minden esetben volt mindkét független változó szignifikáns hatással a függő változóra. Az évszakos csoportosításból képzett adathalmazra illesztett többváltozós lineáris kapcsolatokat a 10. táblázat mutatja be. Az együtthatók összehasonlíthatóak, mivel egy skálán (koncentráció,  $\text{mg L}^{-1}$ ) mértük őket. Az alkalmazott korrekciós faktort célérték kereséssel határoztuk meg, a maximális Nash-Sutcliffe mutató elérése volt a cél. Mivel a téli áradások a Dunán kevésbé jellemzőek, e tartomány kis elemszámmal bírt ( $N=21$ ). A becsléshez a változók számának tízszerese szükséges mint kalibráló adatkészlet, e tartományban a modell tesztelése az eddigiektől eltérően, a kalibráló adatsor felhasználásával történt. A nyári, téli és őszi áradások idején a kapott összefüggés alkalmazása viszonylag gyengén tükrözte a valós értékeket, a nyári áradások során kapott Nash-Sutcliffe mutató negatív értéke azt mutatta, hogy az adatok átlagával való számolás jobb közelítést adna, mint a kapott összefüggés. A kiugró értékek is ebben a három tartományban okozták a legnagyobb torzítást. A hőmérséklet tartományonként vett bontás nagyobb hatékonyság mutatókat, és kevesebb kiugró értéket eredményezett, amellett, hogy az adatok más csoportosítása miatt megszűnt az egyes évszakos tartományok közti, nagy elemszámú eltérés (11. táblázat). Az egyes változók által okozott varianciarányad százalékos adatait a korrigált  $r^2$  értékek alapján számoltuk ki (12. táblázat).

10. táblázat. A Dunában a partikulált szervesanyag mennyiségének a lebegőanyag és az a-klorofill-koncentrációtól való függése évszakos bontásban, Gödnél, 2003–2011 közt mért adatok alapján.

Tartomány	$DKOI = a \cdot LA + b \cdot Chla + c$			KF	NS	$ \overline{D} $ %	$ \overline{D} _{sz}$ %	$r^{2***}$ $r^2_{LA}$ $r^2_{Chla}$	$N_{Kal}$	$N_{Val}$
	a	b	c							
té	0,021	41,71	0,028	0,94	0,56	29,3	29,3	0,71 0,59 0,27	20	17
Ap	ta	0,0159**	9,039	1,35	1,5	13,0	13,0	0,36 0,005 0,35	27	27
	ny	0,006**	22,33	0,25	-	0,7	28,9	21,9	0,71 -	29
ő	0,023	12,091	0,11	0,89	0,62	59,2	39,2	0,64 0,64 0,37 0,34	25	24

10. táblázat folytatás.

Tartomány	$DKOI = a \cdot LA + b \cdot Chla + c$			KF	NS	$\overline{ D }$ %	$\overline{ D }_{sz}$ %	$r^{2***}$ $r^2_{LA}$ $r^2_{Chl}$	$N_{Kal}$	$N_{Val}$
	a	b	c							
té	0,0277	12,67	0,294	-	0,62	44,1	27,2	0,67 0,666 0,39	21	21
Ar ta	0,023	12,47	0,207	1,49	0,42	24,1	24,1	0,21 0,06 0,04	20	19
ny	0,006	3,794	0,54	-	<0	76,1	76,1	0,68 0,09 0,63	20	7
ő	0,0046	18,53**	0,54	1,4	0,14	269,3	185,1	0,082 0,09 -	20	7

Ap: apadó vízállás, Ar: áradó vízállás. té, ta, ny, ő: tél, tavasz, nyár, ősz. DKOI: partikulált szervesanyag-koncentráció ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ ); LA: lebegőanyag-koncentráció ( $\text{mg L}^{-1}$ ); Chla: a-klorofill-koncentráció ( $\text{mg L}^{-1}$ ); a, b, c,: regressziós koefficiensek; \*\*: nem szignifikáns változó. KF: korrekciós faktor; NS: Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató;  $\overline{|D|}$ : százalékos eltérések abszolút értékének átlaga,  $\overline{|D|}_{sz}$ : százalékos eltérések átlaga a kiugró értékek szűrése után; \*\*\*:  $r^2$  adatok a teljes tartományra vonatkoznak.  $N_{Kal}$ ,  $N_{Val}$ : kalibráló/ellenőrző adatsor elemszáma.

11. táblázat. A Dunában a partikulált szervesanyag mennyiségének a lebegőanyag és az a-klorofill-koncentrációtól való függése hőmérséklet tartományonkénti bontásban, Gödnél, 2003–2011 közt mért adatok alapján.

Tartomány	$DKOI = a \cdot LA + b \cdot Chla + c$			KF	NS	$\overline{D}$ %	$\overline{D}$ <sub>sz</sub> %	$r^{2***}$ $r^2_{LA}$ $r^2_{Chla}$	N <sub>Kal</sub>	N <sub>Val</sub>
	a*	b	c							
T1	0,02	29,087	0,178	-	0,63	43,3	26,6	0,62 0,39 0,09	21	20
Ap T2	0,025	17,683	0,101	1,06	0,63	55,7	33,5	0,64 0,24 0,45	35	36
T3	0,009**	17,6	0,35	1,04	0,65	43,3	35,9	0,64 - 0,609	44	44



11. táblázat folytatás. A partikulált szervesanyag mennyiségének a lebegőanyag és az a-klorofill-koncentrációtól való függése hőmérséklet tartományonként.

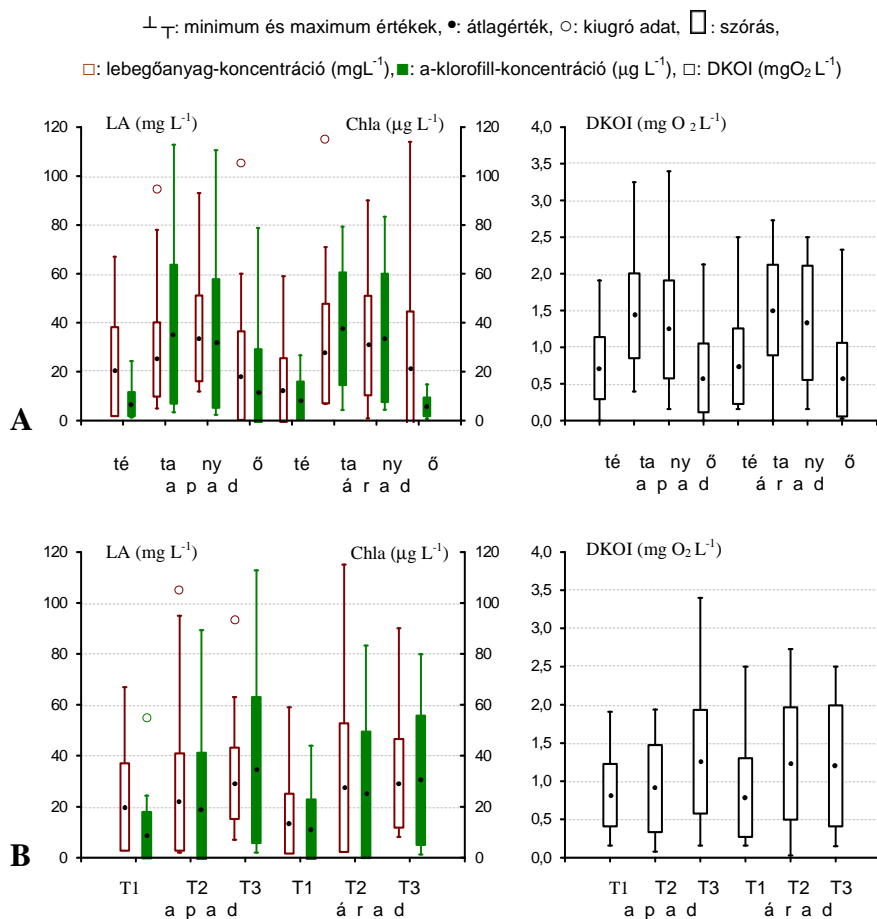
Tartomány	$DKOI = a \cdot LA + b \cdot Chla + c$			KF	NS	$\overline{ D }$ %	$\overline{ D }_{sz}$ %	$r^{2***}$ $r^2_{LA}$ $r^2_{Chla}$	$N_{Kal}$	$N_{Val}$	
	a	b	c								
Ar	T1	0,022	22,74	0,2	1,06	0,7	19,0	19,0	0,67 0,47 0,45	20	7
	T2	0,02	13,636	0,29	1,19	0,62	35,6	35,6	0,58 0,36 0,24	22	22
	T3	0,015	27,977	0,053	-	0,81	40,5	20,1	0,57 0,005 0,54	20	21

Ap: apadó vízállás, Ar: áradó vízállás T1, T2, T3: 0-5 °C, 5-15 °C, 15-25 °C. DKOI: partikulált szervesanyag-koncentráció (mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>); LA: lebegőanyag-koncentráció (mg L<sup>-1</sup>); Chla: a-klorofill-koncentráció (mg L<sup>-1</sup>); a, b, c,: regressziós koeficiensek; \*\*: nem szignifikáns változó. KF: korrekciós faktor; NS: Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató;  $\overline{|D|}$ : százalékos eltérések abszolút értékének átlaga,  $\overline{|D|}_{sz}$ : százalékos eltérések átlaga a kiugró értékek szűrése után; \*\*\*: r<sup>2</sup> adatok a teljes tartományra vonatkoznak.  $N_{Kal}$ ,  $N_{Val}$ : kalibráló/ellenőrző adatsor elemszáma.

12. táblázat. A partikulált szervesanyag varianciájának particionálása. A variancia frakciók a teljes variancia százalékaként vannak kifejezve. LA: lebegőanyag-koncentráció, Chla: a-klorofill-koncentráció. T1, T2, T3: 0-5 °C, 5-15 °C, 15-25 °C, té: tél, ta: tavasz, ny: nyár, ő: ősz.

	vált	té	ta	ny	ő	T1	T2	T3
apad	LA és Chla	9,3	-0,5	-5,9	7,0	-14,3	5	-3,04
	LA	68,3	1,0	6,0	30,0	53,3	19	3,1
	Chla	12,0	35,5	69,9	27,0	23,2	40	63,9
árad	LA és Chla	38	-11	4	0,8	25	2	-2,5
	LA	28	17	5	8,2	22	34	3
	Chla	1	15	59	-	20	22	56,5

Apadások idején a téli időszakban a lebegőanyag varianciahányada jelentősen nagyobb volt, de az a-klorofill értékek által magyarázott variancia hányad nem elhanyagolható. Tavaszi és nyári időszakban az a-klorofill varianciahányada jelentősen meghaladta a lebegőanyag varianciahányadát. Az őszi időszakban a két váltózó közel azonos magyarázó erővel bírt. Áradáskor télen szinte csak a lebegőanyag dominált, tavasszal közel azonos értékeket kaptunk. A nyári áradások alkalmával az a-klorofill értékek sokkal nagyobb hatással voltak a szervesanyagra, mint a lebegőanyag. Az őszi áradások (mint azt korábban már jeleztük) igen gyenge  $r^2$  értéket mutattak. A hőmérséklet szerinti bontás azt mutatja, hogy apadó, hideg vizes időszakban a lebegőanyag dominál, de az a-klorofill variancia hányada is jelentős érték. A mérsékelt hőmérsékleti tartományban az a-klorofill variancia hányada meghaladja, a meleg vizes időszakban szinte „kiszorítja” a lebegőanyag varianciahányadát. Áradáskor a hideg vizes periódusban közel megegyezik a két variancia hányad, mérsékelt hőmérsékletnél a lebegőanyag nagyobb, meleg vizű időszakban viszont az a-klorofill „magyarázó ereje” jóval nagyobb a lebegőanyagénál. A 6. ábrán az a-klorofill, a lebegőanyag és a partikulált szervesanyag kémiai oxigénigénnyel kifejezett koncentráció értékeinek átlagértéke, minimum és maximum értékei és szórás adatai láthatók. Mind az a-klorofill, mind a lebegőanyag átlagosan kisebb volt a téli és az őszi időszakban, mint a tavasszal és nyáron, ezzel összhangban a partikulált szervesanyag-tartalom átlagai is kisebbnek bizonyultak.

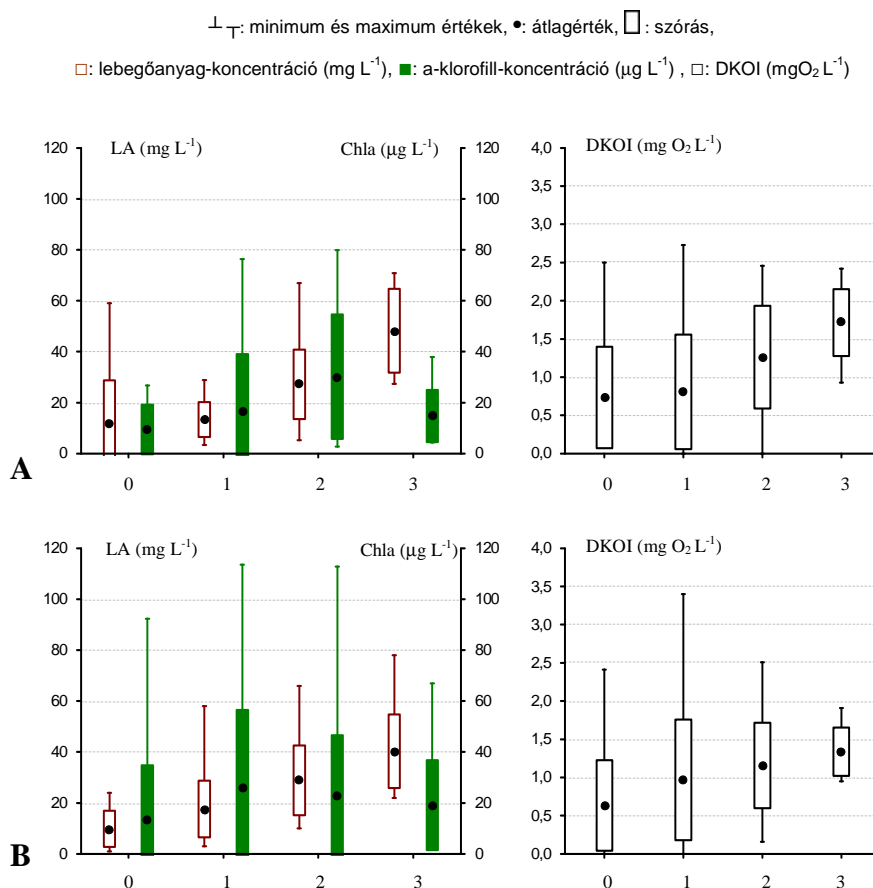


6. ábra. A a-klorofill-koncentráció ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), a lebegőanyag-koncentráció ( $\text{mg L}^{-1}$ ) és a partikulált szervesanyag (DKOI) koncentrációjának ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ ) átlagértéke, szélsőértékei (kiugrók értékek nélkül) és szórása az évszakos (A) illetve a hőmérséklet szerinti (B) tartományokban.

A hőmérséklet szerinti bontásban a hőmérséklet növekedtével az a-klorofill és a lebegőanyag átlagok emelkedő tendenciát mutattak. A szervesanyag-tartalom átlagértéke szintén nőtt a hőmérséklettel, azonban jól látható, hogy apadáskor a mérsékelt hőmérsékleti tartományban inkább a hideg vízű, áradáskor inkább a meleg vízű időszakhoz közeli értéket vett fel.

A teljes kilencéves vízhozam adatsort a vízhozam adatok 90%, 50% és 10%-os tartósságú értékei mentén 4 tartományra bontottuk (0:  $Q < 925 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , 1:  $Q < 1415 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , 2:  $Q < 2500 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , 3:  $Q < 2500 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ ). E tartományok lebegőanyag-, a-klorofill- és szervesanyag-koncentrációinak átlag, szórás és

szélső értékeit az 7. ábra mutatja be. Az a-klorofill átlagértéke nagyobb vízhozam tartományban nagyobbak mutatkozott, csak a legfelső, 3-as kategóriában látható visszaesés. Apadó vízállásnál is látható egy csökkenő trend, de sokkal enyhébb. Mind a lebegőanyag-koncentráció, mind a partikulált szerves anyag mennyisége nőtt a felsőbb tartományok felé haladva. Az apadáskor mért értékek esetében csak a legnagyobb vízhozam



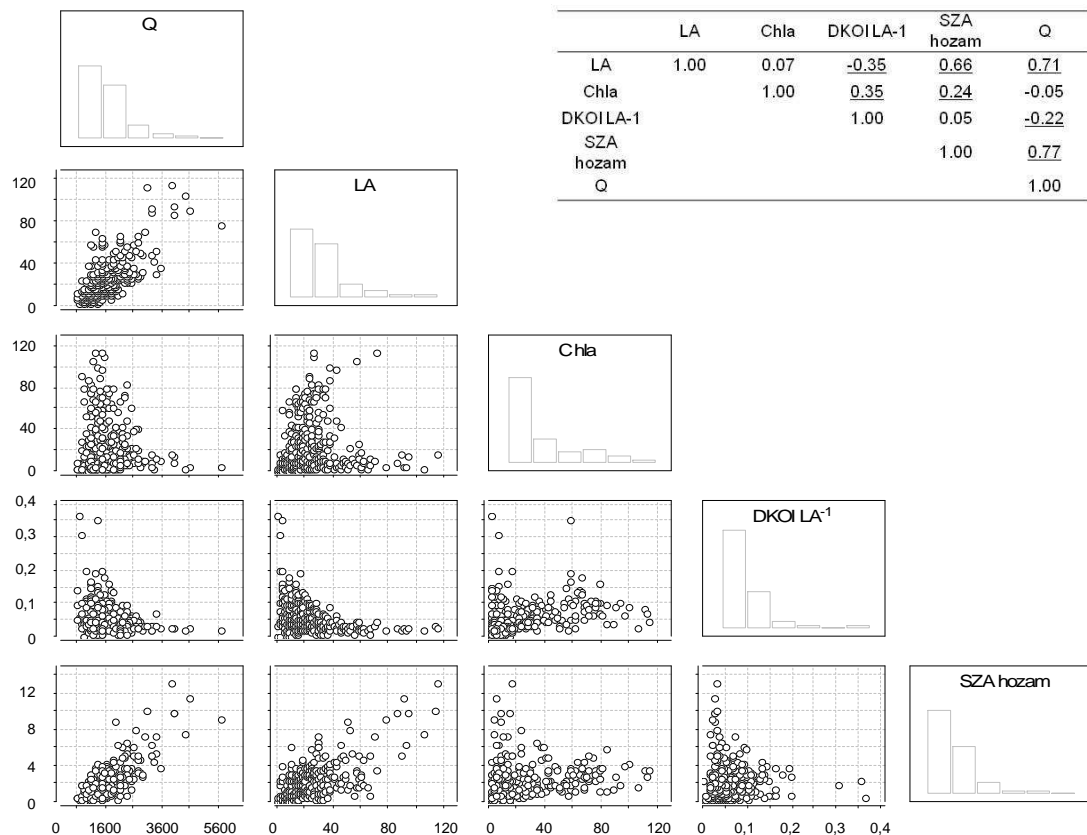
7. ábra. Az a-klorofill-koncentráció ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), a lebegőanyag-koncentráció ( $\text{mg L}^{-1}$ ) és a partikulált szervesanyag (DKOI) koncentrációjának ( $\text{mg O}_2 \text{L}^{-1}$ ) átlagértéke, szélsőértékei és szórása az egyes vízhozam tartományokban (0:  $Q < 925 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , 1:  $925 \text{ m}^3 \text{s}^{-1} < Q < 1415 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , 2:  $1415 \text{ m}^3 \text{s}^{-1} < Q < 2500 \text{ m}^3 \text{s}^{-1}$ , 3:  $2500 \text{ m}^3 \text{s}^{-1} < Q$ ). A: áradó, B: apadó vízállás.

adatoknál volt összemérhető a két változó varianciahányada, a többi esetben az a-klorofill dominált. Áradáskor kis vízállásnál a lebegőanyag nagyobb variancia hányaddal bírt, majd az 1-es és 2-es kategóriákban az a-klorofill hatása volt a legnagyobb. A 3-as, felsőbb vízhozam kategóriában szintén az a-klorofill adatok voltak nagyobb hatással a szervesanyag mennyiségére (13. táblázat).

13. táblázat. A partikulált szervesanyag varianciájának partícionálása a vízhozam kategóriák szerint. A variancia frakciók a teljes variancia százalékaként vannak kifejezve. LA: lebegőanyag-koncentráció, Chla: a-klorofill-koncentráció (0:  $Q < 925 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , 1:  $925 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} < Q < 1415 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , 2:  $1415 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} < Q < 2500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ , 3:  $2500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1} < Q$ ).

	vált	0	1	2	3
apad	LA és Chla	49,0	32,0	-7,0	-21,0
	LA	1,0	0,0	7,0	26,0
	Chla	22,0	36,0	55,0	21,0
árad	LA és Chla	20,0	21,0	-1,8	-9,0
	LA	28,0	1,0	6,0	11,0
	Chla	17,0	59,0	33,8	19,0

A lebegőanyag, az a-klorofill, a lebegőanyag fajlagos szervesanyag-tartalma, a szervesanyag-hozam és a vízhozam közti kapcsolatot a teljes 9 éves adathalmazra a 8. ábra mutatja be.



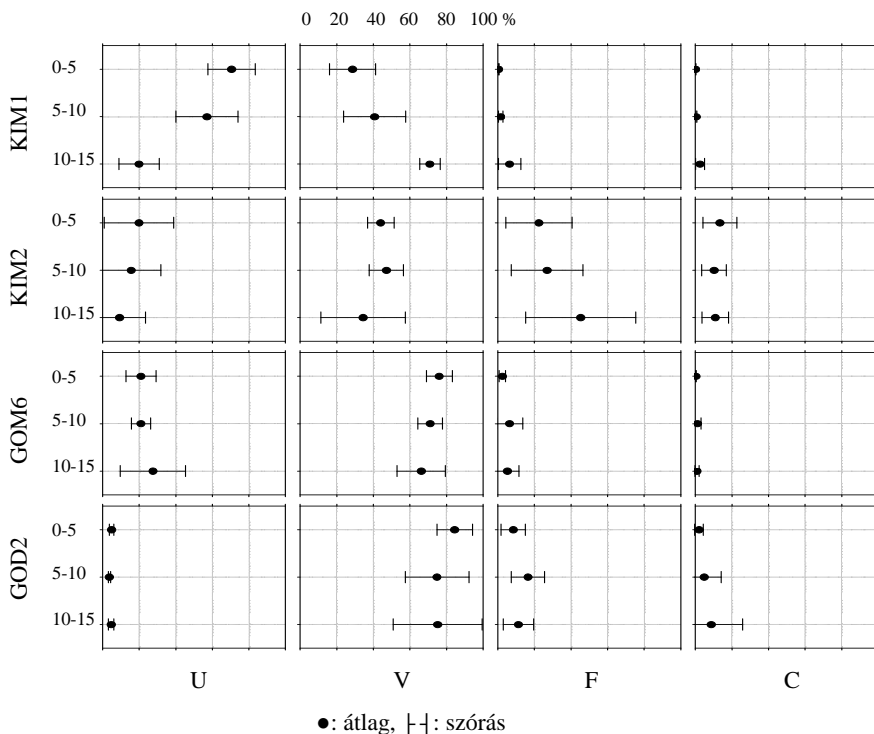
8. ábra. A teljes adatsor (2003-2011) egyes változói közti kapcsolatok, és korrelációs mátrix (jelzett: szignifikáns  $p < 0,05$  szinten). Q: vízhozam ( $\text{m}^3 \text{s}^{-1}$ ), LA: lebegőanyag-koncentráció ( $\text{mg L}^{-1}$ ), Chla: a-klorofill-koncentráció ( $\mu\text{g L}^{-1}$ ), DKOI  $\text{LA}^{-1}$ : A lebegőanyag fajlagos (1 mg-ra vonatkoztatott) szervesanyag-tartalma kémiai oxigénigénnyel kifejezve ( $\text{mg O}_2 \text{ mgLA}^{-1}$ ), SZA hozam: szervesanyag-hozam kémiai oxigén igénnyel kifejezve ( $\text{kg O}_2 \text{ s}^{-1}$ ). Az oszlopdigramok az adatok eloszlását mutatják be.

## 4.2. A mederanyag összetétele és szervesanyag-tartalma a Duna Kismaros és Paks közötti szakaszán, az Ipolyban és börzsönyi patakokban

### 4.2.1 Folyószakasz léptékű vizsgálatok

#### 4.2.1.1. Mederanyag vizsgálatok

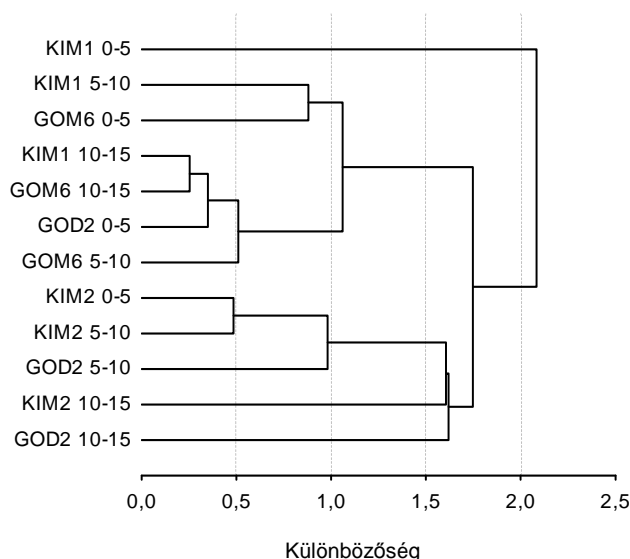
A mederanyag összetételét a vizsgált helyszíneken három mélységben a 9. ábra mutatja be. A mélység növekedtével legnagyobb különbség Kismaros gyenge áramlású helyen (KIM1) helyen látható az U és V frakciók esetében, melyek a mederanyag fő tömegét adják. A kismarosi, erősebb áramlású helyen (KIM2) az F frakció aránya mutatott nagy változékonyságot rétegenként. A C frakció minden helyen minden rétegben igen kis hányadot



9. ábra. A mederanyag összetétele a frakciók százalékos arányainak alapján. A mintavételek szerinti átlagértékek, szórás és szélsőértékek három mélységben (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm). U: ultrafinom (63–0,45  $\mu\text{m}$ ), V: nagyon finom (250–63  $\mu\text{m}$ ) F: finom (710–250  $\mu\text{m}$ ), C: durva (2360–710  $\mu\text{m}$ ) frakció.

képviselt, a KIM2 helyen fordult elő csak nagyobb mennyisége, a legnagyobb heterogenitást itt találtuk. A gödi helyeken főként U és V (kisebb áramlású hely, GOM6) és V illetve F frakció (erősebb áramlás, GOD2) volt megtalálható. KIM2 és GOD2 helyen a legelső rétegben esetenként jelentős különbségek adódtak a mintavételi időpontok közt, ami nagy szórást eredményezett.

A cluster diagramon (10. ábra) jól elkülönül erősebb áramlási sebességű helyek csoportja (KIM2, GOD2), kivétel GOD2 hely legfelső rétege, mely a lassabb áramlású helyek alsóbb rétegével mutat hasonlóságot.

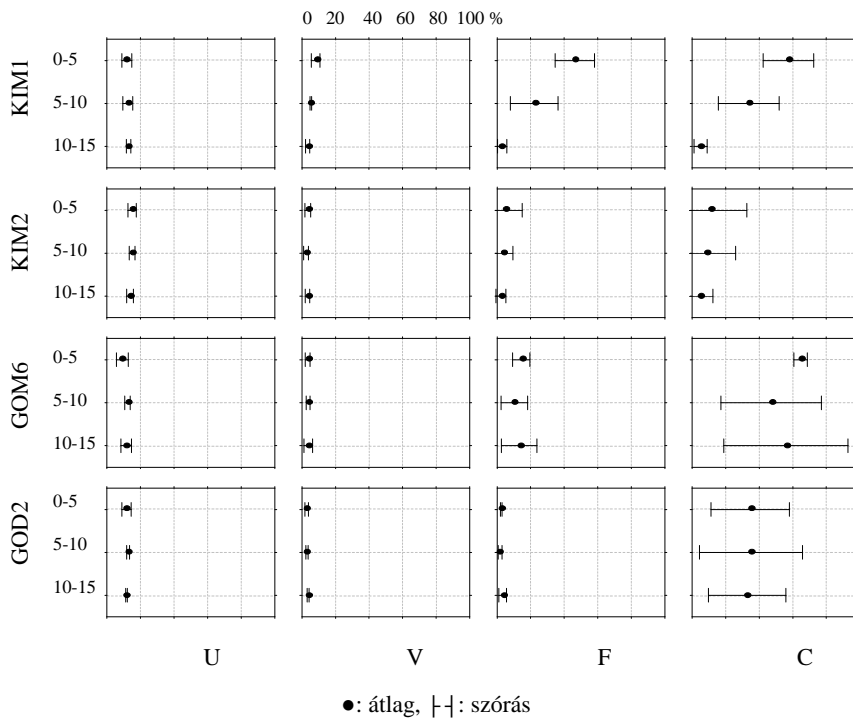


10. ábra. A frakciók megoszlása alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság) az egyes helyeken a különböző rétegekben (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm-es mélység).

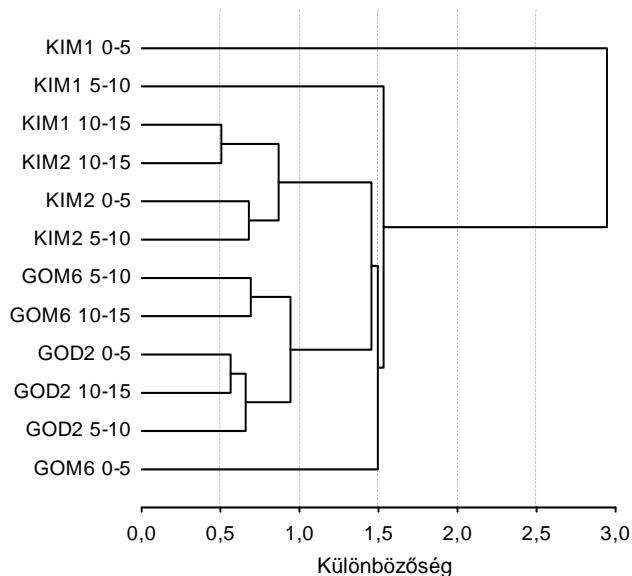
#### 4.2.1.2. Frakciók szervesanyag-tartalom vizsgálata

A frakciók szervesanyag-tartalma az U és V frakciók esetében minden vizsgált helyen és mélységben igen szűk tartományban mozgott és kis értéket vett fel (U: 5,9–18,2%, V: 1,24–10,6%). Az F frakció csak KIM1 helyen vett fel 20%-nél nagyobb értéket. A C frakció szervesanyag-tartalma KIM1 helyen jelentősen eltért az egyes rétegekben, viszont a nagy szórás értékek miatt szignifikáns különbség nem adódott. KIM2 hely kivételével ez a frakció mutatott jelentősebb szervesanyag-tartalmat, a finomabb frakciókhoz képest (11. ábra). Szignifikáns eltérés ( $p < 0,05$ ) a rétegek közt a frakciók





11. ábra. A frakciók szervesanyag-tartalma a mintavételek átlagértékei, szórása és szélsőértékei alapján, három mélységben (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm). U: ultrafinom (63–0,45  $\mu\text{m}$ ), V: nagyon finom (250–63  $\mu\text{m}$ ) F: finom (710–250  $\mu\text{m}$ ), C: durva (2360–710  $\mu\text{m}$ ) frakció.



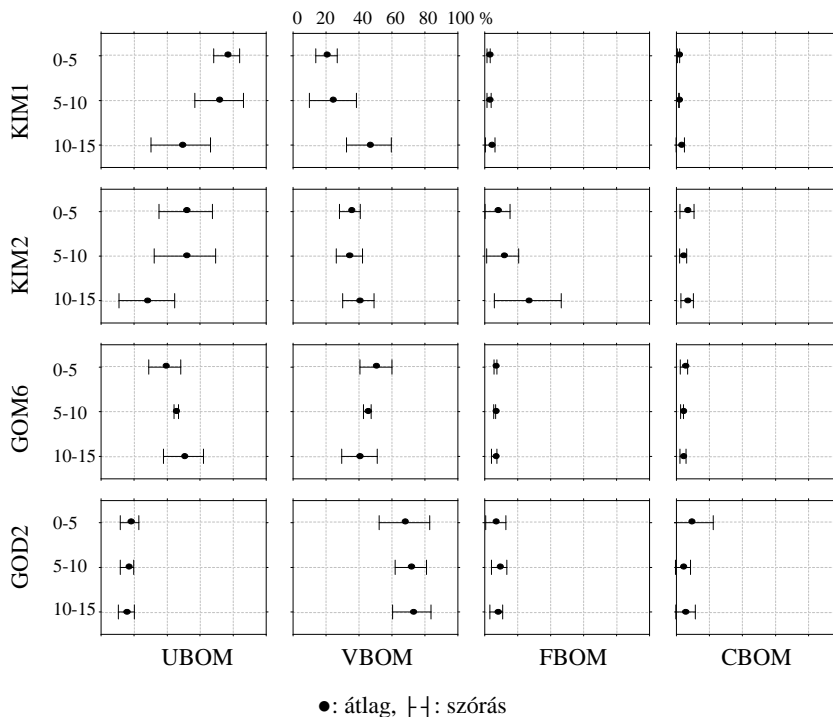
12. ábra. A frakciók százalékos szervesanyag-tartalma alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság) az egyes helyeken, a különböző rétegekben (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm-es mélység).

szervesanyag-tartalmát tekintve csak F frakció esetében a KIM1 helyen, illetve V frakció esetében a KIM1 hely legalsó és legfelső rétege közt volt kimutatható.

A clusteranalízis során GOD2 hely rétegei alkottak egyértelmű csoportot, emellett GOM1 hely alsóbb rétegei, valamint a kismarosi helyek egyes rétegei keveredve alkottak elkülönülő alcsoportot (12. ábra). Hasonlóan a mederanyag összetételéhez, KIM1 hely legfelső rétege jelentős eltérést mutat.

#### 4.2.1.3. A bentikus szervesanyag frakciói és mennyisége

A bentikus szervesanyag fő tömegét KIM1 és GOM6 helyeken az U és V szervesanyag frakciók adták, KIM2 és GOD2 helyen valamivel változatosabb az összetétel (13. ábra). A mélységgel mutatkozó egyértelmű



13. ábra. A bentikus szervesanyag összetétele a mintavételek átlagértékei alapján, három mélységben (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm). UBOM: ultrafinom, VBOM: nagyon finom, FBOM: finom, CBOM: durva bentikus szervesanyag.

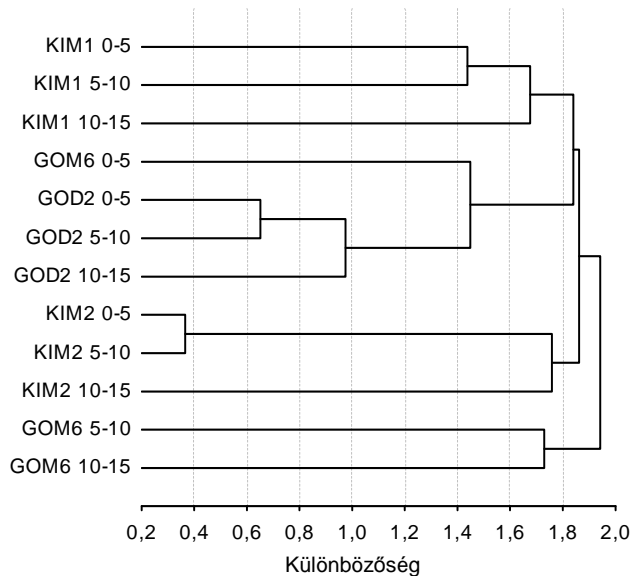
tendencia nem látható, a rétegek közt szignifikáns különbség nincs. Az összes, 1 m<sup>2</sup>-re vonatkoztatott bentikus szervesanyag mennyisége gyengébb

áramlásnál (KIM1 és GOM6) nagyobb, mint azonos helyen erősebb áramlásnál (14. táblázat).

14. táblázat. A TBOM átlagos mennyisége és szórása (g AFDM m<sup>-2</sup> és százalékos szervesanyag-tartalom) a három vizsgált rétegben (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm).

Hely	réteg	TBOM átl.		Hely	réteg	TBOM átl.	
		g AFDM m <sup>-2</sup>	%			g AFDM m <sup>-2</sup>	%
KIM1	0-5	4294 ± 565	10,7 ± 1,8	GOM6	0-5	2977 ± 1044	4,8 ± 1,7
	5-10	4747 ± 903	9,9 ± 2,8		5-10	3702 ± 1126	5,7 ± 1,9
	10-15	4349 ± 1577	5,2 ± 1,4		10-15	3698 ± 2348	6,2 ± 4,2
KIM2	0-5	1975 ± 1571	5,0 ± 3,9	GOD2	0-5	2640 ± 1031	3,5 ± 1,1
	5-10	2419 ± 2958	3,9 ± 3,3		5-10	1993 ± 1280	3,2 ± 0,9
	10-15	1799 ± 2164	3,2 ± 3,1		10-15	2407 ± 1261	3,8 ± 1,3

A bentikus szervesanyag frakciók adataira elvégzett cluster analízis eredményét a 14. ábra mutatja be. A mintavételi helyek jól elkülönülő csoportokat alkotnak GOM6 kivételével, ahol a legfelső réteg a térben közeli, de áramlási viszonyait tekintve eltérő GOD2 helyhez hasonlít inkább, mint az azonos helyen mélyebb rétegekből származó mintákhoz.

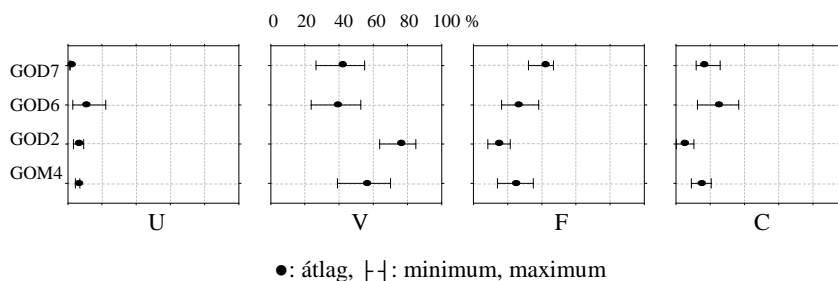


14. ábra. A bentikus szervesanyag frakciók mennyisége alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság) az egyes helyeken a különböző rétegekben (0–5 cm, 5–10 cm, 10–15 cm-es mélység).

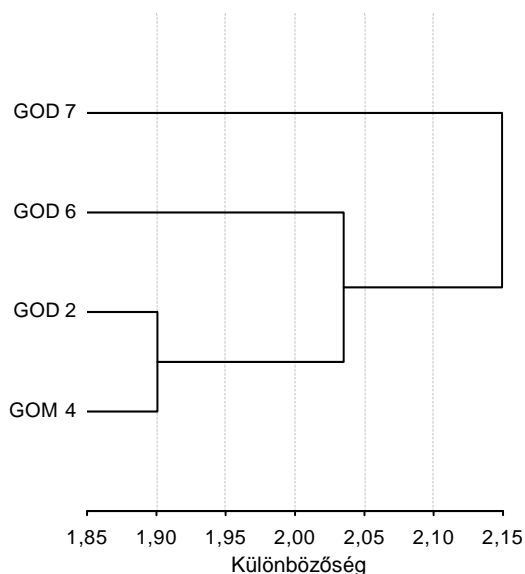
## 4.2.2. Gödi sziget térsége

### 4.2.2.1. Mederanyag vizsgálatok

A Gödi-szigeten vett minták mindegyikben kis százalékban volt megtalálható az U frakció, a mederanyag fő tömegét a V és F frakciók adták, de GOD2 helyen V frakció önmagában közel 80%-os arányt mutatott. A sziget felső csúcsánál (GOD7) V frakciók kisebb, C és F frakciók nagyobb arányban fordultak elő (15. ábra). A clusteranalízis (16. ábra) során hason-



15. ábra. A mederanyag összetétele a frakciók százalékos aránya alapján (a mintavételek átlagértéke és tartománya). U: ultrafinom (63–0,45  $\mu\text{m}$ ), V: nagyon finom (250–63  $\mu\text{m}$ ) F: finom (710–250  $\mu\text{m}$ ), C: durva (2360–710  $\mu\text{m}$ ) frakció.

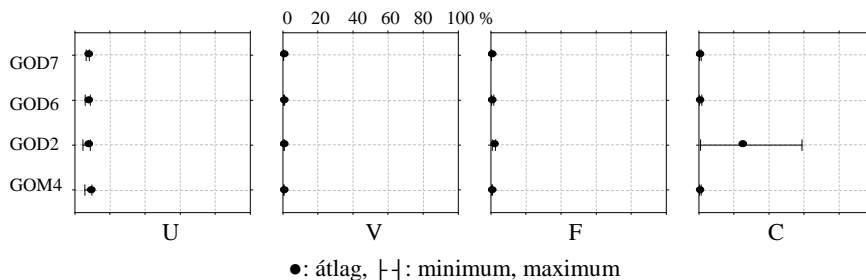


16. ábra. A mederanyag-frakciók százalékos aránya alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság) az egyes helyeken.

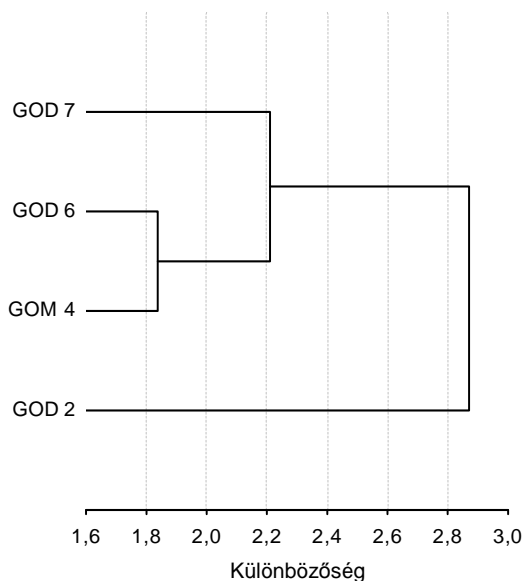
lóságot mutatott a sziget alsó csúcsán lévő, de áramlási jellemzőit tekintve eltérő partrész (GOD2) a mellékággal (GOM4), ehhez a csoporthoz eltérő hasonlósági szinten kapcsolódott a sziget közepén levő partrész (GOD6), elválva a sziget felső csúcsától.

#### 4.2.2.2. Frakciók szervesanyag-tartalom vizsgálata

A Gödi-szigeten vett mederanyag minták frakcióinak szervesanyag-tartalma 10% alatt volt, és kis tartományban mozgott (0,3–9,8%). Kivételt csak a GOD2 hely C frakciója mutatott, egyszeri, igen nagy értékkel (17. ábra). Szignifikáns különbséget csak ez a kiugró érték adott.



17. ábra. A frakciók szervesanyag-tartalma a mintavételek átlagértékei alapján. U: ultrafinom, V: nagyon finom, F: finom, C: durva frakció.

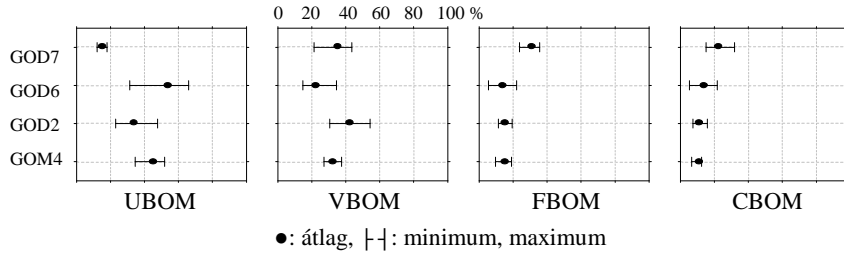


18. ábra. A frakciók százalékos szervesanyag-tartalma alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság) az egyes helyeken.

A frakciók szervesanyag-tartalmát tekintve a lassabb áramlású helyek mutattak hasonlóságot (18. ábra).

#### 4.2.2.3. A bentikus szervesanyag frakciói és mennyisége

A gödi szigeten vett minták bentikus szervesanyaga heterogén, de a TBOM értéke jellemzően kisebb volt (19. ábra, 15. táblázat).

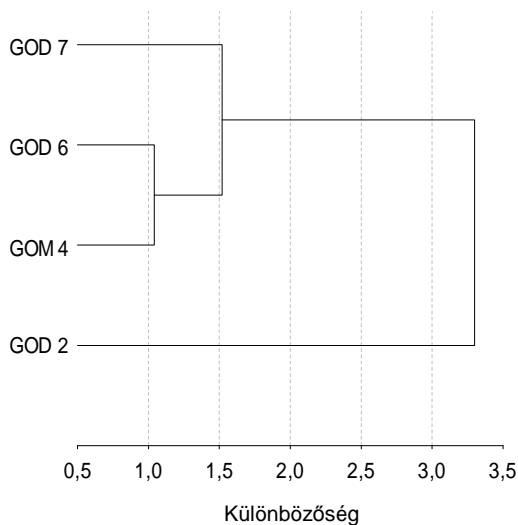


19. ábra. A bentikus szervesanyag összetétele a mintavételek átlaga alapján. UBOM: ultrafinom, VBOM: nagyon finom, FBOM: finom, CBOM: durva bentikus szervesanyag.

15. táblázat. A TBOM átlagos mennyisége (g AFDM m<sup>-2</sup> és százalékos arány).

Hely	TBOM átl.		Hely	TBOM átl.	
	g AFDM m <sup>-2</sup>	%		g AFDM m <sup>-2</sup>	%
GOD7	141,9	0,5	GOD2	521,2	1,1
GOD6	326,9	1,3	GOM4	277,2	1,0

A bentikus szervesanyag frakciók alapján a két lassabb áramlású hely mutat hasonlóságot, megegyezően az egyes mederanyag-frakciók szervesanyag-tartalma alapján képzett csoportosítással (20. ábra).



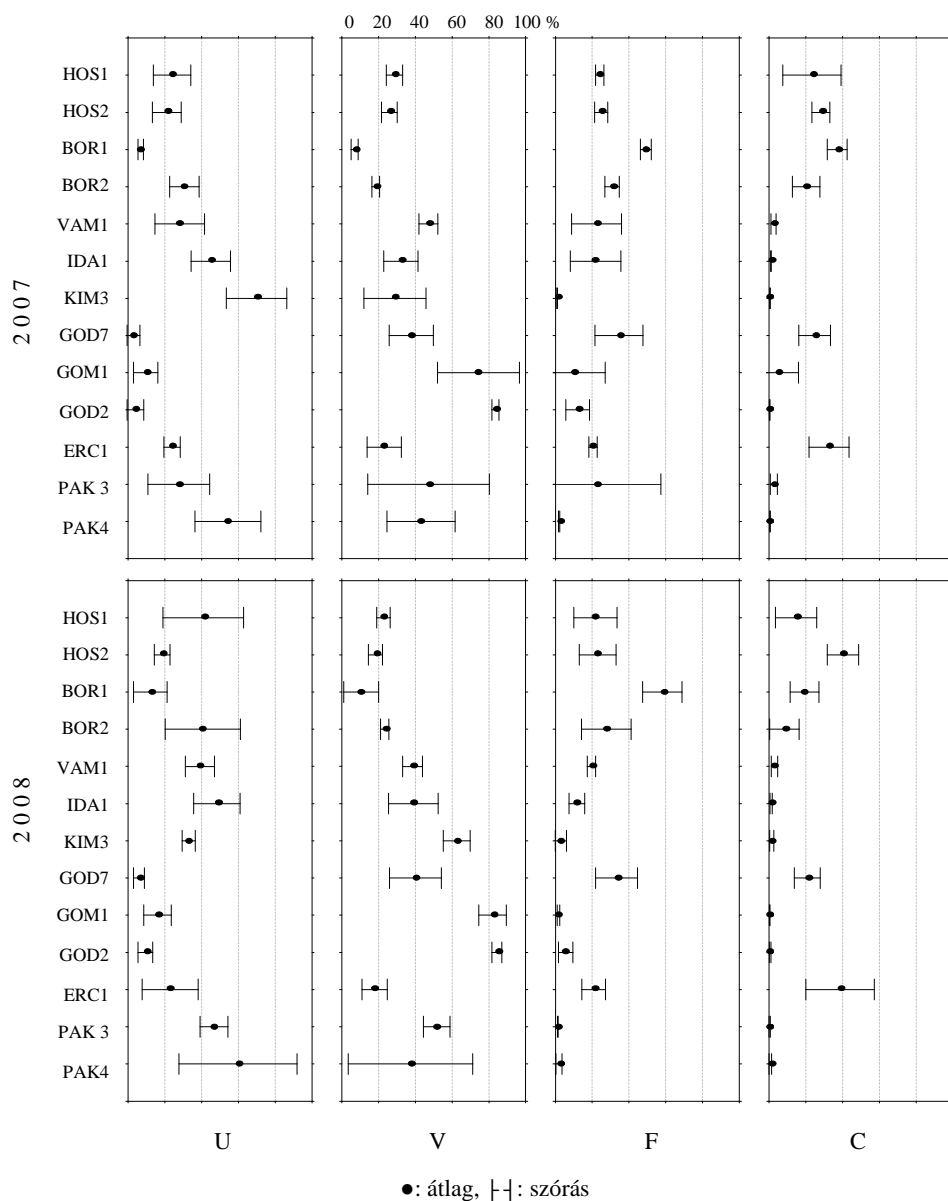
20. ábra. A bentikus szervesanyag frakciók mennyisége alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság) az egyes helyeken.

#### 4.2.3. Vizsgálatok nagy térléptékben.

##### 4.2.3.1. Mederanyag vizsgálatok

A vizsgálatok eredményét a 21. ábra mutatja be. A patakok mederanyaga az első évben összetételét tekintve kevésbé változott, erre utalnak a kis szórás adatok. A második évben a V frakció kivételével nagyobb változékonyságot láthattunk. A mederanyag heterogén volt, a bürzsöny-pataki (BOR1) helyen fordult csak elő, hogy valamely frakció (F) dominált. Az Ipoly folyó mederanyaga vizsgált helyeken elhanyagolható arányban tartalmazta a C frakciót, az U és a V frakció átlagosan közel 80%-át tette ki a mintáknak. Az egyes évek közt látványos különbség nem adódott, az évszakos különbségek viszonylag nagy szórást okoztak egyes frakciók értékeiben. A dunai mintavételi helyek mederanyagának összetétele igen változatos képet mutatott. A legkisebb évszakos és éves különbségek a Gödi-szigeten (GOD2) helyen láthatók, itt szinte végig a V frakció dominált. A legnagyobb évszakos különbségek Paksnál (PAK3) 2007-ben, és PAK4 helyen 2008-ban mutatkoztak, egyezés volt viszont abban, hogy mindkét helyszínen mindkét évben az U és V frakciók volt túlsúlyban, A kismarosi (KIM3) helyhez hasonlóan. A C frakció csak Gödnél és Ercsinél fordult elő jelentősebb mennyiségben (GOD7, ERC1) a mintákat alapvetően a finom

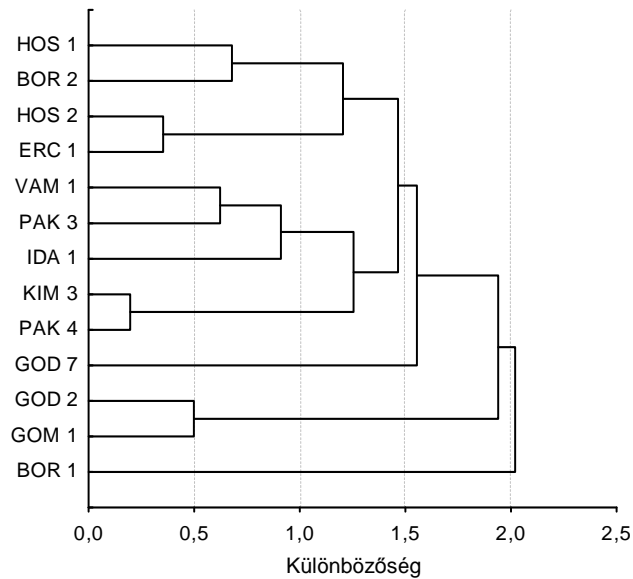
frakciók alkották. A mellékágból vett mintákban a V frakció dominált, 2007-ben jelentős évszakos különbségeket mutatva.



21. ábra. A mederanyag összetétele a frakciók százalékos aránya alapján (a mintavételek átlagértéke és szórása). U: ultrafinom (63–0,45  $\mu\text{m}$ ), V: nagyon finom (250–63  $\mu\text{m}$ ) F: finom (710–250  $\mu\text{m}$ ), C: durva (2360–710  $\mu\text{m}$ ) frakció.



A cluster analízis során hasonlóságot mutattak a köves, kavicsos aljzattal bíró helyek, függetlenül a vízfolyástól (pl. patakok és Ercsi), egy csoportot alkottak az U és F frakcióval jellemezhető helyek (Ipoly, PAK 3), és a Gödi sziget két partrésze (GOD2, GOM1) (22. ábra).

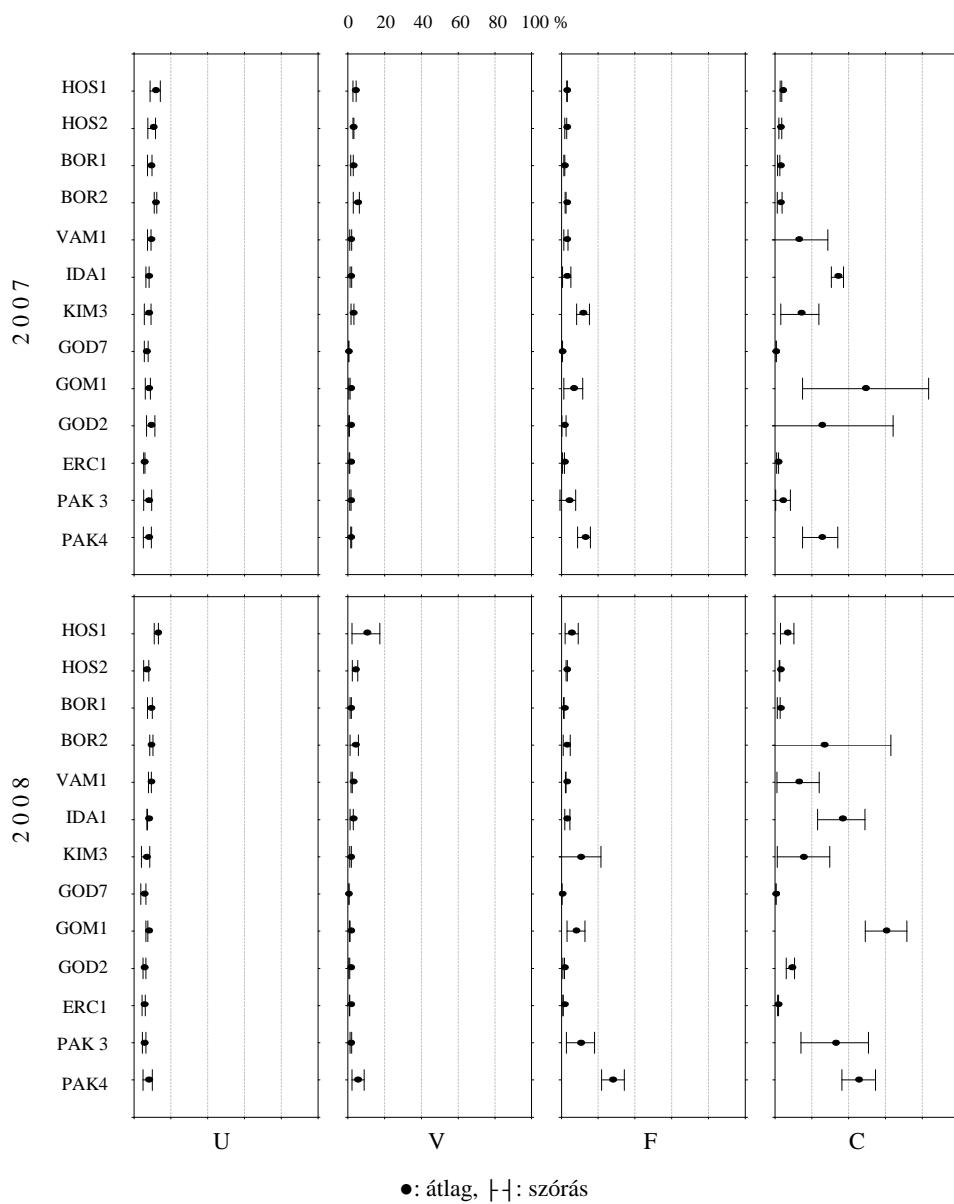


22. ábra. A mederanyag-frakciók százalékos aránya alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság) az egyes helyeken.

#### 4.2.3.2. Frakciók szervesanyag-tartalom vizsgálata

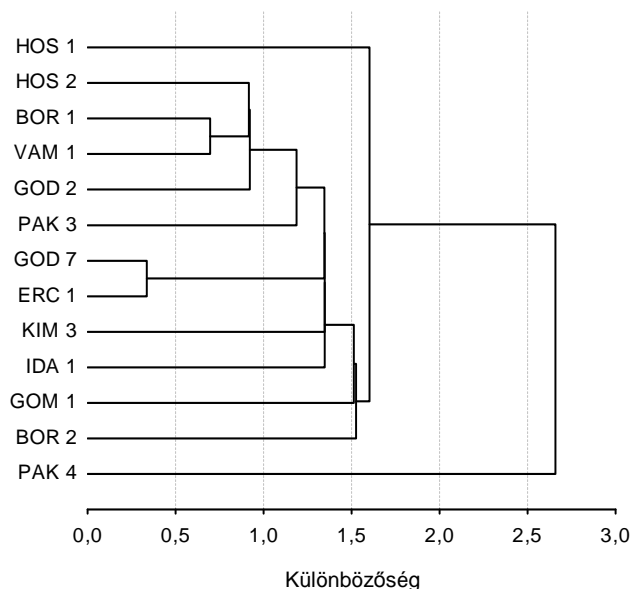
A százalékosan kifejezett szervesanyag-tartalom értékeit a 23. ábra mutatja be. A patakokból vett minták frakcióinak szervesanyag-tartalma szűk tartományban mozgott, és kis értékeket vett fel (10% alatti, illetve azt alig meghaladó értékek). Kivétel csak Hosszúvölgyi-pataknál (HOS1) V frakció esetében, illetve a Börzsöny-patak esetében (BOR2) C frakciónál adódott. Szignifikáns különbséget csak az utóbbi kiugró érték mutatott.

Az Ipoly folyó mederanyagában a finom frakciók szintén kis izzítási veszteséget mutattak, a C frakcióban mértünk csak 30% körüli szervesanyag-tartalmat.



23. ábra. A frakciók szervesanyag-tartalma a mintavételek átlagértékei alapján. U: ultrafinom, V: nagyon finom, F: finom, C: durva frakció.

A dunai mederanyag minták U és F frakcióiról elmondhatjuk, hogy szervesanyag-tartalmuk kis évszakos és éves változékonysággal, kis tartományban mozogott. Csak az F és C frakció mutatott nagyobb értékeket a gyengébb áramlású helyeken. A C frakció esetében a Gödi szigeten (GOD2) mért kiugró érték jó egyezést mutatott a korábbi mérési sorozatokkal, melyek tartalmazták ezt a helyszínt. 2008-ban nem tapasztaltuk ezt a nagy értéket. Hasonló képet mutatott a mellékágból vett minta is: csak a C frakciónak volt jelentősebb izzítási vesztesége, de az adatok mindkét évben erős évszakos változékonyságot mutattak. A finom frakciók szervesanyag-tartalma szinte minden esetben 10% alatti. A clusteranalízis eredménye egyértelműen mutatja, hogy a mintavételi helyek nem topográfiai alapon, a folyó hossz-szelvénye mentén csoportosulnak. A dendrogramon látható, hogy a köves, kavicsos aljzatú mintavételi helyek (GOD7 - ERC1) hasonlítanak a legjobban egymáshoz és válnak el a többitől (24. ábra). Megfigyelhető egy csoport mely a két patak egy-egy helyét, az Ipoly egy partját és a Gödi sziget alsó csúcsát foglalja magába, e helyeken majdnem minden esetben a négy mederanyag frakció mindegyike kis szervesanyag-tartalommal bírt. Jól különválnak PAK4-es hely, ahol az F és C frakciók mutattak jelentősebb szervesanyag-tartalmat.



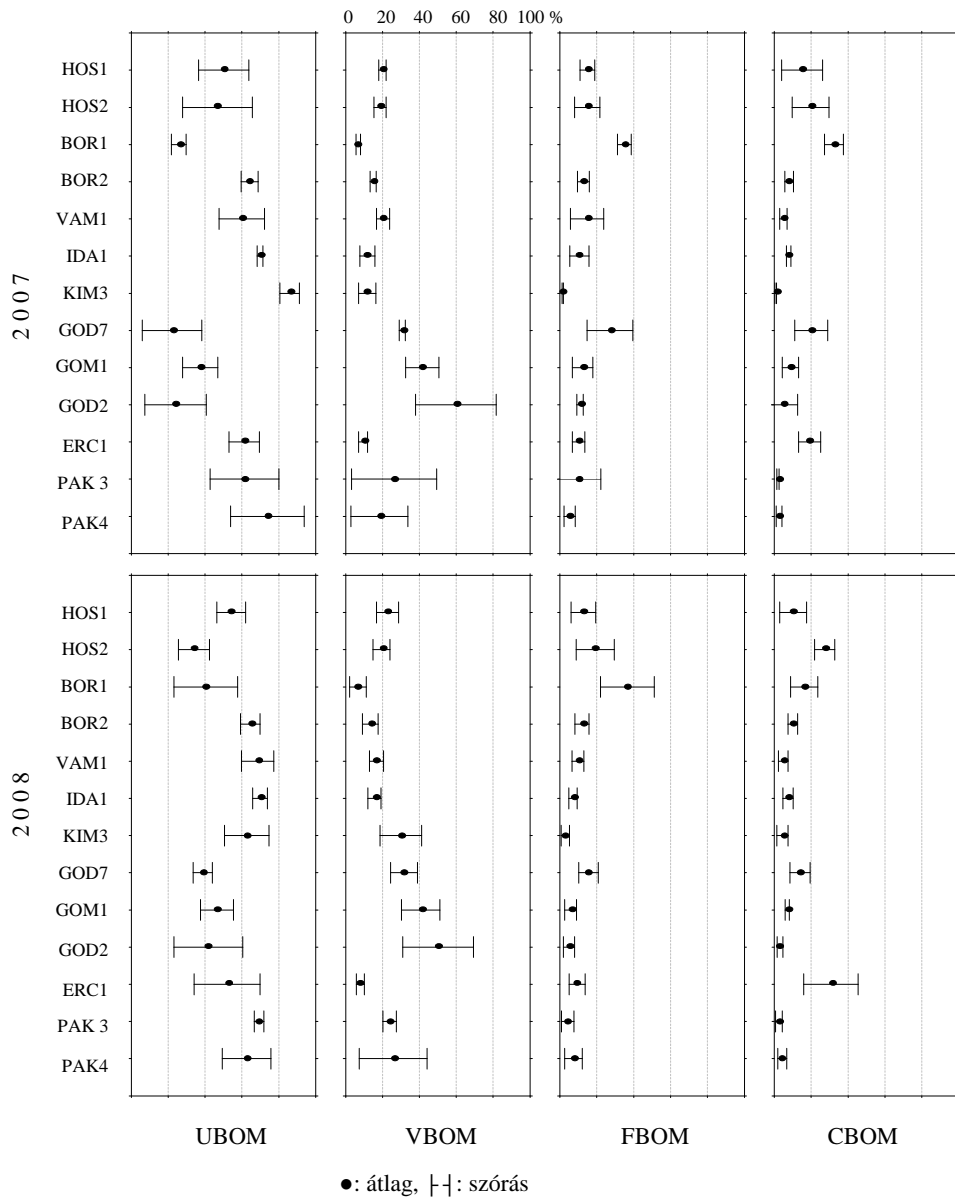
24. ábra. A frakciók százalékos szervesanyag-tartalma alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság).

#### 4.2.3.3. A bentikus szervesanyag frakciói és mennyisége

A patakok bentikus szervesanyaga heterogén volt és értéke 2000-3000 g AFDM m<sup>-2</sup> körül mozgott. A Börzsöny-patak mintái (BOR1 és BOR2 helyek) közt mindkét évben szignifikáns különbség adódott a TBOM adatok összehasonlításakor (25. ábra, 16. táblázat).

Az Ipolyból vett minták bentikus szervesanyagában az U szervesanyag frakció dominált, de a többi finom frakció is 10% feletti arányban volt megtalálható. A TBOM adatok viszonylag nagyok, jelentős évszakos különbségeket mutatva. A dunai helyeken alapvetően az U és V szervesanyag frakciók domináltak. A C szervesanyag frakció aránya csak a két gödi helyen és Ercsinél mutatott nagyobb értéket. Az egyes helyszínek változatos képet mutattak abban a tekintetben is, hogy mekkora évszakos különbségek adódnak: az eltérés a legszembetűnőbb Kismaros (KIM3) és Ercsi (ERC1), valamint a Gödi-sziget (GOD7) és Paks (PAK3) helyeken. Jó egyezést mutat viszont a két éves TBOM adatsor: a gyorsabb (GOD7, GOD2, ERC1) illetve lassabb áramlású helyek mindkét évben határozott eltérést mutatnak a TBOM adatok tekintetében (16. táblázat). A bentikus szervesanyag összetétele, változékonysága és összértéke a leginkább állandónak a Gödi mellékágban adódott.

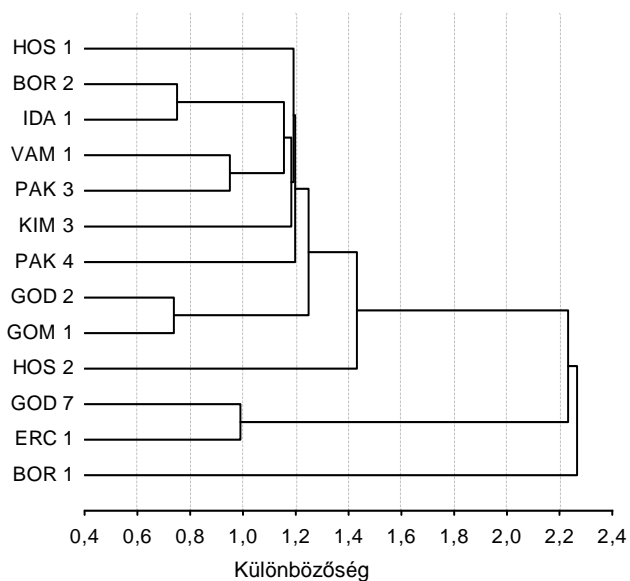
A bentikus szervesanyag frakciók alapján történő összehasonlítás a frakciók szervesanyag-tartalma alapján kapott képhez hasonló, itt sem tapasztalható topográfiai alapon történő csoportosulás (26. ábra). Több, egymáshoz hasonló és a többitől elkülönülő kételemű csoport figyelhető meg. Hasonlóságot mutatott a Börzsöny-patak egyik helye és az ipolydamásdi partrész, ahol az U szervesanyag frakció dominált, és a TBOM mennyisége is viszonylag nagy volt (2500 g AFDM m<sup>2</sup>). Vámosmikolai mintavételi hely az egyik paksi hellyel mutatott hasonlóságot, e helyekre az U és V szervesanyag frakciók nagy aránya jellemző. Szintén ez a két frakció volt túlsúlyban a Gödi szigeten (GOD2 és GOM1). A két kavicsos, köves partrész (GOD7 és ERC1) ebben a tekintetben is jó hasonlóságot mutatott.



25. ábra. A bentikus szervesanyag összetétele a mintavételek átlagértékei alapján. UBOM: ultrafinom, VBOM: nagyon finom, FBOM: finom, CBOM: durva bentikus szervesanyag.

16. táblázat. A TBOM átlagos mennyisége és szórása (g AFDM m<sup>-2</sup> százalékos arány).

év	hely	TBOM átl.		év	hely	TBOM átl.	
		g AFDM m <sup>-2</sup>	%			g AFDM m <sup>-2</sup>	%. átl.
2007	HOS1	2306 ± 311	5,3 ± 1,4	2008	HOS1	2299 ± 316	9,0 ± 4,5
	HOS2	2070 ± 286	4,2 ± 0,7		HOS2	1666 ± 132	3,6 ± 0,7
	BOR1	1536 ± 323	2,3 ± 0,4		BOR1	1435 ± 302	2,4 ± 1,1
	BOR2	2558 ± 486	5,6 ± 1,5		BOR2	2580 ± 704	5,7 ± 2,5
	VAM1	1626 ± 416	3,7 ± 1,6		VAM1	1868 ± 632	4,9 ± 0,8
	IDA1	2375 ± 386	4,6 ± 0,6		IDA1	2538 ± 1155	4,9 ± 1,2
	KIM3	2881 ± 544	5,9 ± 1,9		KIM3	1648 ± 493	3,3 ± 1,1
	GOD7	285 ± 80	0,7 ± 0,2		GOD7	273 ± 105	0,7 ± 0,1
	GOM1	1079 ± 575	1,7 ± 0,8		GOM1	1479 ± 287	2,3 ± 0,7
	GOD2	821 ± 182	1,1 ± 0,3		GOD2	869 ± 221	1,3 ± 0,2
	ERC1	664 ± 353	2,2 ± 0,4		ERC1	686 ± 124	2,0 ± 0,3
	PAK3	1462 ± 837	3,1 ± 1,3		PAK3	1948 ± 59	3,6 ± 0,5
	PAK4	2859 ± 869	5,3 ± 1,9		PAK4	2720 ± 1205	6,9 ± 4,1



26. ábra. A bentikus szervesanyag frakciók mennyisége alapján végzett clusteranalízis dendrogramja (csoportátlag, Euklideszi távolság).

## 5. Az eredmények értékelése

### 5.1. A lebegőanyag mennyiségi viszonyai a gödi Duna szakaszon

Számos tanulmány közül a vizsgált vízfolyásról adatokat, ezek azonban sokszor származtatott mennyiségek (pl. vízhozam vagy lebegőanyag hozam a vízgyűjtő terület egységnyi  $\text{km}^2$ -re vonatkoztatva), kumulatív adatok, átlagok, esetenként a mintavétel és a feldolgozás módjának részletezése nélkül. Így a nemzetközi irodalmakkal történő összehasonlítás csak közelítőleg lehetséges. A Duna gödi szakaszán mért lebegőanyag szállítási jellemzői alapján jó hasonlóságot mutat a Dnyeper, a Visztula (JULIEN 2002), a Rajna (ASSELMANN 2000) a Szajna (MEYBECK *et al.* 2003) folyókkal, illetve egyes oroszországi folyókkal (Amúr, Jenyiszej, Ob) (HÄKANSON *et al.* 2005) is.

Az éves átlagos lebegőanyag-hozam ( $1,6$  millió  $\text{t év}^{-1}$ ) kb. fele a RÁKÓCZI (1993) által közölt nagymarosi adatnak ( $3,27$  millió  $\text{t év}^{-1}$ ), melyet 1956–85 közötti mérések alapján számoltak. BOGÁRDI (1971) az 1931–40-ig terjedő időszakra  $100 \text{ mg L}^{-1}$ -es átlag értéket ad meg (szintén Nagymaros mérőállomáson). Saját méréseink, illetve a számolt adatok alapján az átlagos lebegőanyag-koncentráció  $22,0$ – $23,6 \text{ mg L}^{-1}$ . Bár a gödi és nagymarosi szakasz összevetése csak közelítés szintjén lehetséges, a különbség (76–78%-os csökkenés) jóval túlmutat a két szakasz jellegéből fakadó, eltérő lebegőanyag szállítási képességeken. A markáns csökkenést számos munka hangsúlyozza (KISS 1999, HORVÁTH és T. BARTALIS 1999, TÓTH *et al.* 2005), és okként a Duna német és osztrák szakaszán, illetve Bösnél megépült víztározókat jelöli meg, az éves hozam, vagy több éves átlag tekintetében a csökkenés számszerűsítése eddig nem történt meg.

Az általunk vizsgált időszakban a mért adatok alapján az egyes évek közt jelentős különbség nem volt az éves átlag értékek közt, szignifikáns eltérés csak a 2010-es év átlaga ( $33,9 \pm 18,2 \text{ mg L}^{-1}$ ) és  $25 \text{ mg L}^{-1}$  alatti átlagértékek közt volt. Jellemzően, a számított adatokkal az éves változékonyság is csökkent a mért adatokhoz képest, ami az egyes évekre jellemző variációs koefficiensek átlagának  $61,2\%$ -ról  $49,9\%$ -ra csökkenésében mutatkozott meg. Ennek oka, hogy a számolt modell kiugró eredményeket nem képez, viszont jól mutatja, hogy a várt értéktől való eltérés mellett a vízhozam változása által okozott szórás is jelentős. A mért

adatok 1–115 mg L<sup>-1</sup> közt mozogtak a kilenc év során. Előfordultak kiugró adatok, de azokat az elemzésből kihagytuk, mivel az adott vízhozamhoz valószínűsíthető lebegőanyag-koncentrációt jelentősen meghaladták. Kiugró értéket, akár 270 mg L<sup>-1</sup>-os koncentrációt okozott például a jelentős hajóforgalom.

A logaritmikus értékekre illesztett egyenes vagy görbe által megadott értékek átszámítása a valós adatokra konvex vagy konkáv görbét eredményezett. A logaritmikus értékek közti lineáris, növekvő függvényből a nem logaritmikus értékek között konvex, monoton növekvő függvény kapcsolat adódik. Ha a logaritmikus értékek közti kapcsolatot konkáv függvény írja le, a nem logaritmikus értékek közti összefüggés ábrázolása ehhez hasonló görbét ad. A görbe alakjából következtetni lehet arra, hogy a folyóban nagyobb vízhozam adatoknál növekszik-e, vagy stagnál a lebegőanyag mennyisége (ASSELMAN 2000, GAO és JOSEFSON 2012). HOROWITZ (2003) a Mississippi folyó esetén írta le, hogy a vízhozam-lebegőanyag görbe alakjára hatással lehet egy nagyobb, hosszantartó áradás, mely „kimossa” a folyó árterén deponálódott, lebegőanyag formájában szállítható üledéket, és a következő években az áradó folyó nem tud magával ragadni akkora mennyiségű hordalékot, mint az áradást megelőző években. A Dunán 2006 és 2010-es években vonult le jelentősebb árhullám. A lebegőanyag-koncentrációját leíró görbék 2005, és 2010–2011-es években mutattak határozottan konkáv, maximumos formát (Eredmények 3. ábra), vagyis a 2006-os áradásnak ilyen jellegű közvetlen hatását nem tudjuk bizonyítani.

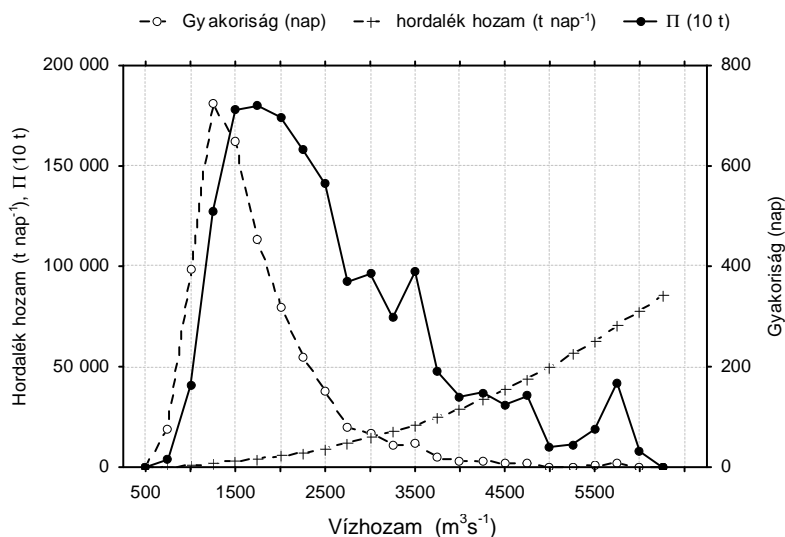
Ismert, hogy a két áradás közt jelentős különbség volt az esemény időpontja, az árhullám időtartama, és a nagyobb vízhozamú időszak alatt szállított hordalék mennyiségében is. A 2006-os áradást alapvetően a Duna vízgyűjtőjén a téli időszakban leesett nagy mennyiségű (~20 km<sup>3</sup>) hó olvadása, illetve márciusban a nyugati és az északi vízgyűjtőkön történt intenzív csapadékhullás okozta ([http://www.fcsm.hu/szolgaltatasok/ar\\_es\\_belviz-vedelem/2006os\\_arviz/](http://www.fcsm.hu/szolgaltatasok/ar_es_belviz-vedelem/2006os_arviz/)). A 2010-ben a Duna vízgyűjtő területén, május végén, előbb a Kárpát-medencében, majd nyugatabbra helyeződve az Alpokban okozott jelentős csapadékok egy mediterrán ciklon. A Duna balparti mellékfolyói így jelentős vízmennyiséget szállítottak a Dunába, majd a felső Duna vízgyűjtőjén is heves esőzések jelentkeztek (Szilágyi és Rác 2011). Az Ipoly vízállás adatai megerősítik, hogy a 2006-os áradás inkább a Duna felső szakaszáról, míg a 2010-es áradás a felső



szakaszról és a Magyarországon betorkolló mellékfolyókból érkező víz is okozta.

A 2006-os áradás (amennyiben a  $3000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  feletti adatokat tekintjük) 27 napig tartott, és naponta átlagosan kb. 26 ezer tonna lebegőanyag vonult le a Dunán ezen időszak alatt. A 2010-es árhullám ezzel szemben 15 napra tehető, és az átlagos napi lebegőanyag hozam 17 ezer tonna. 2006-ban a Duna kiterjedtebb területéről érkező nagyobb mennyiségű hordalékot tudott elszállítani, mint 2010-ben. A 2010-es és az azt követő 2011-es évben a kapott eredmények szerint „hordalékhiány” tapasztalható.

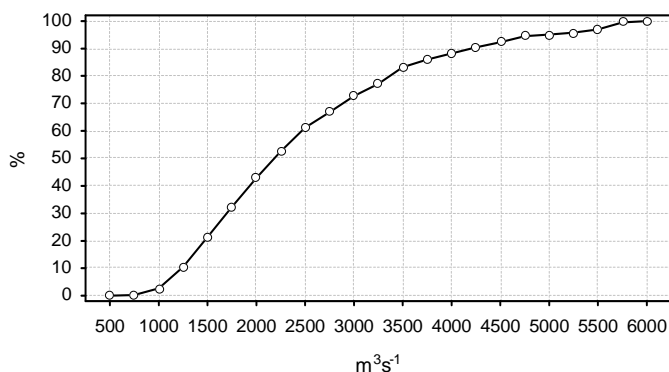
Annak ismeretében, hogy vízhozamtól hogyan függ a szállított lebegőanyag mennyisége, és meghatározva az egyes vízhozam tartományok tartósságát, számos szakirodalmi munka említi a hordalék szállítás szempontjából „hatékony” vízhozam tartományt ( $Q_{eff}$ , *effective discharge*) (WOLMAN és MILLER 1960, SICHINGABULA 1999, BIEDENHARN *et al.* 2000). Ha a vízhozam függvényében ábrázoljuk a szállított hordalék mennyiségét és a vízhozamokhoz tartozó gyakoriságot, meghatározható a két függvény produktumának maximumához tartozó vízhozam érték (27. ábra).



27. ábra. A Dunán a legnagyobb lebegőanyag mennyiséget szállító vízhozam tartomány meghatározása, 2003–2011.  $Q_{eff}$ :  $1750 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ .

A kapott érték megmutatja azt a vízhozam tartományt, amely még elegendő tartóssággal előfordul, és már elegendő lebegőanyagot is szállít. Az

így kapott  $1750 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  -os vízhozam valamivel nagyobb, mint a 9 év átlagos vízhozama. A vizsgált időszak 13,8%-ában fordult elő, és a teljes 9 éves hordalék mennyiségnek 11%-a vonult le ezen időszakok alatt. Bár az irodalomban több helyen is az így meghatározott vízhozam tartományt jelölik meg a meder morfológiáját legjobban alakító tartománynak (WOLMAN és MILLER 1960, GOODWIN 2004, DOYLE *et al.* 2007), a 28. ábrán látható, hogy Duna esetében a napi vízhozam adatok felső decilis tartománya ( $Q_{10\%}$ , ld. Eredmények 6. tábla, vagyis  $Q > 2500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , tehát tartósságát mérve összemérhető a meghatározott vízhozammal) a teljes lebegőanyag mennyiség 40%-át szállítja. A  $4000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  feletti vízhozam (amely a 9 év során 53 napon fordult elő) 12%-át szállította a teljes hordalék mennyiségnek. Vagyis a Duna esetében a közepes, átlagos vízhozam tartományok időtartamuk miatt, az áradások a jelentős lebegőanyag hozamuk miatt egyaránt fontos időszakoknak tekintendők.



28. ábra. A Duna lebegőanyag szállításának kumulatív ábrázolása a 2003–2011-ig terjedő időszakban, Gödnél.

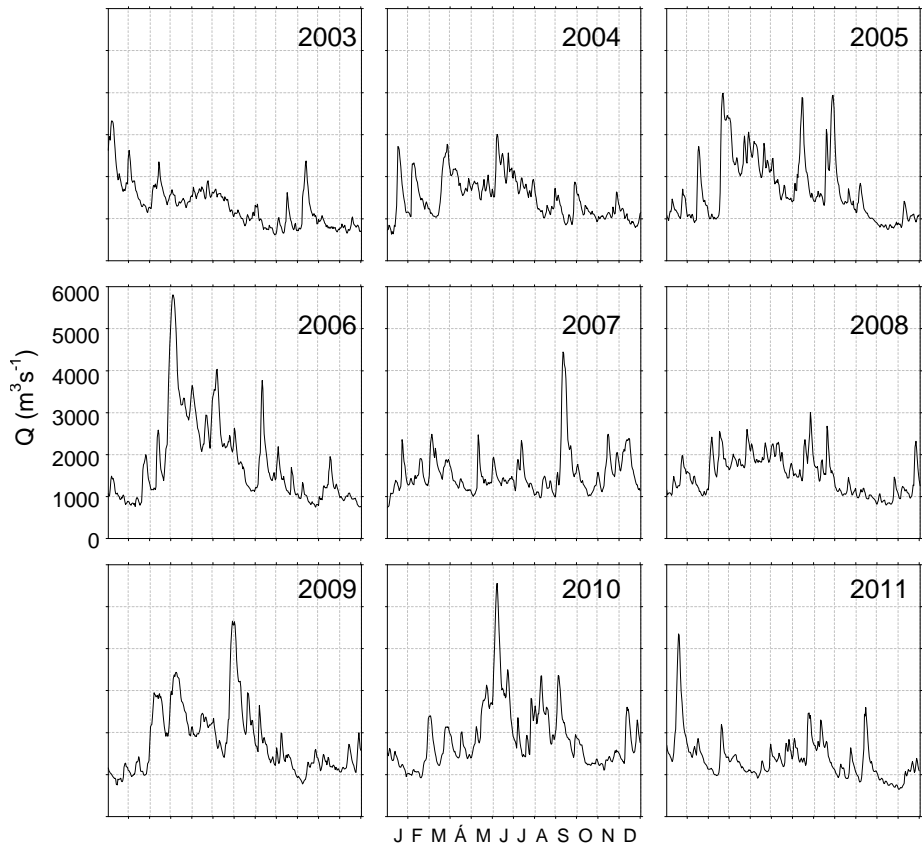
A lebegőanyag és a vízhozam kapott összefüggését valós, mért adatokon tesztelve a mért és számolt értékek (abszolút) eltéréseinek átlaga az éves bontásban – a kiugró értékek kihagyása után – 20 és 43% közt változik. Az  $5 \text{ mg L}^{-1}$  alatti lebegőanyag-koncentrációknál esetenként 500% feletti eltérés adódott, de könnyen belátható, hogy ebben a tartományban már a néhány  $\text{mg L}^{-1}$  értékű eltérés is százalékosan kifejezve nagynak tűnik. Mérsékelt korrelációt mutattunk ki az éves teljes vízhozam és a becslések pontossága közt. Ez új megfigyelés, melynek magyarázata további

vizsgálatokat igényel, felhívja viszont az éves felbontás jelentőségére a figyelmet.

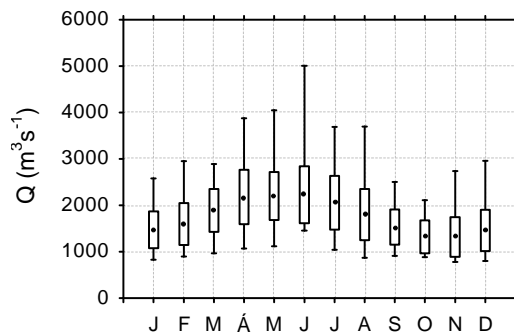
A Sediment Rating Curve (SRC) modell hatékonyságát különböző szerzők különbözőképpen interpretálják. A Mississippi folyón végzett hasonló vizsgálatok során HOROWITZ (2003), aki alapvetően a számolt és mért adatok közti eltérést mutatta be, a  $\pm(15-20)\%$ -os hibát elfogadható tartománynak jelölte meg. GRAY és SIMÕES (2008) összefoglaló munkájában 30%, illetve 50%-os eltérést nevez meg. Az általunk kapott eltérések ezen értékeléseknek megfelelően az elfogadható tartományba sorolhatók. ASSELMAN (2000) a Nash-Sutcliffe hatékonyság mutatót használva a Rajna adatainak évszakos és vízjárástól függő csoportosításával 0,57–0,72-es értéket adott meg. Az általunk kapott 0,24–0,71-es, éves bontásból kapott hatékonyság mutatók széles tartományban mozognak, a nagy folyóra jellemző változékonyságot tükrözik.

A teljes adatsorra illesztett görbe által leírt összefüggés alkalmazása az éves bontáshoz képest az átlagos eltérésnél valamivel rosszabb becsléseket eredményezett. Az áradó és apadó vízállások szerinti elkülönítés, illetve a hőmérséklet adatok bevonása a modellbe (többszörös lineáris regresszió) javította azt. Nyilvánvaló, hogy a hőmérséklet nem közvetlenül, hanem az évszakos jellemzők (csapadék mennyisége, intenzitása) következtében mutatott kapcsolatot a lebegőanyag-koncentrációval. Mivel az Akaike féle információs kritérium AIC értékek az újabb független változó bevonásával csökkentek (7. táblázat), e modell alkalmazása indokolt lehet, és a Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató is nagyobb értékeket vett fel.

Az évszakos bontásnál azonban a hőmérsékleti tartományok szerinti bontás valamennyivel jobb mutatókat eredményezett. A többféle megközelítés közül a rendelkezésünkre álló adatok alapján az áradó és apadó vízállás, illetve a hőmérsékleti tartományok szerinti elkülönítés eredményezte a legjobb megközelítést, de ezen modell hatékonysága nem mondható jelentősen nagyobbban. Meg kell jegyezni továbbá, hogy az éves bontásból származó görbék hordozhatnak olyan hidrológiai információt, mely a hordalékszállítási jellemzők megismerése szempontjából fontos (TÓTH és BÓDIS 2015). A vizsgált időszak éves vízhozam görbéit a 29. ábra mutatja be, a hosszú távú átlagok (1960–2011) a 30. ábrán láthatók.



29. ábra. A vizsgált időszak (2003–2011) éves vízhozam görbéi Vácnál.



⊥ ⊤: minimum és maximum értékek, •: átlagérték, □: szórás,

30. ábra. Hosszú távú (1960–2011) vízhozam adatok Vácnál (havi átlag-, szórás- és szélsőértékek).

## 5.2. A partikulált szervesanyag mennyisége és változása

A többszörös regresszió számítás segítségével a lebegőanyag és az a-klorofill adatokból az évszakos és vízjárás szerinti felbontás során 13–43%-os hibával becsülhető a partikulált szervesanyag mennyisége, azonban az áradó nyári és őszi időszakban a módszer igen rosszul működik. Ezzel ellentmondásos, hogy a nyári időszakban az illeszkedés jóságára utaló  $r^2$  érték 0,68, de a Nash-Sutcliffe mutató negatív értéke arra utal, hogy jobb közelítés az adatok átlagával számolni. Az őszi periódusban is az eltérések átlaga rendkívül nagy (185%). A hőmérsékleti tartományok szerinti bontásban a becslések jobban közelítenek a valós értékekhez (19–36%-os eltérés) minden tartományban, vagyis ez a megközelítés a rendelkezésünkre álló adatsor esetén célszerűbb, hasonlóan a lebegőanyag mennyiségének becsléséhez. A tavaszi és nyári a-klorofill-koncentrációk átlaga nagyobb a téli és őszi időszakra jellemző átlagánál (6. ábra), a variancia partícionálás eredményéből arra következtethetünk, hogy a tavaszi és nyári apadások, valamint a nyári áradások idején a partikulált szervesanyag mennyiségét döntően a fitoplankton befolyásolja. A téli apadáskor, hasonlóan a hideg hőmérsékleti tartományba tartozó csökkenő vízállásokhoz a lebegőanyag dominál, de a fitoplankton magyarázó ereje is jelentős. Ez összhangban van KISS (1993, 2000) és KISS és GENKAL (1997) megfigyeléseivel, aki az algák egyedszámának téli, télvégi megnövekedését írta le. A téli, illetve hideg vizes áradások ellentmondást mutattak a két (évszakos és hőmérséklet tartomány szerinti) felbontás között. Az évszakos kategóriában az a-klorofill adatok variancia hányada (1%) sokkal kisebb volt a lebegőanyag által képviselt varianciához képest (28%), a T1-es tartományban viszont a két érték közel esett egymáshoz (LA: 22%, Chla: 20%). Ennek magyarázata az átfedésekben rejlik: A T1-es tartományba összesen hét őszi és tavaszi adat is beletartozik, ezek átlagos a-klorofill-koncentrációja  $19,3 \pm 11,7 \mu\text{g L}^{-1}$  volt. A téli tartományban négyszer adódott  $5^\circ\text{C}$  feletti vízhőmérséklet, ezeknek átlagos a-klorofill-koncentrációja  $11,8 \pm 14,7 \mu\text{g L}^{-1}$ . A két információ tehát kiegészíti egymást: a téli hónapok mintavételeikor elhanyagolható, a teljes hidegvízű időszakban azonban jelentős hozzájárulása volt a fitoplanktonnak a szervesanyag változásához. Ez a szezonális dinamika jelentőségét hangsúlyozza.

Kezdeti feltételezésünk, mely szerint a lebegőanyag és az a-klorofill-koncentráció ellentétesen változik, nem bizonyult helyesnek. A teljes vizsgált időszakra nem volt korreláció a két változó között. Megfigyelhető, hogy az a-klorofill-tartalom  $5 \text{ mg L}^{-1}$  lebegőanyag-koncentrációnál kisebb esetekben is igen kis értéket vett fel (8. ábra). Ez a jelenség 2003 és 2005 aszályos években különösen jól megfigyelhető volt (KISS *et al.* 2006, ÁCS *et al.* 2006). A késő nyári, őszi, száraz időszakban a Duna alacsony vízállás mellett kis lebegőanyag-tartalmat mutatott, és a megfelelő hőmérséklet valamint nitrogén és foszfor ellátottság ellenére a fitoplankton-koncentráció kis értékeket vett fel. SCHMIDT (2003) Bajánál végzett mérései során ugyanezt a jelenséget tapasztalta. Az elvégzett vizsgálatok nem utaltak toxikus anyagok jelenlétére, így egy lehetséges magyarázat a fénygátlás jelensége, amit alátámaszt, hogy ebben az időszakban a szerzők a bevonatkozó algák fokozott biofilm termelését figyelték meg, mely szintén a fény elől történő védekezés egy módja lehetett. Az a-klorofill-koncentráció kb.  $45\text{--}50 \text{ mg L}^{-1}$  -es lebegőanyag-koncentrációig széles tartományban mozog. Az e feletti lebegőanyag-tartalom esetén (két kiugró adattól eltekintve)  $20 \mu\text{g L}^{-1}$  alatt maradt. Ez kb.  $2500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ -es vízhozamnak felel meg, ami megegyezik a 9 évre mért 10%-os tartóssággal.

A 90%, 50% és 10%-os tartóssági adatok szerinti felosztás (7. ábra) azt mutatja, hogy a fitoplankton mennyisége mind áradások, mind apadások esetén a – pillanatnyi vízállástól függetlenül – tág határok közt mozog. Az egyes kategóriák közt csak az áradások esetén az 1-es ( $925 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  –  $1415 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) és 2-es ( $1415 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  –  $2500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) kategóriák közt tudtunk szignifikáns különbséget kimutatni. Bár statisztikai értelemben véve nem tér el a legmagasabb vízállású kategória az áradások során, az átlag érték határozott esést mutat az előző kategóriához képest. A variancia partíció eredménye árnyalja ezt a képet (13. táblázat). Az apadó vízállásnál az alsó három vízhozam szerinti kategóriában egyértelműen az a-klorofill magyarázó ereje dominál, az ennél magasabb vízállásnál az a-klorofill és a lebegőanyag magyarázó ereje közel azonos. Áradások esetén alacsony vízállásnál a növekvő mennyiségben jelenlévő lebegőanyag magyarázza a szervesanyag varianciáját, majd a két magasabb vízállás tartományban a fitoplankton dominál. A legnagyobb vízálláshoz tartozó áradások adatainál az a-klorofill dominanciája eltűnik.

Számos átfogó munka tárgyalja az árterek, mellékágak jelentőségét a folyó anyagforgalmában (JUNK *et al.* 1989, THORP 2002). HEIN *et al.* a dunai

mellékágak (2003) és árterek (2004) vizsgálata során kimutatták, hogy ezek hozzájárulása a folyó szervesanyag-tartalmához az áradások, elöntések időtartamától függően jelentős lehet. A főágtól való „lekapcsolódás” után a lecsökkent áramlási sebesség a fitoplankton elszaporodásának kedvez, és annak ellenére, hogy egy idő elteltével a zooplankton elszaporodása csökkentheti a fitoplankton mennyiségét (KECKEIS *et al.* 2003, TÓTH *et al.* 2010), áradáskor nagy mennyiségben mosódhat be a fitoplankton. A Duna középső szakaszán számos olyan ártéri öblözet, mellékág, párhuzammű mögötti „holt” víztér található, melyek összeköttetése a főággal eltérő lehet. Így feltételezhető, hogy nagyobb térskálán tekintve a fitoplankton bemosódása az addig elzárt vizekből alacsony vízálláskor nem, de 925 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> feletti vízhozamnál történő áradáskor megtörtént, és a főág vízére ilyenkor jellemző zavarosság ellenére nagy egyedszámban elő tudott fordulni. Apadó vízállásnál a fitoplankton elszaporodása a kedvezővé váló fényviszonyokkal magyarázható.

Az 5 mg L<sup>-1</sup>-es lebegőanyag-koncentrációnál a lebegőanyag fajlagos, vagyis egységnyi tömegre vonatkoztatott szervesanyag-tartalma mutatja a legnagyobb változékonyságot. Ahogy a lebegőanyag-koncentrációja nő, a fajlagos szervesanyag-tartalom maximum és minimum értéke közti különbség egyértelműen csökken, majd kb. 45 mg L<sup>-1</sup>-es lebegőanyag-koncentrációtól igen szűk tartományban mozog (TÓTH *et al.* 2008). Ez a tendencia több nagy folyóban is hasonló (ITTEKKOT 1988, VEYSSY *et al.* 1999, RESCHKE *et al.* 2002). Oka, hogy a felkeveredett, nagy mennyiségű, szervesanyag eredetű lebegőanyag „felhígítja” a szervesanyagot. Bár a fajlagos szervesanyag-tartalom a lebegőanyag növekedésével, vagyis a vízhozam növekedésével csökken, a teljes szervesanyag hozam emelkedő tendenciát mutat a vízhozammal (mind az áradó, mind az apadó vizes időszakokban, 6. ábra).

### 5.3. Mederanyag mérések

A folyószakasz léptékű vizsgálatok azt mutatták, hogy mederanyag összetétel tekintetében a kismarosi hely mederanyaga mind vertikálisan, mind horizontálisan változékonnyabb, mint a gödi hely. Az erősebb áramlású helyek (KIM2 és GOD2) mederanyaga változatosabb összetételű volt, a szórás adatok arra utalnak, hogy az egyes frakciók aránya időben is változékonny. A gyengébb áramlású helyeken az U és V frakció dominált. A

helyek alapvetően az áramlás erőssége alapján csoportosíthatók (KIM1-GOM1, KIM2-GOD2) (10. ábra).

A frakciók szervesanyag-tartalmát tekintve csak az F és a C frakciók szervesanyag-tartalmában láthattunk különbséget. Jelentős vertikális különbség csak a kismarosi, gyengébb áramlású helyen adódott. A C frakció időben jelentős változékonyságot mutatott. A dendrogramon (12. ábra) – néhány kivételtől eltekintve – az egyes alhelyek mutattak jó hasonlóságot (KIM1-KIM2, GOD2-GOM6).

A bentikus szervesanyag mennyiségét alapvetően nem a nagyobb szervesanyag-tartalmú, hanem a nagyobb mennyiségben jelenlévő mederanyag frakció határozta meg, az egyes BOM frakciók aránya hasonló képet mutat a mederanyag frakciók arányával (TÓTH *et al.* 2006a, 2006b, 2008). A TBOM adatok alapján a két felső réteg jó hasonlóságot mutatott GOM6 hely kivételével, de az egyes helyek egyes rétegei – egy kivétellel – egymás mellé kerültek a dendrogramon (14. ábra). A kapott TBOM értékeket a nemzetközi irodalomban található hasonló adatokkal összevetve az izzítási veszteség adatok (g AFDM m<sup>-2</sup>) igen nagyok voltak (14. táblázat), az általunk ismert publikációk közül ANGRADI (1996) egy Appalache-hegyi patakban (USA) mért 2000 g AFDM m<sup>-2</sup> feletti bentikus szervesanyag-tartalmat. Az összehasonlítást megnehezíti, hogy különböző szerzők különböző szervesanyag meghatározási módokkal dolgoznak, a mederanyag frakcionálásánál eltérő mérettartományokat alkalmaznak, illetve a szervesanyag mennyiségének megadása is változhat (szervesanyag tömege a mederanyag tömegéhez százalékosan viszonyítva, szervesanyag mennyiségének megadása a meder felület egységére vonatkoztatva, szerves szén mennyiségének megadása, stb.) Az egyes mennyiségek konverziója során általános faktor nem alkalmazható (SUTHERLAND 1998). Saját mérési eredményeinket százalékos értékre átszámítva 3,2–10,7% közti értékeket kaptunk, ami jól közelít a Duna folyó (Szigetköz) (DINKA 1995), angliai folyók (HOUSE és DENISON 1998), a Mapoche folyó (Chile) (SEGURA *et al.* 2006) és a Dommel folyó (Hollandia) (POOT *et al.* 2007) esetében kapott értékekhez. A gyengébb áramlású helyeken mért nagyobb TBOM adatok megfelelnek MACKAY (1977) kisebb vízfolyásokban tett megfigyelésének, mely szerint a szervesanyag gyengébb áramlású helyeken deponálódik. MUÑOZ és PRAT (1994) kimutatta, hogy nagy folyók középső és alsó szakaszán a nagyon finom (0,45–250 µm) frakciójú szervesanyag a jellemző, saját méréseink is ennek a frakciónak a dominanciáját mutatták. A



mintavételi helyek a mederanyag összetétele alapján az áramlási viszonyok szerint különültek el, a frakciók szervesanyag-tartalma a térben egymástól távolabb eső helyek (Göd és Kismaros) közti különbséget tükrözötte, a TBOM adatok alapján az egyes mintavételi helyek alkottak csoportokat.

A két lassabb áramlású helyen (KIM1 és GOM1) NOSEK *et al.* (2009) a bentikus, makroszkopikus gerinctelen közösségek vizsgálatakor megállapították, hogy a rendelkezésre álló, túlnyomóan finom frakciójú szervesanyag frakció mint táplálék forrás a filtráló szervezetek – elsősorban a kagylók – dominanciáját vonja maga után, a bentikus társulás felét ez a táplálkozási csoport alkotta. Mellettük 17–34%-ban voltak megtalálhatók a detritusz fogyasztók. A durva frakció kis arányával (<10%) magyarázták az aprító szervezetek kis (10%-os) arányát. A társulás 10–14%-át alkották a legelészők, a szakaszra jellemző térben és időben közel állandó faj- és egyedszámban előforduló csigafajok. Szoros korrelatív összefüggést nem mutattak ki a bentikus szervesanyag összes, illetve frakcióinak mennyisége és a bentikus szervezetek (összegyedszám, funkcionális táplálkozási csoportok) között, ezt a rendelkezésre álló „szervesanyag-túlkínálattal” magyarázták (BARMUTA 1988, BOULTON és LAKE 1992, CORKUM 1992, MARTINEZ *et al.* 1998). NOSEK *et al.* (2009) vizsgálataikba egy harmadik, erősebb áramlású gödi helyet is bevontak. A bentikus szervesanyag összetétele az egymáshoz közeli, de eltérő karakterű helyen, a rendszertani csoportok és a funkcionális táplálkozási csoportok két egymástól távolabb eső, de hasonlóan depozíciós helyeken mutattak egyezést (OERTEL *et al.* 2011), igazolva az egymás mellett jelenlévő, többféle térbeli mintázat kialakulásának lehetőségét.

OERTEL *et al.* (2007, 2011) a négy helyszínen végzett meiofauna kutatás során kimutatták, hogy a kis biomasszával, de nagy produktivitással jellemezhető meiozoobentosz négyzetméterenként tízezres nagyságrendben fordult elő. A meiofauna taxonok helytől és időtől függetlenül leginkább a felső 5 cm-es rétegben fordultak elő. A meiofauna elemek zömét (átlag 89%-át) a Nematoda (71,1%), Oligochaeta (10,4%), illetve Chironomidae (7,3%) taxonok tették ki (további csoportok: Copepoda, Ostracoda, Amphipoda, Isopoda, Cladocera, Platyhelminthes, Lamellibranchiata). Kimutatták, hogy a taxon csoportok átlagos száma és a kistrákok átlagos fajszáma növekszik a durva (CBOM) és finom (FBOM) szervesanyag frakcióik mennyiségének növekedésével. A taxonok átlagos egyedszáma pozitívan korrelált a szervesanyag nagyon finom (VBOM) frakciójával, de negatívan az

ultrafinom (UBOM) frakcióval Ennek magyarázatát abban látták, hogy az U mederanyag-frakció már nem alkalmas élőhely a meiofauna számára.

A kisebb térléptékű vizsgálatok eredménye alátámasztotta, hogy kb. 1–1,5 km-es távolságban is már kialakulhatnak az áramlási viszonyokban olyan különbségek, melyek a mederanyag mintázatában heterogenitást okozhatnak (Tóth és Oertel 2008). Bár a mederanyag domináns részét (60–80%) az V és F frakciók adták, ezek, és a C frakció aránya valamelyest változott az egyes helyeken. A frakciók igen kis szervesanyag-tartalmát tekintve azonban a Gödi-sziget mederanyaga meglehetősen egyveretű volt (19. ábra, 15. táblázat). A TBOM mennyiségét alapvetően az UBOM és VBOM szervesanyag frakciók adták, de GOD7-es helyen a TBOM heterogén volt. Az egyes helyek a frakciók szervesanyag-tartalmával megegyezően csoportosíthatók, a mellékág (GOM4) mederanyagának szervesanyag összetétele jó egyezést mutatott a keresztgát öblözetével (GOD6), mely szinte állóvízű. A TBOM kis értéket vesz fel, a pár száz-as nagyságrendbe eső (de folyásirányban emelkedő tendenciát mutató) AFDM  $m^{-2}$  értékek a nemzetközi irodalmi adatokkal összevetve a Victoria folyó (Ausztrália) (BARMUTA 1988) esetében megadott értékekkel mutatnak egyezést. A százalékosan kifejezett szervesanyag (0,5–1,3%) a Duna (Ausztria) (BATTIN és SENGSCHEMITT 1999) és hollandiai folyók (PEETERS *et al.* 2004) mederanyagának adataival mutat jó egyezést.

OERTEL *et al.* (2010), valamint BÓDIS *et al.* (2011a) az egyidejűleg végzett bentikus makroszkopikus gerinctelenek kutatása során aprító, legelésző, aktív filtráló, passzív filtráló, detrituszevő, ragadozó és egyéb táplálkozási csoportba sorolható fajok jelenlétét igazolták. Az egyes csoportok a nyári mintavételkor a sziget felső csúcsán (GOD7) közel azonos arányban fordultak elő, a sziget főág felé eső oldalán folyásirányban növekedett az aktív filtrálók és a detrituszevők aránya. A mellékágban az aktív filtrálók domináltak. Ősszel szinte minden helyen a legelészők és a detrituszevők csoportja dominált, az aktív filtrálók aránya csökkent. Szignifikáns összefüggést azonban csak az összes bentikus szervesanyag és az össz egyedszám, illetve a kagylók egyedszáma között mutattak ki. Ennek oka valószínűsíthetően hasonló a folyószakasz léptékű vizsgálatok során tett megállapításhoz, vagyis a szervesanyag „túlkínálat” nem korlátozza, befolyásolja a bentikus szervezeteket.

A nagy térléptékű vizsgálatok (patak – kisfolyó – nagyfolyó kontinuum) során a mederanyag összetétele kimutathatóan változik: ebben a

térléptékben a durva (C) frakció aránya csökkenő tendenciát mutat folyásirányban lefelé, de egyes helyeken tapasztalhatunk kiugró értékeket (pl. ERC1). Jól látható, hogy a frakciók arányának időbeni változása (amit jelen esetben a szórás adatok érzékeltetnek) eltérő lehet a két év között és helyenként is változik, vagyis a vizsgált helyek mederanyagának összetétele mutat egy fajta tér- és időbeli dinamikát (21. ábra). A dendrogram (22. ábra.) egyes esetekben jól tükrözte a mintavételi helyek sajátosságait (patak, kis folyó, nagy folyó, illetve az áramlás erőssége), de egy csoportba került az Ercsi-i part a patakokkal, illetve paksi hely az Ipoly-menti helyekkel. Ez a folyó heterogenitását, a foltok (mozaikok) meglétét támasztja alá. A folyó kontinuitását megszakítják mesterséges behatás vagy természetes folyamatok révén kialakuló foltok, akár teljesen eltérő jellegű kisebb nagyobb részek.

A térben és időben igen kis változékonyságot és a – C frakció kivételével – kis értéket mutató szervesanyag-tartalom alapján a mintavételi helyek nem különültek el (24. ábra). A TBOM összetételét alapvetően a frakciók mennyisége befolyásolta, a vízterek illetve a mintavételi helyek mégsem mutatnak egyértelmű csoportosulást a TBOM összetétele alapján (26. ábra), még annyira sem, mint a mederanyag frakciók alapján. Ez arra enged következtetni, hogy a mederanyag összetétele és a TBOM összetétele nem ugyanazt a dinamikát követi, annak ellenére, hogy a kettő közti kapcsolat (a frakciók szervesanyag-tartalma) a legtöbb esetben első ránézésre szinte egy állandó átszámítási faktornak tűnhet. BÓDIS *et al.* (2011b) a párhuzamosan végzett malako-faunisztikai kutatásuk során az egyes víztér típusokat jól el tudták különíteni a fajösszetétel, valamint a kagylófajok mennyiségi összetétele alapján. Folyásirányban növekvő diverzitást állapítottak meg, ami összhangban van a folyó kontinuitás elvével. VANNOTE *et al.* (1980) a kontinuum mentén a durva és a finom szervesanyag csökkenő arányát feltételezték, esetünkben ez a tendencia nem minden alkalommal érvényesült. A TBOM összetétele és össz mennyisége inkább a heterogenitás, a folyón kialakuló „foltok” létét tükrözte, amely a Riverine Ecosystem Synthesis (RES) modellel van összhangban (THORP *et al.* 2006).

A TBOM adatok alapján (16. táblázat) a nemzetközi irodalmi adatokkal összevetve a patakok bentikus szervesanyag-tartalma viszonylag nagy, ekkora értékeket ANGRADI (1996) mutatott be Appalache hegyi patakokban. Az Ipolyon és a Dunán vett minták szervesanyag-tartalma nem nagy, és jó egyezést mutat több, folyók kutatása során publikált eredménnyel

(Duna, ausztriai szakasz - BATTIN és SENGSCHMITT 1999; Wey folyó, Anglia - HOUSE és DENISON 1998; Dommel folyó, Hollandia - POOT *et al.* 2007) a gyengébb áramlású helyeken kiugró értékekkel (Tóth *et al.* 2011).

#### **5.4. Az új tudományos eredmények összefoglalása**

##### *5.4.1. A lebegőanyag anyagforgalmi jellemzői*

T1/1. Igazoltam, hogy a hordalék szállítási görbe (*Sediment Rating Curve, SRC*) modell segítségével és korrekciós faktorok alkalmazásával 20–45%-os eltérésekkel becsülhető a Duna lebegőanyag koncentrációja a vízhozam adatok alapján. A modell segítségével kimutattam a vizsgált időszakra (2003–2011) az éves átlagos lebegőanyag hozamot (1,6 mill t év<sup>-1</sup>), irodalmi adatokkal összevetve (RÁKÓCZI 1993) a folyó éves lebegőanyag hozama az elmúlt évtizedek során kb. felére csökkent.

Kimutattam, hogy a Duna középső szakaszán a hordalék szempontjából leghatékonyabb vízhozam az átlagos vízhozamhoz közel eső 1750 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, ezzel együtt azt is bizonyítottam, hogy a Dunán a magasabb vízállásoknak is jelentős a hozzájárulása az éves lebegőanyag-hozamhoz.

T1/2: Kimutattam, hogy a többszörös lineáris regresszió módszerével a vízhozam és a hőmérséklet adatok mint független változók felhasználásával lehet a legjobb közelítést elérni, azonban az – a modell hatékonyságát tekintve valamelyest pontatlanabb közelítést adó – éves adatsorok alkalmazása a folyó lebegőanyag szállításáról, mint fontos hidrológiai tulajdonságáról ad jó jellemzést.

##### *5.4.2. A lebegőanyag szervesanyag-tartalmának anyagforgalmi vonatkozásai*

T2/1. Kimutattam, hogy a partikulált szervesanyag mennyisége a lebegőanyag-koncentráció és az a-klorofill-koncentráció mint független változó felhasználásával 20–36%-os eltéréssel becsülhető (hőmérséklet tartományok alkalmazásával és áradó-apadó vízállások elkülönítésével, többszörös lineáris regresszió alkalmazásával). A variancia partíciónálás segítségével bizonyítottam, hogy a fitoplankton hozzájárulása áradások esetén is jelentős lehet a folyó összes partikulált szervesanyag-tartalmához.

9 év adatainak elemzése alapján kimutattam, hogy a lebegőanyag fajlagos szervesanyag-tartalma  $45\text{--}50\text{ mgL}^{-1}$ -es lebegőanyag-koncentrációig igen tág tartományban mozog, e felett azonban értéke kicsi, és az értékek tartománya is jelentősen leszűkül.

#### *5.4.3. A mederanyag anyagforgalmi jelentősége*

T3/1. Három, különböző térléptékű mederanyag vizsgálat sorozat kiértékelése alapján kimutattam, hogy a bentikus szervesanyag mennyiségét alapvetően a mederanyag frakciók mennyisége (így az áramlási viszonyok) és nem annak szervesanyag-tartalma határozza meg. Ezzel együtt eltérések alakulhatnak ki a mederanyag és a bentikus szervesanyag mintázata közt.

A Duna vizsgált szakaszán a mederanyag frakciók szervesanyag-tartalmát méréseim alapján a következő adatokkal jellemezhető: a legkisebb változékonyságot (CV: variációs koefficienssel kifejezve) az ultrafinom frakció (U:  $63\text{--}0,45\text{ }\mu\text{m}$ ) mutatja ( $9,33\pm 3,2\%$ , CV:  $34,3\%$ ), a nagyon finom (V:  $250\text{--}63\text{ }\mu\text{m}$ ) és finom (F:  $710\text{--}250\text{ }\mu\text{m}$ ) frakcióknak van átlagosan a legkisebb szervesanyag-tartalma (V:  $2,4\pm 2,2\%$ , CV:  $93,1\%$ , F:  $5,3\pm 8,8\%$ , CV:  $165,3\%$ ), a durva frakciónak (C:  $2360\text{--}710\text{ }\mu\text{m}$ ) az átlagot tekintve legnagyobb szervesanyag-tartalma, igen nagy változékonysággal ( $18,1\pm 23,6\%$ , CV:  $130,8\%$ ).

T3/2. A bentikus szervesanyag összetétele és mennyisége alapján a Duna folyón mind kisebb, mind nagyobb térléptékben, valamint az Ipolyban és a börzsönyi patakokban időbeli és térbeni (vertikális és horizontális) heterogenitást mutattam ki, ezzel igazoltam, hogy a jelenleg ismert anyagforgalmi koncepciók közül a foltok, mozaikok létét hangsúlyozó Riverine Ecosystem Synthesis modell érvényes a vizsgált vízfolyásokra.

A zoológiai felmérések eredményévé összevetve szignifikáns összefüggést adódott az összes bentikus szervesanyag és a makroszkopikus gerinctelenek össz egyedszáma, illetve a kagylók egyedszáma közt, több esetben azonban nem adódott szoros korreláció a bentikus szervesanyag összes, illetve frakcióinak mennyisége és a bentikus szervezetek (össz egyedszám, funkcionális táplálkozási csoportok) között. Ez a rendelkezésre álló „szervesanyag túlkínálattal” magyarázható.

T3/3: A nagy térléptékű vizsgálatok során a kagylófaunára jellemző víztér szerinti elkülönülés és folyásirányban növekvő diverzitás nincs egyértelmű összhangban a bentikus szervesanyag mennyiségének és összetételének változásával, vagyis megfigyelhető az eltérő térbeli mintázatok koegzisztenciája.

## 6. Összefoglalás

### 6.1. A lebegőanyag mennyiségi és minőségi jellemzői

Jelen kutatás egyik célkitűzése a dunai lebegőanyag mennyiségi és minőségi tulajdonságainak leírása, a vízhozammal való és az évszakos összefüggések feltárása, a hosszú távú változások bemutatása volt. Munkám során Gödnél, 9 éven át heti rendszerességgel vett vízmintákból elvégzett vízkémiai mérések eredményeit használtam fel a lebegőanyag mennyiségi és minőségi jellemzőinek meghatározásához.

A Duna magyarországi, középső szakaszán a hordalék szállítási görbe (*Sediment Rating Curve, SRC*) módszerét és különböző korrekciós faktorokat alkalmazva megállapítottam, hogy a lebegőanyag és a vízhozam közti összefüggést valós, mért adatokon tesztelve a mért és számolt értékek (abszolút) eltéréseinek átlaga az éves bontásban – a kiugró értékek kihagyása után – 20 és 43% közt változik, ami az irodalmi adatokkal összevetve elfogadható hibataromány. A nagyobb eltérések az  $5 \text{ mgL}^{-1}$  alatti lebegőanyag-koncentráció esetén jellemzőek. Mérsékelt korrelációt ( $r=0,54$ ) mutattam ki az éves vízhozam és a becslések átlagos eltérése (abszolút értékek) között.

Az éves lebegőanyag hozam a Dunán a 2003–2011-ig terjedő időszakban  $0,7\text{--}2,2$  mill t  $\text{év}^{-1}$  között alakult. Számszerűsítettem a több szerző által bemutatott, és a Duna felső szakaszán épült víztározók hatásaként jelentkező lebegőanyag csökkenést: átlagérték tekintetében ( $1,6$  mill t  $\text{év}^{-1}$ ) a korábbi adatokhoz képest a folyó éves lebegőanyag hozama felére csökkent.

A vízhozam és a lebegőanyag összefüggésének ismeretében meghatároztam a hordalékszállítás szempontjából leghatékonyabb vízhozamot ( $Q_{\text{eff}}$  *effective discharge*). Az így kapott  $1750 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  -os vízhozam valamivel nagyobb, mint a 9 év átlagos vízhozama, a vizsgált időszak 13,8%-ában fordult elő, és a teljes 9 éves lebegőanyag mennyiségnek 11% -a vonult le ezen időszakok alatt. Megállapítottam, hogy a vízhozam adatok felső decilis tartománya ( $Q > 2500 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) tartósságát mérve összemérhető  $Q_{\text{eff}}$ -vel, a vizsgált időszak lebegőanyag mennyiségének 40%-át szállította. A  $4000 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  feletti vízhozam (amely a 9 év során, 53

napon fordult elő) 14%-át szállította a teljes lebegőanyag mennyiségnek. Vagyis a Duna esetében a közepes, átlagos vízhozam tartományok időtartamuk miatt, az áradások a jelentős hordalék hozamuk miatt egyaránt fontos időszakoknak tekintendők.

A teljes adatsor alkalmazása az *SRC* modellben az éves bontáshoz képest az átlagos eltérésnél valamivel rosszabb becsléseket eredményezett. Az áradó és apadó vízállások szerinti elkülönítés, illetve a hőmérséklet adatok bevonása a modellbe javította azt. Az évszakos bontásnál azonban a hőmérsékleti tartományok szerinti bontás jobb mutatókat eredményezett. A többféle megközelítés közül – a rendelkezésünkre álló adatok alapján – a leghatékonyabban az áradó és apadó vízállás, illetve a hőmérsékleti tartományok szerinti elkülönítés eredményezte a legjobb megközelítést, de az éves adatsorok alkalmazása – mely a modell hatékonyságát tekintve alig marad el a többi eljárástól – fontos hidrológiai információt tartalmazhat.

A többszörös regresszió számítás segítségével a lebegőanyag és a-klorofill adatokból az évszakos és vízjárás szerinti felbontás során 13–43%-os hibával becsülhető a partikulált szervesanyag mennyisége, azonban az áradó nyári és őszi időszakban a módszer igen rosszul működik. A teljes vizsgált időszakra nem volt korreláció a lebegőanyag és az a-klorofill koncentrációja között. Kimutattam, hogy az a-klorofill-tartalom  $5 \text{ mg L}^{-1}$  lebegőanyag-koncentrációnál kisebb esetekben is igen kis értéket vett fel. Megállapítottuk, hogy a 2003-as és 2005-ös aszályos években a késő nyári, őszi, száraz időszakban a Duna alacsony vízállás mellett kis lebegőanyag-tartalmat mutatott, és a megfelelő hőmérséklet valamint nitrogén és foszfor ellátottság ellenére a fitoplankton-koncentráció kis értékeket vett fel. Az elvégzett vizsgálatok nem utaltak toxikus anyagok jelenlétére, így feltételezhető a fényátlás jelensége.

A 90%, 50% és 10%-os tartóssági adatok szerinti felosztás azt mutatja, hogy a fitoplankton mennyisége mind áradások, mind apadások esetén a – pillanatnyi vízállástól függetlenül – tág határok közt mozgott. A lebegőanyag fajlagos szervesanyag-tartalma kb.  $45\text{--}50 \text{ mg L}^{-1}$ -es lebegőanyag-koncentrációig tág tartományban mozog, ennél nagyobb koncentrációnál értéke kicsi, tartománya jelentősen leszűkül. A varianciaparticionálás eredménye arra utal, hogy a Duna középső szakaszán a folyó-menti öblözetekben, mellék- és holtágakban megtermelődő fitoplankton áradáskor bemosódva jelentősen befolyásolja a főág partikulált szervesanyag-tartalmát.



Az eredmények gyakorlati alkalmazása a folyó hidrológiai jellemzésekor, a lebegőanyag (lebegő hordalék) szállítás becslésében lehetséges. Az alkalmazott modell elfogadható pontossággal számolja ki a lebegő hordalék mennyiségét, jól közelíthető az árhullámok idején szállított lebegő hordalék mennyisége, aránya az éves hozamhoz. Látszik azonban az is, hogy a hidrológiai eseményekhez kötött mintavétel (szemben a heti rendszeres mintázással) bizonyos tekintetben több információt szolgáltathat, ezért a mintavételi stratégiát célszerű áttervezni. A partikulált szervesanyag mennyiségének becslése a folyó szervesanyag-forgalmáról ad tájékoztatást.

## 6.2. Mederanyag mérések

A kutatás célkitűzése a Duna Kismaros és Paks közti szakaszán, különböző szakaszjellegű és különböző áramlású helyszíneken a parti zónában, valamint az Ipolyon és két bürzsönyi patakon a mederanyag jellemzőinek leírása, a bentikus szerves-anyag fő előfordulási formáinak, területegységre vonatkoztatott teljes mennyiségének bemutatása volt. Átfogó, integrált ökológiai felmérés keretén belül kapcsolatot kerestünk az egyes funkcionális táplálkozási csoportokba sorolt makroszkopikus gerinctelen közösségek összetétele és a bentikus szervesanyag-frakciók előfordulása között. A mintavételi sorozatot kis, (~1 km), közepes (folyószakasz, ~20 km) és nagy (~150 km) térléptékben hajtottuk végre.

A folyószakasz léptékű vizsgálatok eredményéből megállapítottam, hogy a bentikus szervesanyag mennyiségét alapvetően nem a nagyobb szervesanyag-tartalmú, hanem a nagyobb mennyiségben jelenlévő mederanyag-frakció határozta meg, az egyes BOM frakciók aránya hasonló képet mutat a mederanyag-frakciók arányával. A kapott TBOM értékeket a nemzetközi irodalomban található hasonló adatokkal összevetve az izzítási veszteség adatok ( $\text{g AFDM m}^{-2}$ ) igen nagyok voltak, százalékos értékre átszámítva a szervesanyag-tartalmat az irodalmi adatok alapján jó egyezést találtunk más vízfolyások bentikus szervesanyagával. A párhuzamosan zajló bentikus, makroszkopikus gerinctelen közösségek vizsgálatokor megállapítottuk, hogy a rendelkezésre álló, túlnyomóan finom frakciójú szervesanyag frakció mint táplálék forrás a filtráló szervezetek dominanciáját vonja maga után. Mellettük 17–34%-ban voltak megtalálhatók a detritusz fogyasztók, a durva frakció kis arányával magyarázható az aprító szervezetek kis (10%-os) aránya. A társulás 10-14%-át alkották a legelészők,

a szakaszra jellemző térben és időben közel állandó faj- és egyedszámban előforduló csigafajok. Nem volt szoros korreláció a bentikus szervesanyag összes, illetve frakcióinak mennyisége és a bentikus szervezetek (összegyedszám, funkcionális táplálkozási csoportok) között, ez a rendelkezésre álló „szervesanyag-túlkínálattal” magyarázható. OERTEL *et al.* (2007, 2011) a négy helyszínen végzett meiofauna kutatás során kimutatták, hogy a meiozoobentosz négyzetméterenként tízezres nagyságrendben fordult elő, elsősorban a felső 5 cm-es rétegben. A taxon csoportok átlagos száma és a kistrákok átlagos fajszáma növekszik a durva (CBOM) és finom (FBOM) szervesanyag frakcióik mennyiségének növekedésével. A taxonok átlagos egyedszáma pozitívan korrelált a szervesanyag nagyon finom (VBOM) frakciójával, de negatívan az ultrafinom (UBOM) frakcióval. Ennek magyarázatát abban látták, hogy az U mederanyag-frakció már nem alkalmas élőhely a meiofauna számára.

A kisebb térléptékű vizsgálatok eredménye alátámasztotta, hogy kb. 1–1,5 km-es távolságban is már kialakulhatnak az áramlási viszonyokban olyan különbségek, melyek a mederanyag mintázatában heterogenitást okozhatnak. Mind az izzítási veszteség adatok, mind a százalékos értékben kifejezett szervesanyag mennyisége viszonylag kis értéket mutattak az irodalmi adatokhoz viszonyítva, az egyidejűleg elvégzett makrozoobentosz vizsgálatok – melyek során minden táplálkozási csoport képviselői előkerültek – során szignifikáns összefüggés adódott az összes bentikus szervesanyag és az össz egyedszám, illetve a kagylók egyedszáma között.

A nagy térléptékű vizsgálatok során a mederanyag összetétele kimutathatóan változott: a durva (C) frakció aránya csökkenő tendenciát mutatott folyásirányban lefelé, egyes helyeken tapasztalhattunk kiugró értékeket. Az eredmények a folyó heterogenitását, foltok (mozaikok) létét támasztják alá. A folyó kontinuitását megszakítják mesterséges behatás vagy természetes folyamatok révén kialakuló foltok, akár teljesen eltérő jellegű kisebb-nagyobb részek. A mederanyag összetétele és a TBOM összetétele különböző dinamikát követett, annak ellenére, hogy az egyes frakciók szervesanyag-tartalma viszonylag kis tartományban mozgott. A párhuzamosan végzett malako-faunisztikai vizsgálatok során az egyes víztér típusok jól elkülönültek fajösszetétel, valamint a kagylófajok mennyiségi összetétele alapján, folyásirányban növekvő diverzitást adódott, összhangban a folyó kontinuitás elvével. A TBOM összetétele és össz mennyisége inkább a heterogenitás, a folyón kialakuló „foltok” létét

tükrözte, amely a Riverine Productivity Model-lel (*RES*) van összhangban. Az eredmények gyakorlati alkalmazása lehetséges a szabályozott folyószakaszok, vagy mőtárgyak környezetének természetvédelmi szempontú rekonstrukciójának, rehabilitációjának tervezésekor. Mind a makroszkópikus gerinctelenek, mind egyes halfajok életfeltételét alapvetően meghatározzák egyrészt az élőhelyükre jellemző medermorfológiai sajátosságok, másrészt a fellelhető szervesanyag mennyisége, előfordulási formája. Egy diverz életközösség, illetve egyes védett fajok megőrzése a fajok preferenciáinak ismeretében tervezhetővé válik, az élőhelyrekonstrukciós fejlesztéseknek jó iránymutatást adhat a mederanyag jellemzők és az élőlények kapcsolata.

## 7. Summary

### 7.1. Quantity and quality of the suspended matter

The aim of present study was to analyze the qualitative and quantitative characteristics of the suspended particulate matter (SPM) in the Danube River, and to describe the interrelationship between SPM and water discharge, furthermore, and to report the longterm changes. The evaluation is based on a 9 year long, weekly sampling from the River Danube at Göd.

I applied the Sediment Rating Curve model and certain correction factors to establish the interrelationship between water discharge and suspended matter (SM) concentration. By validating the model with measured data, the differences between predicted and measured data ranged between 20–43% (excl. outliers), which is acceptable, compared with literature data. Higher differences occurred at SM concentration  $<5\text{mgL}^{-1}$ . A moderate correlation ( $r=0,54$ ) was observed between annual runoff and average differences (abs. values).

The annual SM yield ranged between 0.7 and 2.2 mill t year<sup>-1</sup>. I quantified the decrease of the SM content, which was reported by several authors, and might have happened due to the hydroelectric power stations built at the upper section of the river. The average annual SM yield (1.6 mill t year<sup>-1</sup>) is 50% less, than that of previous decades (1950–1980).

After determination of the relationship between water discharge and SM concentration I calculated that the effective discharge ( $Q_{\text{eff}}$ ) was  $1750\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ , which was slightly higher than the average discharge of the investigated period, made up 13.8% of all daily discharge values and transported 11% of the total suspended matter load during our nine years of record. The upper decile range (similar time duration) of the daily discharge values ( $Q>2500\text{ m}^3\text{s}^{-1}$ ) was responsible for 40% of all SM load. Discharges higher than  $4000\text{ m}^3\text{s}^{-1}$  (occurred 53 days during the investigation period) transported the 14% of the total SM load. That means, that in case of the Danube River, the average discharge was important because of its frequency, high discharge periods were appreciable because of the power of transporting high SM loads.

Applying the SRC model on the nine year long dataset resulted predictions with higher differences than by splitting the dataset into annual datasets. The efficiency of the model increased when we applied multiple linear regression analyses, with datasets subdivided into seasonal and discharge stage subsets, and was even better, when temperature classes were applied.

I applied multiple linear regression to predict the particulate organic matter content of the river water. Based on the suspended matter and the chlorophyll-a concentration data the average differences between measured and predicted organic matter content ranged between 13 and 43%, however, in case of rising water levels in summer and autumn the model showed low efficiency.

No correlation was found between the suspended matter and the chlorophyll-a concentrations during the investigation period. We observed that in case of low ( $<5 \text{ mg L}^{-1}$ ) suspended matter concentration the chlorophyll-a concentration was also low. This was particularly remarkable during the very dry years 2003 and 2005. Despite the low water level in late summer and autumn, low suspended matter content and sufficient N and P content of the water, the chlorophyll-a concentrations were extremely low. Since no toxins were present in the water, light inhibition could cause the anomaly.

Subdivision by the 90%, 50% and 10% discharge duration data showed that the chlorophyll-a concentrations both at rising and at falling water levels – independently from the actual discharge – fluctuated in a wide range. The organic matter content of the SM moved in a wide range when SM concentration was lower than  $45\text{--}50 \text{ mg L}^{-1}$ , and decreased significantly when the SM concentration was higher. According to the results of the variance partitioning the side arms and deadarms of the river have a significant contribution to the organic matter content of the main arm at floods.

## 7.2. Composition and dynamics of the bed material

The objective of present study was to characterise the bed material and the benthic organic matter in the Danube River between Kismaros and Paks at different current velocity sites, on the River Ipoly, and on the Börzsöny-stream and Hosszúvölgyi stream. With cooperation of zoologists, we analyzed the interrelationship between macrinvertebrates (functional feeding groups) and the composition of the benthic organic matter. Three samplings were performed in different spatial scales as follows: small (~ 1 km), meso (river section, ~20 km) and landscape (~150 km).

On the basis of the results of the mesoscale investigations, I established that the total benthic organic matter (TBOM) is determined basically by the quantity and not by the quality of the bed material fractions. Proportion of the BOM fractions revealed similar pattern as the proportion of the bed material fractions. In comparison with literature data the loss on ignition (LOI) values were high, but the percentage data showed similarity with literature data.

Investigations on macrozoobenthos performed in parallel showed that the available, mostly fine fraction of the BOM as substrate caused a dominance of the filterer feeding group. The proportion of the detritus feeders was 17–34%. The proportion of the shredders was 10%, due to the small amount of the coarse fraction. 10–14% of the community were grazers, i.e. gastropoda species, typical for this section, revealing almost constant number of species and individuals.

There was no strong correlation between the BOM fractions or total amount of BOM and benthic communities (number of individuals, functional feeding groups), this could be explained by the ‘oversupply’ of the available organic matter.

OERTEL *et al.* (2007, 2011) investigated the meiofauna simultaneously, they reported that the meiozoobenthos could be found mostly in the uppermost 5 cm layer of the sediment with a number of individuals  $10^4$  ind  $m^{-2}$ .

The number of average taxonomic groups and the average number of species increased with the increase of the amount of the coarse BOM (CBOM) and fine BOM (FBOM). There was positive correlation between the average number of individuals and the very fine BOM (VBOM), but

negative correlation occurred with the ultra fine BOM (UBOM). The explanation was that the ultrafine bed material fraction was not a convenient habitat for the meiofauna.

The results of the small scale investigations confirmed that differences in the flow characteristics can occur even within a 1–1.5 km spatial scale, which cause heterogeneities in the pattern of the bed material. Both LOI and percentage organic matter data were relative low in comparison with the literature data. Investigations on macrozoobenthos performed simultaneously showed that all feeding groups could be found, but there was significant correlation only between TBOM and the number of individuals, and between TBOM and the number of bivalves.

In the landscape scale investigation the composition of the bed material changed markedly: the proportion of the coarse fraction decreased downstream, with outliers at certain sites. Our result confirmed the heterogeneity of the river, and the existence of ‘patches’.

The continuity of the river is interrupted by patches – that can show marked differences –, which evolve either from natural processes or from human impact. Composition of the bed material and the TBOM revealed different dynamics, although the organic matter content of the bed material fractions moved in a narrow range. The simultaneously performed investigation on the bivalve fauna showed a special grouping of the water types based on species composition. Increasing diversity occurred downstream, in accordance with the River Continuum Concept (VANNOTE *et al.* 1980). Composition of the TBOM confirmed the heterogeneity, the existence of patches, similarly to the Riverine Ecosystem Synthesis (THORP *et al.* 2006).

## A dolgozatban szereplő rövidítések jegyzéke

Ap, ar: apadó, áradó vízállás

Chla: a-klorofill-koncentráció ( $\mu\text{g L}^{-1}$ )

CV%: variációs koefficiens, a szórás és az átlag aránya százalékosan kifejezve

D: eltérés, százalékosan kifejezve a mért és a számolt érték közt:

$$D(\%) = \frac{C_{sz} - C_m}{C_m} \cdot 100$$

$\overline{D}$ : az eltérések abszolút értékének átlagértéke

$\overline{D}_{sz}$ : az eltérések abszolút értékének átlagértéke a kiugró adatok nélkül

KOI: kémiai oxigén igény ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ )

DKOI: a szűretlen és a szűrt Duna vízének kémiai oxigénigényének különbsége ( $\text{mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ )

KF: korrekciós faktor

LA: lebegőanyag-koncentráció ( $\text{mg L}^{-1}$ )

N: elemszám

NS: Nash-Sutcliffe hatékonyság mutató

$$NS = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (M_i - S_i)^2}{\sum_{i=1}^n (M_i - S_{\text{át}})^2} \quad \text{ahol } M_i: \text{ a megfigyelt, } S_i: \text{ a számolt érték}$$

Q: vízhozam ( $\text{m}^3 \text{ s}^{-1}$ )

$r^2$ : determinációs együttható:

$$r^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (\bar{y}_i - \bar{y})^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad \text{ahol } y_i: \text{ a változó aktuális, } \bar{y}: \text{ a változó átlag értéke}$$

SRC (*sediment rating curve*): lebegőanyag szállítási görbe

T: hőmérséklet ( $^{\circ}\text{C}$ )

T1, T2, T3: hőmérsékleti tartományok ( $0\text{--}5^{\circ}\text{C}$ ,  $5\text{--}10^{\circ}\text{C}$ ,  $10\text{--}15^{\circ}\text{C}$ )

Té, ta, ny, ő: tél, tavasz, nyár, ősz

AFDM  $\text{m}^{-2}$  (*ashfree dry mass*): g hamu mentes szárazanyag  $\text{m}^2$ -enként

BOM (*benthic organic matter*): bentikus szervesanyag

C (*coarse*): durva mederanyag-frakció ( $2360\text{--}710 \mu\text{m}$ )

CBOM (*coarse benthic organic matter*): durva szervesanyag ( $2360\text{--}710 \mu\text{m}$ )



F (*fine*): finom mederanyag-frakció (710–250  $\mu\text{m}$ ),  
FBOM (*fine benthic organic matter*): finom bentikus szervesanyag (710–250  $\mu\text{m}$ ),  
TBOM (*total benthic organic matter*): össz. bentikus szervesanyag (g AFDM  $\text{m}^{-2}$ )  
U (*ultra fine*): ultra finom mederanyag-frakció (63–0,45  $\mu\text{m}$ )  
UBOM (*ultra fine benthic organic matter*): ultra finom bentikus szervesanyag (63–0,45  $\mu\text{m}$ ) V (*very fine*): nagyon finom mederanyag-frakció (250–63  $\mu\text{m}$ )  
VBOM (*very fine benthic organic matter*): nagyon finom bentikus szervesanyag (250–63  $\mu\text{m}$ )

## 8. Köszönetnyilvánítás

Köszönetet mondok Dr. Dévai Györgynek és Dr. Oertel Nándornak a témaválasztás, a kutatómunka, valamint a tanulmányi kötelezettségek teljesítése során nyújtott nélkülözhetetlen segítségükért.

Köszönetemet fejezem ki Dr. Nosek Jánosnak is, akire szintén mindig számíthattam mind a kutatás, mind a tanulmányaim során.

Köszönettel tartozom Dr. Ács Évának és Dr. Kiss Keve Tihamérnak, akikkel számos közös munkán és publikáción keresztül szélesíthettem ismereteimet a hidrobiológia terén.

Az adatok feldolgozásában segítségemre volt Dr. Bódis Erika, Dr. Arthur J. Horowitz, Dr. Horváth Zsófia, Dr. Nosek János, Dr. Specziár András, Dr. Vad Csaba Ferenc, a dolgozat 1. ábráját Dr. Tóth Adrienn készítette, őket külön köszönet illeti. Az ábrák és táblázatok elkészítése során Dr. Lövei Gábor útmutatásait követtem, köszönöm neki a tanácsokat, javításokat.

A mintavételek során Dr. Bódis Erika, Dr. Borza Péter, Bodrogi Berta, Dr. Nosek János, Dr. Tóth Adrienn és Dr. Tóth Balázs járultak hozzá a munka sikeréhez, hálával tartozom mindannyiuknak.

Bodrogi Berta, Lukácsné Krasznai Veronika, Kállayné Fábíán Judit, Maglódi Ágnes és Tumbász Anett a laboratóriumi munka során nyújtott asszisztenciát, ezúton is köszönöm nekik.

Köszönettel tartozom azon kollégáknak, akik más témakörben végzett munkájukba vontak be: Pohner Zsuzsanna, Dr. Puky Miklós, Dr. Szabó-Taylor Kata, Szilágyi Zsuzsanna, Dr. Vad Csaba Ferenc

Köszönetet mondok az MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás, majd MTA Duna-kutató Intézet illetve MTA ÖK Duna-kutató Intézet mindenkori vezetőjének (Dr. Kiss Keve Tihamér, Dr. Oertel Nándor, Dr. Guti Gábor, Dr. Báldi András).

Köszönettel tartozom az Ökológiai és Botanikai Kutató Intézet vezetőinek (Prof. Borhidi Attila, Prof. Vida Gábor, Dr. Török Katalin) és az Ökológiai Kutatóközpont vezetőjének (Dr. Báldi András).

A kutatómunka az OTKA anyagi támogatásával, a T/046180 sz. pályázat keretében folyt.

## 9. Irodalomjegyzék

### 9.1. Az értekezésben hivatkozott publikációk jegyzéke

- Ács, É. – Szabó, K. – Kiss, Á. K. – Tóth, B. – Záray, Gy. – Kiss, K. T. 2006: Investigation of epilithic algae on the River Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the River Danube. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 16: 389–417.
- Allan, J. D. 1995: *Stream Ecology. Structure and function of running waters.* Kluwer Academic Publishers. Dordrecht/Boston/London. P. 379.
- Angeler, D. G. – Sánchez-Carrillo, S. – García, G. – Alvarez-Cobelas, M. 2001: The influence of *Procambarus clarkii* Cambaridae, Decapoda on waterquality and sediment characteristics in a Spanish floodplain wetland. *Hydrobiologia* 464: 89–98.
- Angradi, T. R. 1996: Inter-habitat variation in benthic community structure, function, and organic matter storage in 3 Appalachian headwater streams. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 42–63.
- Ábrahám, M. – Várday, N. 1977: A Rajka–Esztergom közötti Duna-szakasz vízminőségi problémái. *Hidrológiai Közlöny* 57: 60–64.
- Ács, É. – Szabó, K. – Kiss, Á. K. – Tóth, B. – Záray, Gy. – Kiss, K. T. 2006: Investigation of epilithic algae on the River Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the River Danube. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 16: 389–417.
- Asselman, N. E. M. 2000: Fitting and interpretation of sediment rating curves. *J. of Hydrol.* 234: 228–248.
- Barmuta, L. A. 1988: Benthic organic matter and macroinvertebrate functional feeding groups in a forested upland stream in temperate Victoria. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 23: 1394–1398.
- Basaguren, A. – Elosegui, A. – Pozo, J. 1996: Changes in the trophic structure of benthic macroinvertebrate communities associated with food availability and stream flow variations. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 81: 79–91.
- Battin, T. J. – Sengschmitt, D. 1999: Linking Sediment Biofilms, Hydrodynamics, and River Bed Clogging: Evidence from a Large River. *Microbial Ecology* 37: 185–196.

- Baumgartner, A. – Waringer, J. A. 1997 Longitudinal zonation and life cycles of macrozoobenthos in the Mauerbach near Vienna, Austria. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 82: 379–394.
- Biedenharn, D. S. – Copeland, R. R. – Thorne, C. T. – Soar, P. J. – Hey, R. D. – Watson, C. C. 2000: Effective discharge calculation: A practical guide. Technical Report, U.S. Army Engineer Research and Development Center, Vicksburg MS. pp. 1–48.
- Bogárdi, J. 1971: Vízfolyások hordalékszállítása. Akad. Kiadó, Budapest. p. 837.
- Bolberitz, K. – Borsányi, B. 1975: A biokémiai oxigén-igény meghatározásának újabb módja. *Hidrológiai Közlöny* 11: 487–493.
- Bolberitz, K. – Hegyessy, L. 1962: A vizek összes szervesanyagának meghatározása. *Hidrológiai Közlöny* 3: 258–266.
- Borcard, D. – Legendre, P. – Avois-Jacquet, C. – Tuomisto, H. 2004: Dissecting the spatial structure of ecological data at multiple scales. *Ecology* 85: 1826–1832.
- Bothár, A. – Kiss, K. T. 1990: Phytoplankton and zooplankton Cladocera, Copepoda relationship in the eutroficated River Danube Danubialia Hungarica, CXI. *Hydrobiologia* 191: 165–171.
- Boulton, A. J. – Lake, P. S. 1992: Benthic organic matter and detritivorous macroinvertebrates in two intermittent streams in south-eastern Australian. *Hydrobiologia* 241: 107–118.
- Boulton, A. J. – Findley S. – Marmonier P. – Stanley E. H., – Valett H. M. 1998: The functional significance of the hyporheic zone in streams and rivers. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29: 59–81.
- Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2011a: A bentál strukturális és funkcionális elemei a Duna vízrendszerében. 3. A kagylófauna térbeli mintázata a környezeti változók függvényében. *Hidrológiai Közlöny* 91: 29–32.
- Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. – Hornung, E. – Sousa, R. 2011b: Spatial distribution of bivalves in relation to environmental conditions Middle Danube catchment, Hungary. *Community Ecology* 12: 210–219.
- Bradu, D. – Mundlak, Y. 1970: Estimation in Lognormal Linear Models. *Journal of the American Statistical Association* 65: 198–211.
- Carpentier, S. – Moilleron, R. – Beltran, C. – Hervé, D. – Thévenot, D. 2002: Quality of dredged material in the River Seine basin France. I.

- Physico-chemical properties. *Science of the Total Environment* 295: 101–113.
- Claret, C. – Marmonier, P. – Gibert, J. 2000: Efficiency of organic matter transformations in the hyporheic zone. Impact of river regulation. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 398–401.
- Clarke, S. J. – Wharton, G. 2001: Sediment nutrient characteristics and aquatic macrophytes in lowland English rivers. *Science of the Total Environment* 266: 103–112.
- Cogerino, L. – Cellot, B. – Bournaud, M. 1995: Microhabitat diversity and associated macroinvertebrates in aquatic banks of a large European river. *Hydrobiologia* 304: 103–115.
- Corkum, L. D. 1992: Relationships between density of macro- invertebrates and detritus in rivers. *Arch. Hydrobiol.* 125: 149–166.
- Crowl, T. A. – Covich, A. P. – Scatena, F. N. – Phillips, R. – Townsend M. J. – Vinson, D. K. 2002: Particulate organic matter dynamics in tropical headwater streams: a comparison of biotic and abiotic factors. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 923–927.
- Cummins, K. W. – Klug, M. J. 1979: Feeding ecology of stream invertebrates. *Annual Reviews of Ecology and Systematics* 10: 147–72.
- Csajághy, G. 1960: A felszín alatti vizek szervesanyagai. *Hidrológiai Közlöny* 4: 324–329.
- Csoma, J. 1964: A mederanyag–mintavétel és a minta megbízhatóságának vizsgálata. *Hidrológiai Közlöny* 3: 124–128.
- Dang, T. H. – Coynel, A. – Orange, D. – Blanc, G. – Etcheber, H. – Le, L. A. 2010: Long-term monitoring 1960–2008 of the river-sediment transport in the Red River Watershed Vietnam: Temporal variability and dam-reservoir impact. *Science of the Total Environment* 408: 4654–4664.
- Dévai, Gy. – Czégény, I. – Dévai, I. – Heim, Cs. – Moldován, J. – Preczner, Zs. 1984: Balatoni és zalai üledékek ökológiai hatásvizsgálata az árvaszúnyogok (Diptera: Chironomidae) példáján. *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.* 1: 3–183.
- Dinka, M. 1991: A Fertő-tó üledékének szervesanyag-, nitrogén- és foszfortartalma. *Hidrológiai Közlöny* 2: 92–97.

- Dinka, M. 1995: On the sediment chemistry of an oxbow lake in the Szigetköz Danube 1835 river km. *Opusc. Zool. Budapest* 27–28: 147–153.
- Doisy, K. E. – Rabeni C. F. 2001: Flow conditions, benthic food resources, and invertebrate community composition in a low-gradient stream in Missouri. *Journal of the North American Benthological Society* 20: 17–32.
- Doyle, M. W. – Shields Jr, F. D. – Boyd, K. F. – Skidmore, P. B. – Dominick, D.: 2007 Channel-forming discharge selection in river restoration design. *Journal of Hydraulic Engineering* 133: 831–837.
- Drake, J. A. 1984: Species aggregation: influence of detritus in a benthic invertebrate community. *Hydrobiologia* 112: 109–118.
- Duan, N. 1983: Smearing estimate: A nonparametric retransformation method. *Journal of the American Statistical Association* 78: 605–610.
- Dvihally, S. T. 1962: Der gelöste Sauerstoff, die Schwebstoffmenge und die Trübung im Oberflächenwasser der Donau ahrend des Jahre 1959. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Donauforschung* 27/2: 72–84 .
- Dvihally, S. T. 1979: Trübung und selektive Lichtdurchlässigkeit des Donauwassers. *Danubialia Hungarica XCI. Ann. Univ. Sci. Budapest. Sect. Biol.* 20–21: 5–12.
- Dvihally, Zs. – Vágás, I. 1966: A Duna-víz klorid tartalmának és lúgosságának jellegzetes változása az 1965. évi tavaszi áradások során. *Hidrológiai Közlöny* 46: 273–277.
- Dvihally, S. T. 1975: Primary produktion of the Hungarian Danube. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 19: 1717–1722.
- Dvihally, Zs. T 1984: Daten zur Selbstreinigungskraft der ungarischen Donaustrecke. *Danubialia Hungarica XCIII. Ann. Univ. Sci. Budapest. Sect. Biol.* 24/26: 5–10.
- Elexová, E. – Némethová, D. 2003: The effect of abiotic environmental variables on the Danube macrozoobenthic communities. *Limnologica* 33: 340–354.
- Evans, K. M. – Gill, R. A. – Robotham, P. W. J. 1990: The PAH and organic content of sediment particle size fractions. *Water, Air, and Soil Pollution* 51: 13–31.
- Felföldy, L. 1987: *Biológiai vízminősítés. Vízgazdálkodási Intézet, Budapest.* p. 138.

- Ferguson, R. I. 1986: River loads underestimated by rating curves. *Water Resources Research* 22: 74–76.
- Findlay, S. E. G. – Sinsabaugh, R. L. 2003: *Aquatic Ecosystems: Interactivity of Dissolved Organic Matter*. Academic Press, San Diego, Ca, p. 512.
- Fisher, S. G. – Grimm, N. B. – Marti, E. – Holmes, R. M. – Jones, J. B. 1998: Material spiraling in stream corridors: a telescoping ecosystem model. *Ecosystems* 1: 19–34.
- Förstner, U. – Müller, G. 1973: Heavy metal accumulation in river sediments: A response to environmental pollution. *Geoforum* 4: 53–61.
- Frankó, A. – Ponyi, J. 1973: A szén és a nitrogén arányának változása a Balaton felső iszaprétegében. *Hidrológiai Közlöny* 2: 81–84.
- Gao, P. – Josefsen, M. 2012: Temporal variations of suspended sediment transport in Oneida Creek watershed, central New York. *J. of Hydrology* 426–427: 17–27.
- Gray, J. R. – Simões, F. J. M. 2008: Estimating sediment discharge. *In: García, M. H. szerk: Sedimentation Engineering-Processes, Measurements, Modeling, and Practice, Manual*. pp. 1067–1088, Am. Soc. of Civ. Eng. – Reston, Va, p. 1115.
- Goodwin, P. 2004. Analytical Solutions for Estimating Effective discharge. *Journal of Hydraulic Engineering* 130: 729–738.
- Håkanson, L. – Mikrenska, M. – Petrov, K. – Foster, I. 2005: Suspended particulate matter SPM in rivers: empirical data and models. *Ecological Modelling* 183: 251–267.
- Hein, T. – Baranyi, C. – Herndl, G. J. – Wanek, W. – Schiemer, F. 2003: Allochthonous and autochthonous particulate organic matter in floodplains of the River Danube: the importance of hydrological connectivity. *Freshwater Biology* 48: 220–232.
- Hein, T. – Baranyi, C. – Reckendorfer, W. – Schiemer, F. 2004: The impact of surface water exchange on the nutrient and particle dynamics in side arms along the River Danube, Austria. *Science of the total Environment* 328: 207–218.
- Heiri, O. – Lotter, A. F. – Lemcke, G. 2001: Loss on ignition as a method for estimating organic and carbonate content in sediments: reproducibility and comparability of results. *Journal of Paleolimnology* 25: 101–110.

- Hellman, H. 1986: Schwermetalle in den Schwebstoffen des Mittelrheins 1974, 1979 und 1983/84 – ein Beitrag zur Trendermittlung. *Z. Wasser-Abwasser-Forsch.* 20: 1–5.
- Hildrew, A. G. 1998: Physical habitat and the benthic ecology of streams and rivers. *In: Bretshko, G. – Helešic, J. (szerk): Advances in river bottom ecology.* pp. 13–22. Backhuys Publ. Leiden, NL. p. 344.
- Hill, B. H. – Gardner, T. J. – Ekisola, O. F. 1992: Benthic organic matter dynamics in Texas prairie streams. *Hydrobiologia* 242: 1–5.
- Hoffmann, I. – Kelemen, B. 1977: Újabb módszerek vizek szerves szennyezettségének jellemzésére. *Hidrol. Közl.* 6–7: 294–302.
- Horváth, L. – T. Bartalis, É. 1999: A vízkémiai viszonyok jellemzése a Duna Rajka–Szob közötti szakaszán. *Vízügyi Közlemények* 1: 54–85.
- Horowitz, A. J. 2001: Estimating suspended sediment and trace element fluxes in large river basins: methodological considerations as applied to the NASQUAN programme. *Hydrological Processes* 15: 1107–1132.
- Horowitz, A. J. 2003: An evaluation of sediment rating curves for estimating suspended concentrations for subsequent flux calculations. *Hydrological Processes* 17: 3387–3409.
- Horowitz, A. J. – Stephens, V. C. – Elrick, K. A. – Smith, J. J. 2012: Concentrations and annual fluxes of sediment-associated chemical constituents from conterminous US coastal rivers using bed sediment data. *Hydrol. Process.* 26: 1090–1114.
- House, W. A. – Denison, F. H. 1998: Phosphorus dynamics in a lowland river. *Water Research* 32: 1819–1830.
- House, W. A. – Denison, F. H. 2002: Total phosphorus of river sediments in relationship to calcium, iron and organic matter concentrations. *Science of the Total Environment* 282–283: 341–351.
- Ittekkot, V. 1988: Global trends in the nature of organic matter in river suspensions. *Nature* 332: 436–438.
- Jain, S. 2001: Development of Integrated Sediment Rating Curves Using ANNs. *Journal of Hydraulic Engineering* 127: 30–37.
- Julien, P.-Y. 2002: *River Mechanics.* Cambridge, Cambridge University Press, p. 434.
- Junk, W. J. – Bayley, P. B. – Sparks, R. E. 1989: The flood pulse concept in river–floodplain systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.* 106: 110–127.



- Keckeis, S. – Baranyi, C. – Hein, T. – Holarek, C. – Riedler, P. – Schiemer, F. 2003: The significance of zooplankton grazing in a floodplain system of the River Danube. *Journal of Plankton Research*. 25: 243–253.
- Keil, R. G. – Mayer, L. M. – Quay, P. D. – Richey, J. E. – Hedges J. I. 1997: Loss of organic matter from riverine particles in deltas. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 61: 1507–1511.
- Kiss, K. T. 1984: Relationship between the chemical oxygen demand, suspended matter content and algal count in the Eastern Main Canal Hungary. *Tiscia Szeged* 19: 39–48.
- Kiss, K. T. 1993: Winter blooms of centric diatoms in the River Danube and its side-arms near Budapest Hungary. *Hydrobiologia* 269/270: 317–325.
- Kiss, K. T. 2000: Növekedett-e a Duna trofitási szintje a Bósi-vízlépcső hatására? *Hidrológiai Közöny* 80: 316–318.
- Kiss, K. T. – Genkal, S. I. 1997: Télvégi – koratavaszi Centrales Bacillariophyceae vízvirágzás a Dunán 1996. *Hidrológiai Közöny* 77: 57–58.
- Kiss, K. T. (1999): Szigetközi vizek trofitása a fitoplankton vizsgálatok tükrében. – In: Láng, et al. (szerk). *A Szigetköz környezeti állapotáról*. pp. 67–77. MTA Szigetközi Munkacsoport, Budapest.
- Kiss, K. T. – Ács, É. – Szabó, K. É. – Tóth, B. – Kiss, Á. K. 2006: Alteration in the summer phytoplankton abundance from a medium to low water level conditions in the River Danube. In: *Proceedings 36th International Conference of IAD. Austrian Committee Danube Research / IAD, Vienna*. ISBN 13: 978–3–9500723–2–7.
- Koch, R. W. – Smillie, G. M. 1986: Comment on "River Loads Underestimated by Rating Curves" by R. I. Ferguson. *Water Resources Research* 22: 2121–2122.
- Kozma, E. – 1975: Untersuchungen über die Veränderungen des organischen Stoffgehaltes des Donauwassers. *Danubialia Hungarica LXXV. Ann. Univ. Sci. Budapest. Sect. Biol.* 17: 31–39.
- Kozma, E. 1977: Über die organischen Stoffgehaltsveränderungen des Donauwassers beim Stromkm. 1669. *Danubialia Hungarica LXXIX. Ann. Univ. Sci. Budapest. Sect. Biol.* 18/19: 39–46.

- Krause, P. – Boyle, D. P. – Båse, F. 2005: Comparison of different efficiency criteria for hydrological model Assessment. *Advances in Geosciences* 5: 89–97.
- Kuipers, B. R. – de Wilde, P. A. W. J. – Creutzberg, F. 1981: Energy flow in a tidal flat ecosystem. *Marine Ecology – Progress. Series* 5: 215–221.
- Lampert, W. – Sommer, U. 2007: *Limnoecology: The Ecology of Lakes and Streams*. 2nd edition. Oxford, Oxford University Press p 324.
- Lászlóffy, W. 1965: Die Hydrographie der Donau. *In: Liepolt, R. (ed): Limnologie der Donau, II.* 16–57.
- Leichtfried, M. 1998: The Austrian Danube, a deep, fast flowing river: C Organic matter in the bed sediments. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 1142–1149.
- Li, H.-E. – Lee, J. H.-W. – Cai, M. 2003: Nutrient load estimation methods for rivers. *Int. Journal of Sediment Res.* 18: 346–351.
- Lin, J.-G. – Chen, S.-Y. 1998: The relationship between adsorption of heavy metal and organic matter in river sediments. *Env. Internat.* 24: 345–352.
- Mackay, R. J. 1977: Behaviour of *Pynopsyche* (Trichoptera, Limnephilidae) on mineral substrates in laboratory streams. *Ecology* 58: 191–195.
- Maridet, L. – Philippe, M. – Wasson, J. G. – Mathieu, J. 1996: Spatial and temporal distribution of macroinvertebrates and trophic variables within the bed sediment of three streams differing by their morphology and riparian vegetation. *Arch. Hydrobiol.* 136: 41–64.
- Maridet, L. – Wasson, J. G. – Philippe J. M. – Amoros, C. 1995: Benthic organic matter dynamics in three streams: riparian vegetation or bed morphology control? *Arch. Hydrobiol.* 132: 415–425.
- Martinez, B. – Velasco, J. – Suárez M. L. – Vidal-Abarca, M. R. 1998: Benthic organic matter dynamics in an intermittent stream in Southeast Spain. *Archiv für Hydrobiologie* 141: 303–320.
- Meybeck, M. – Laroche, L. – Dürr, H. H. – Syvitski, J. P. M. 2003: Global Variability of daily Total Suspended Solids and their fluxes in rivers. *Global and Planetary Change*, 39: 65–93.
- Muñoz, I. – Prat, N. 1994: Macroinvertebrate community in the lower Ebro river NE Spain. *Hydrobiologia* 286: 65–78.
- Nash, J. E. – Sutcliffe, J. V. 1970: River flow forecasting through conceptual models, Part1: A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10: 282–290.

- Nosek, J. – Oertel, N. – Bódis, E. – Tóth, B. 2009: A bentikus szervesanyag és a makrogerinctelen társulások tér- és időbeli változása a Duna kismarosi 1688 fkm és Göd 1668 fkm közötti szakaszán. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 20: 165–179.
- Oláh, J. 1973: A szerves törmelék kilúgozódása, benépesülése és stabilizációja a detrituszformálódás folyamatában: a detritusz mennyisége és tápértéke a Balatonban. *Hidrológiai Közlöny* 11: 514–520.
- Oertel, N. 1992: Nehézfémek a Duna vizében, lebegőanyagában és a bevonat szervezeteiben. Kandidátusi értekezés. p.145.
- Oertel, N. 1994: Trend analysis of heavy metal concentration of the suspended matter in the river Danube. *Water Science and Technology* 29: 141–143.
- Oertel, N. – Nosek, J. – Bódis, E. – Borza, P. – Tóth, B. 2010: Dunai makrogerinctelen-mintavételek tanulságai a Gödi-sziget térségében. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 21: 139–152.
- Oertel, N. – Nosek, J. – Bódis, E. – Borza, P. – Tóth, B. 2011: A bentál strukturális és funkcionális elemei a Duna vízrendszerében 2. A meio- és makrogerinctelen társulások. *Hidrológiai Közlöny* 91: 65–68.
- Oertel, N. – Nosek, J. – Ponyi, J. 2007: Meiofauna-kutatások a Duna hipoheális régiójában. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 16: 175–186.
- Peeters, E. T. H. M. – Glystra, R. – Vos, J. H. 2004: Benthic macroinvertebrate community structure in relation to food and environmental variables. *Hydrobiologia* 519: 103–115.
- Peters-Kümmerly, B. E. 1973: Untersuchungen über Zusammensetzung und Transport von Schwebstoffen in einiger Schweizer Flüssen. *Geographica Helvetica* 28: 137–151.
- Pfenning, K. S. – McMahon, P. B. 1996: Effect of nitrate, organic carbon, and temperature on potential denitrification rates in nitrate-rich riverbed sediments. *Journal of Hydrology* 187: 283–295.
- Ponyi, J. – Frankó, A. 1977: A szervesszén horizontális eloszlása a Balaton felső iszaprétegében. *Hidrológiai Közlöny* 4: 163–166.
- Poot, A. – Gillissen, F. – Koelmans, A. A. 2007: Effects of flow regime and flooding on heavy metal availability in sediment and soil of a dynamic river system. *Environmental Pollution* 148: 779–787.
- Puskás, M. 1977: Keresztmetszethálós vízminőség vizsgálatok a Duna Szob–Budapest közötti szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 2: 65–70.

- Rajae, T. – Mirbagheri, S. A. – Zounemat-Kermani, M. – Nourani, V. 2009: Daily suspended sediment concentration simulation using ANN and neuro-fuzzy models. *Science of the Total Environment* 407: 4916–4927.
- Rákóczi, L. 1993: A Duna hordalékjárása. *Vízügyi közlemények* 75: 129–149.
- Reckendorfer, W. 2006: Morphometrie, Hydrologie und Sedimentologie in den Orther Donauauen. *Wissenschaftliche Reihe Nationalpark Donauauen*, Heft 6, 1–20.
- Reiczigel, J. – Harnos, A. – Solymosi, N. 2010: Biostatisztika nem statisztikusoknak. *Pars Kft. Budapest*, p. 455.
- Reschke, S. – Ittekkot, V. – Panin, N. 2002. The Nature of organic matter in the Danube River particles and North-western Black Sea sediments. *Est. Coast. Shelf Sci.* 54: 563–574.
- Rempel, L. L. – Richardson, J. S. – Healey, M. C. 2000: Macroinvertebrate community structure along gradients of hydraulic and sedimentary conditions in a large gravel-bed river. *Freshwater Biology* 45: 57–73.
- Scharold, J. V. – Corry, T. D. – Bolgrien, D. W. – Angradi T. R. 2010: Spatial variation in the invertebrate macrobenthos of three large Missouri River reservoirs. *Fundamental and Applied Limnology* 176: 101–113.
- Schönborn, W. 1992: *Fließgewässerbiologie*. Gustav Fischer Verlag Jena, Stuttgart, p. 504.
- Sebestyén, O. 1963: Detrituszproblémák a Balatonban. *Hidrológiai Közlöny* 1: 73–76.
- Segura, R. – Arancibia, V. – Zúñiga, M. C. – Pastén, P. 2006: Distribution of copper, zinc, lead and cadmium concentrations in stream sediments from the Mapocho River in Santiago, Chile. *Journal of Geochemical Exploration* 91: 71–80.
- Sichingabula, H. M. 1999: Magnitude-frequency characteristics of effective discharge for suspended sediment transport, Fraser River, British Columbia, Canada. *Hydrological Process.* 13: 1361–1380.
- Schmid-Araya, J. M. – Schmid, P. E. 2000: Trophic relationship: integrating meiofauna into a realistic benthic food web. *Freshwater Biology* 44: 149–163.

- Schmidt, A. 2003: A Duna sajátos nyárvégi és koraőszi vízminősége 2003-ban – *In: Somogyvári O. (szerk): Élet a Duna-ártéren - természetvédelemről sokszemközt*, pp. 25-29., DDNP - BITE, Pécs.
- Somló, L. 1983: A szervesanyag-tartalom alakulása a Balaton partmenti sávjában 1980–81-ben. *Hidrológiai Közlöny* 11: 198–501.
- Spaccesi, F. – Capítulo A. R. 2009: Benthic invertebrate assemblage in Samborombón River Argentina, S. America, a brackish plain river *Aquatic Ecology* 43: 1011–1022.
- Statzner, B. – Higler, B. 1985: Questions and comments on the river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 42: 1038–1044.
- Szilágyi, M. – Rácz, T. 2011: 2010. év vízkárelhárítási feladatai Budapesten. Tapasztalatok, tanulságok. MHT XXIX. Országos Vándorgyűlés, 2011. július 6–8. Eger, [http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/29/dolgozatok/szilagyi\\_mihaly.html](http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/29/dolgozatok/szilagyi_mihaly.html).
- Sutherland, R. A. 1998: Loss-on-ignition estimates of organic matter and relationship to organic carbon in fluvial bed sediments. *Hydrobiologia* 389: 153–167.
- T. Bartalis, É. 1978: A Duna Rajka–Nagymaros közötti szakaszának biológiai vízminősége. *Hidrológiai Közlöny* 58: 311–318.
- Tóth, A. – Tóth, B. – Kiss, K. T. 2010: A Duna fő- és mellékága zooplankton együtteseinek összehasonlítása a gödi szakaszon. *Hidrológia Közlöny* 90: 145–147.
- Tóth, B. 2007: Vízkémiai vizsgálatok magyar Duna-szakaszon. *In.: Nosek, J. – Oertel, N. szerk: „A Dunának, mely múlt, jelen s jövő...” 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomás. p. 23–31. Dandera Bt. – Erdőkeres, p. 190.*
- Tóth, B. – Bódis, E. 2015: Estimation of suspended loads in the Danube River at Göd (1668 river km), Hungary. *Journal of Hydrology* 523: 139–146.
- Tóth, B. – Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N 2008: Dynamics of the suspended particulate organic matter in the middle Danube section at Göd 1669 river km. *Limnological Reports* 37. Proceedings of the 37<sup>th</sup> International Conference of IAD, 29. oct. – 01. nov. 2008. Chisinau, Moldova. ISBN 978–86–911997–0–8. pp. 237–243.

- Tóth, B. – Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. 2011: A bentál strukturális és funkcionális elemei a Duna vízrendszerében. I. Mederanyag és szervesanyag. *Hidrológiai Közlöny* 91: 101–104.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2005: A szervesanyag és lebegőanyag-koncentrációjának hosszútávú változása a Dunában. *Hidrológiai Közlöny* 85: 152–154.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2006a: A mederanyag szemcseméret szerinti frakcióinak és szervesanyag-tartalmának mélységbeli változása a Duna középső szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 86: 123–125.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2006b: Spatial and temporal changes in the benthic organic matter at the depositive and erosive zones of the Hungarian Danube. *In: Proceedings of the 36th International Conference of IAD. Austrian Committee Danube Research / IAD, Vienna. ISBN 13: 978-3-9500723-2-7. pp. 404–409.*
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2008: Composition and dynamics of benthic organic matter in the middle Danube section. *Arch. Hydrobiol. Supplement Bände* 166. Suppl. Large Rivers 18: 257–270.
- Tóth, B. – Oertel, N. 2008: A mederanyag összetételének és szervesanyag-tartalmának heterogenitása egy depozíciós partszakaszon, a Duna középső szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 88: 207–210.
- Tóth, J. 1968: A mellékágak jelentősége. *Halászat* 14: 173–174.
- Thomas, R. B. 1988: Monitoring baseline suspended sediment in forested basins: the effects of sampling on suspended sediment rating curves. *Hydrological Sciences Journal* 33: 499–514.
- Thorp, J. H. 1994: The riverine productivity model: an heuristic view of carbon sources and organic processing in large river ecosystems. *Oikos* 70: 305–308.
- Thorp, J. H. 2002: Dominance of autochthonous autotrophic carbon in food webs of heterotrophic rivers. *Oikos* 96: 543–550.
- Thorp, J. H. – Thoms, M. C. – Delong, M. D. 2006: The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Res. Applic.* 22: 123–147.
- Tockner, K. – Pennetzdorfer, D. – Reiner, N. – Schiemer, F. – Ward, J. V. 1999: Hydrological connectivity, and the exchange of organic matter and nutrients in a dynamic river-floodplain system Danube, Austria. *Freshw. Biol.* 41: 521–535.
- Tóry, K. 1952: A Duna és szabályozása. Akadémiai kiadó, Budapest, p. 454.

- Vannote, R. L. – Minshall, G. W. – Cummins, K. W. – Sedell, J. R. – Cushing, C. E. 1980: The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37: 130–137.
- Veyssey, E. – Etcheber, H.-Lin, R. G. – Buat-Menard, P. – Maneux, E. 1999: Seasonal variation and origin of particulate and organic carbon in the Lower Garonne River at La Reole southwestern France. *Hydrobiologia* 391: 113–126.
- Vörös, L. – V.-Balogh, K. – Herodek, S. – Kiss, K. T. 2000: Underwater light conditions, phytoplankton photosynthesis and bacterioplankton production in the Hungarian section of the River Danube. *Large Rivers* 11, No. 4. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 115: 511–532.
- Walling, D. E. – Webb, B. W. 1981: The reliability of suspended load data. In: *Erosion and Sediment transport measurement*. IAHS Publ. 133: 177–194.
- Walling, D. E. – Webb, B. W. 1988: The reliability of rating curve estimates of suspended sediment yield: some further comments. IAHS Publ. 174: 337–350.
- Ward, J. V. – Robinson, C. T. – Tockner, K. 2002: Applicability of ecological theory to riverine ecosystems. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 28: 443–450.
- Ward, J. V. – Stanford, J. A. 1995: The serial discontinuity concept: extending the model to floodplain rivers. *Regul. Rivers: Res. Manage.* 10: 159–168.
- Wolman, M. G. – Miller, J. P. 1960: Magnitude and frequency of forces in geomorphic processes. *Journal of Geology* 68: 54–74.
- Zhang, W. – Wei, X. – Zheng, J. – Zhu, Y. – Zhang, Y. 2012: Estimating suspended sediment loads in the Pearl River Delta region using sediment rating curves. *Continental Shelf Research* 38: 35–46.
- Zilli, F. – Luciana, M. – Marchese, M. R. 2008: Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Paraná River floodplain Argentina. *Limnologica* 38: 159–171.

## **9.2. A jelölt tudományos tevékenységének jegyzéke**

*9.2.1. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott impaktos publikációk jegyzéke*

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. – Hornung, E., – Sousa, R. 2011: Spatial distribution of bivalves in relation to environmental conditions (Middle Danube catchment, Hungary). *Community Ecology* 12(2): 210–219.

Tóth, B. – Bódis, E. 2015: Estimation of suspended loads in the Danube River at Göd (1668 river km), Hungary. *Journal of Hydrology* 523: 139–146.

### *9.2.2 Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott referált publikációk jegyzéke*

Ács, É.– Szabó, K.– Kiss, Á. K.– Tóth, B.– Záray, Gy.– Kiss, K. T. 2006: Investigation of epilithic algae on the River Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the River Danube. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 16: 389-417.

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2008: Longitudinal dispersion of mussel fauna in a second order stream - Danube continuum in North Hungary. *Limnological Reports* 37. Proceedings of the 37<sup>th</sup> International Conference of IAD, 29. oct. – 01. nov. 2008. Chisinau, Moldova. ISBN 978-86-911997-0-8. pp. 97–102.

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2008: A kagylófauna longitudinális eloszlása a Duna vízrendszerében. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.*, 18: 09–20.

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2011: A bentál strukturális és funkcionális elemei a Duna vízrendszerében. 3. A kagylófauna térbeli mintázata a környezeti változók függvényében. *Hidrológiai Közöny*, 91/6: 29–32.

Kiss, K. T. – Ács, É. – Szabó, K. É. – Tóth, B.– Kiss, Á. K. 2006: Alteration in the summer phytoplankton abundance from a medium to low water level conditions in the River Danube. In: Proceedings 36<sup>th</sup> International Conference of IAD. Austrian Committee Danube Research / IAD, Vienna. ISBN 13: 978-3-9500723-2-7. pp. 210–214.

Nosek, J. – Oertel, N. – Bódis, E. – Tóth, B. 2009: A bentikus szervesanyag és a makrogerinctelen társulások tér- és időbeli változása a Duna kismarosi (1688 fkm) és Göd (1668 fkm) közötti szakaszán. *Acta Biol. Debr Oecol. Hung.* 20: 165–179.



- Oertel, N. – Nosek, J. – Bódis, E. – Borza, P. – Tóth B. 2010: Dunai makrogerinctelen-mintavételek tanulságai a Gödi-sziget térségében. *Acta Biol. Debr. Oecol. Hung.* 21: 139–152.
- Oertel, N. – Nosek, J. – Bódis, E. – Borza, P. – Tóth, B. 2011: A bentál strukturális és funkcionális elemei a Duna vízrendszerében. 2. A meio- és makrogerinctelen társulások. *Hidrológiai Közlöny* 91/6: 65–68.
- Tóth, A. – Tóth, B. – Kiss, K. T. 2010: A Duna fő- és mellékága zooplankton együtteseinek összehasonlítása a gödi szakaszon. *Hidrológia Közlöny* 90: 145–147.
- Tóth, B. – Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. 2008: Dynamics of the suspended particulate organic matter in the middle Danube section at Göd (1669 river km). *Limnological Reports* 37. Proceedings of the 37<sup>th</sup> International Conference of IAD, 29. oct. –01. nov. 2008. Chisinau, Moldova. ISBN 978-86-911997-0-8. pp. 237–243.
- Tóth, B. – Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. 2011: A bentál strukturális és funkcionális elemei a Duna vízrendszerében. I. Mederanyag és szervesanyag. *Hidrológiai Közlöny* 91: 101–104.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2005: A szervesanyag és lebegőanyag-koncentrációjának hosszútávú változása a Dunában. *Hidrológiai Közlöny* 85: 152–154.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2006: A mederanyag szemcseméret szerinti frakcióinak és szervesanyag-tartalmának mélységbeli változása a Duna középső szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 86: 123–125.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2006: Spatial and temporal changes in the benthic organic matter at the depositive and erosive zones of the Hungarian Danube. In: Proceedings of the 36th International Conference of IAD. Austrian Committee Danube Research/IAD, Vienna. ISBN 13: 978-3-9500723-2-7. pp. 404–409.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2008: Composition and dynamics of benthic organic matter in the middle Danube section. *Arch. Hydrobiol.* – Supplement Bände 166, Suppl. Large Rivers 18: 257–270.
- Tóth, B. – Oertel, N. 2008: A mederanyag összetételének és szervesanyag-tartalmának heterogenitása egy depozíciós partszakaszon, a Duna középső szakaszán. *Hidrológiai Közlöny* 88: 207–210.
- Tóth, B. – Tóth, A. – Kiss, K. T. 2010: A lebegő partikulált szervesanyag, valamint a fito- és zooplankton mennyiségének változása a Dunában Gödnél, 2008-ban. *Hidrológiai Közlöny* 90: 148–150.

9.2.3. Az értekezés témakörében megjelent vagy közlésre elfogadott nem referált publikációk jegyzéke

Tóth, B. 2007: Vízkémiai vizsgálatok magyar Duna-szakaszon. In.: Nosek, J. – Oertel, N. (szerk): „A Dunának, mely múlt, jelen s jövő...” 50 éves az MTA Magyar Dunakutató Állomás. pp. 23–31. Dandera Bt. – Erdőkertes, 190 p.

Tóth, B. – Bódis, E. – Kiss, K. T. – Oertel, N. 2010: Szervesanyag vizsgálatok a Duna középső szakaszán. In: Török, K. – Kiss, K. T. – Kertész, M. (szerk): Válogatás az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézet kutatási eredményeiből, 2009. pp. 93–99. Vácrátót. 2009, p. 147.

9.2.4. Egyéb megjelent vagy közlésre elfogadott publikációk jegyzéke

Ács, É. – Szabó, K. – Tóth, B. – Kiss, K.T. 2004: Investigations of benthic algal community with special attention to benthic diatoms in connection with reference conditions in WFD. Acta Botanica Hungarica 46: 255–278.

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. – Fehér, Z. 2011: A Comparative Study of Two Corbicula Morphs Bivalvia, Corbiculidae Inhabiting River Danube. Internat. Rev. Hydrobiol. 963: 257–273.

Bódis, E. – Sipkay, Cs. – Tóth, B. – Oertel, N. – Nosek, J. – Hornung, E. 2012: Spatial and temporal variation in biomass and size structure of Corbicula fluminea in Middle Danube catchment, Hungary. Biologia Bratislava 674: 739–750.

Kiss, Á. K. – Ács, É. – Bolla, B. – Tóth, A. – Tóth, B. – Kiss, K. T. 2008: Diversity of eukaryotic microorganisms algae, protozoa, rotifers and microcrustacea in the River Danube at Göd Hungary . Limnological Reports 37. Proceedings of the 37<sup>th</sup> International Conference of IAD, 29. oct. -01. nov. 2008. Chisinau, Moldova. ISBN 978-86-911997-0-8. pp. 113–117.

Puky, M. – Nosek, J. – Tóth, B. 2006: Long-term changes in the clutch number of a *Rana dalmatina* population at the Danubian floodplain at Göd, north of Budapest, Hungary. In: Proceedings 36th International

- Conference of IAD. Austrian Committee Danube Research / IAD, Vienna. ISBN 13: 978-3-9500723-2-7. pp. 307–311.
- Szabó, K. É. – Ács, É. – Kiss, K. T. – Eiler, A. – Makk, J. – Plenkovics-Moraj, A. – Tóth, B. – Bertilsson, S. 2007: Periphyton-based water quality analysis of a large river River Danube, Hungary: exploring the potential of molecular fingerprinting for biomonitoring. Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers 17: 365–382.
- Szabó, K. É. – Kiss, K. T. – Tóth, B. – Metzeltin, D. – Ács, É. 2007: *Navicula Novaesiberica* Lange-Bertalot; A new record of the species from the Danube River in Hungary. Diatom Research 22: 497–502.
- Szabó, K. É. – Makk, J. – Kiss, K. T. – Eiler, A. – Ács, É. – Tóth, B. – Kiss, Á. K. – Bertilsson, S. 2008: Sequential colonization of river periphyton analysed by microscopy and molecular fingerprinting. Freshwater Biol. 53/7: 1359–1371.
- Szabó-Taylor K. É. – Kiss, K. T. – Logares, R. – Eiler, A. – Ács, É. – Tóth, B. – Bertilsson, S. 2010: Composition and dynamics of microeukaryote communities in the River Danube. Fottea 101: 99–113.
- Szilágyi, Zs. – Béres, V. – Grigorszky, I. – Tóth, B. – Ács, É. 2012: Bevonatlakó kovaalga vizsgálatok a Duna gödi szakaszán az áradásokkal tarkított 2010-es és a kiegyenlítettebb vízjárású 2011-es évben. – MHT XXX. Országos Vándorgyűlés. Kaposvár, július 4–6. pp. 1–16. CD. ISBN 978-963-8172-29-7
- Vad, Cs. F. – Horváth, Zs. – Kiss, K. T. – Tóth, B. – Péntek, A. L. – Ács, É. 2013: Diel distribution of zooplankton in a shallow peatland pond: The limiting role of dissolved oxygen. Annales de Limnologie - International Journal of Limnology (*in press*).

#### Könyvfejezet:

- Cabrol, N. A. – Grin, E. A. – Kiss, K. T. – Ács, E. – Grigorszky, I. – Szabó, K. – Tóth, B. – Fike, D. A. – Hock, A. N. – Demergasso, C. – Escudero, L. – Chong, G. – Galleguillos, P. – Grigsby, B. H. – Zambrana Román, J. – McKay C. P. – Tambley, C. 2007: Signatures of habitats and life in Earth's high-altitude lakes: Clues to Noachian aqueous environments on Mars. In: The Geology of Mars - Evidence from Earth-Based Analogs, pp. 349–371. Series: Cambridge Planetary

Science (No. 5). Edited by Mary Chapman. United States Geological Survey, Arizona.

Kiss, K. T. – Reskóné Nagy, M. – Tóth, B. 2012: Magyarország legnagyobb felszíni vízbázisai. pp. 268–302. In: Salma, I. (szerk.) Környezetkémia, Typotex, Budapest.

#### *9.2.5. Az értekezés témakörében elhangzott előadások jegyzéke*

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2008: Longitudinal distribution of malacofauna in the water system of River Danube. Molluscan Forum, 20<sup>th</sup> November 2008, Natural History Museum, London, England.

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2008: A kagylófauna longitudinális eloszlása a Duna vízrendszerében. V. „MaViGe” Makroszkopikus Vízi Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2008. április 10–12. Nyíregyháza.

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2010: A kagylóegyüttesek térbeli mintázatát befolyásoló környezeti változók vizsgálata egy másodrendű patak-folyam kontinuum mentén. VII. Makroszkopikus Vízi Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2010. április 15–17. Sümeg.

Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2010: Effects of environmental variables on mussel assemblages along a second order stream – large river continuum in North Hungary. 38<sup>th</sup> International Conference of IAD, 22–25. June 2010. Dresden, Germany.

Oertel, N. – Nosek, J. – Bódis, E. – Borza, P. – Tóth, B. 2010: Dunai makrogerinctelen mintavételek tanulságai a Gödi-sziget térségében. VII. Makroszkopikus Vízi Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 2010. április 15–17. Sümeg.

Oertel, N. – Nosek, J. – Bódis, E. – Borza, P. – Tóth, B. 2010: A bentál strukturális és funkcionális elemei a Duna vízrendszerében. 2. A meio- és makrogerinctelen társulások. LII. Hidrobiológus Napok, okt. 6–8. Tihany.

Tóth, B. 2006: A mederanyag szervesanyag-tartalmának térbeli és időbeli változása a Dunában. Magyar Tudomány Ünnepe, nov. 7. Vácrátót.

Tóth, B. 2007: Víz- és üledékkémiai vizsgálatok a magyar Duna-szakaszon 1957 és 2006 között. Magyar Tudomány Ünnepe. nov. 13. MTA, Budapest.

- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2005: A Dunai üledék szervesanyag-tartalmának vizsgálata. XLVII. Hidrobiológus napok, október 5–7. Tihany.
- Tóth, B. – Oertel, N. 2007: A mederanyag összetételének és szervesanyag-tartalmának heterogenitása egy depozíciós partszakaszon, a Duna középső szakaszán. XLIX. Hidrobiológus napok, október 3–5. Tihany.
- Tóth, B. – Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. 2010: A bentál strukturális és funkcionális elemei a Duna vízrendszerében. I. Mederanyag és szervesanyag. LII. Hidrobiológus Napok, okt. 6–8. Tihany.

#### 9.2.6. Az értekezés témakörében elhangzott poszterelőadások jegyzéke

- Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2008: Longitudinal dispersion of mussel fauna in a second order stream - Danube continuum in North Hungary. 37<sup>th</sup> International Conference of IAD, 29. oct. –01. nov. 2008. Chisinau, Moldova.
- Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, A. – Tóth, B. 2009: Investigation of longitudinal pattern of malacofauna and sediment characteristics with ArcInfo 9.3 – GISDATA Conference, 27–28. May 2009, Opatija, Croatia.
- Kiss, K. T. – Ács, É. – Szabó, K. É. – Tóth, B. – Kiss, Á. K. 2006: Alteration in the summer phytoplankton abundance from a medium to low water level conditions in the River Danube. 36<sup>th</sup> International Conference of IAD, 04–08. sept. 2006. Vienna, Austria.
- Oertel, N. – Nosek, J. – Bódis, E. – Tóth, B. (2010): Spatio-temporal changes of benthic organic matter and macroinvertebrate communities in the Danube Bend (Hungary). 38<sup>th</sup> International Conference of IAD, 22–25. june 2010. Dresden, Germany.
- Tóth, A. – Tóth, B. – Kiss, K. T. 2009: A gödi mellékág és főági Duna szakasz zooplankton együtteseinek összehasonlítása LI. Hidrobiológus Napok, szept. 30– okt. 2. Tihany.
- Tóth, A. – Tóth, B. – Kiss, K. T. 2009: A lebegő partikulált szervesanyag, valamint a fito- és zooplankton mennyiségének változása a Dunában Gödnél, 2008-ban. LI. Hidrobiológus Napok, szept. 30– okt. 2. Tihany.

- Tóth, B. – Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. 2008: Dynamics of the suspended organic matter in the middle Danube section at Göd (1669 river km). 37<sup>th</sup> International Conference of IAD, 29. oct. –01. nov. 2008. Chisinau, Moldova.
- Tóth, B. – Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. 2009: A bentikus szervesanyag-tartalom változása egy patak-kisfolyó-folyam kontinuum mentén. LI. Hidrobiológus Napok, szept. 30– okt. 2. Tihany.
- Tóth, B. – Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. 2010: Benthic organic matter dynamics along a stream–middle size river–large river continuum. 38<sup>th</sup> International Conference of IAD, 22–25. june 2010. Dresden, Germany.
- Tóth, B. – Bódis, E. – Oertel, N. 2011: A partikulált szervesanyag mennyisége és változása a Dunában, Gödnél (1668 fkm). LIII. Hidrobiológus Napok, okt. 5–7. Tihany.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2004: A szervesanyag hosszútávú változása a Dunában. XLVI. Hidrobiológus napok, október 5–7. Tihany.
- Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. 2006: Spatial and temporal changes of the benthic organic matter in the deposition and erosion zones of the Hungarian Danube section. 36<sup>th</sup> International Conference of IAD, 04–08. sept. 2006. Vienna, Austria.

#### 9.2.7. Egyéb előadások jegyzéke

- Ács, É. – Szabó, K. – Tóth, B. – Kiss, K.T. 2004: Néhány hazai kisvízfolyás bentikus alga közösségeinek (kiemelten a kovaalgák) vizsgálata a VKI referencia állapot tükrében. – XLVI. Hidrobiológus napok október 5–7. Tihany.
- Bódis, E. – Tóth, B. – Sousa, R. 2012: The invasive Anodonta (Sinanodonta) woodiana as an important resource subsidy. International Meeting Biology & Conservation of Freshwater Bivalves, 4<sup>th</sup>–7<sup>th</sup> September, Bragança, Portugal.
- Bódis, E. – Tóth, B. – Nosek, J. – Oertel, N. – Fehér, Z. 2012: A Corbicula kagylónem két morfortípusának összehasonlító vizsgálata. IX. „MaViGe” Makroszkópikus Vízi Gerinctelenek Kutatási Konferencia, április 12–14. Gyula.
- Kiss, K.T. – Ács, É. – Borics, G. – Cabrol, N. – Grigorszky, I. – Grin, E. – Kiss, Á. – Szabó, K. – Tóth, B. 2004: Extreme habitats for algal

- communities in high-altitude lakes (Laguna Blanca, Licancabur volcanic crater lake , Bolivia) – 14th Hungarian Algological Meeting, Göd.
- Kiss, K. T. – Ács, É. – Borics, G. – Cabrol, N. – Grigorszky, I. – Grin, E. – Kiss Á. – Szabó, K. – Tóth, B. 2004: Habitats extremes pour les communautés de diatomées dans les lacs de haute altitude (Laguna Blanca et lac de cratere du volcan Licancabur, Bolivie) –23éme Colloque de l'Association des Diatomistes de Langue Francaise, 13–16. sept. Orleans, France.
- Kiss, K.T. – Ács, É. – Szabó, K. É. – Tóth, B. 2003: A trofitási szint, eutrofizálódás alakulása a Duna magyarországi szakaszán. XLV. Hidrobiológus Napok, Tihany.
- Kiss, K.T. – Borics, G. – Várbíró, G. – Béres, B. V. – Fehér, G. – Molnár, L. – Szilágyi, Zs. – Tóth, B. – Ács, É. 2012: Methodological development for water quality assessment of large rivers based on phytoplankton and phytobenthos data: experiences and a case study on the River Danube. 8th International Symposium “Use of Algae for Monitoring Rivers”. The European Water Framework Directive: Implementation and beyond. 19th–22nd June, Madrid, Spain.
- Puky, M. – Nosek, J. – Tóth, B. 2006: Long-term changes in the clutch number of a *Rana dalmatina* population at the Danubia floodplain at Göd, north of Budapest, Hungary. 36<sup>th</sup> International Conference of IAD, 04–08. sept. 2006. Vienna, Austria.
- Sousa, R. – Bódis, E. – Tóth, B. – Varandas, S. – Teixeira, A. – Lopes-Lima, M. 2012: The importance of invasive species as resource subsidies. Portuguese Congress of Malacology, 8th September, Bragança, Portugal,
- Szilágyi, Zs. – Béres, V. – Grigorszky, I. – Tóth, B. – Ács, É. 2012: Bevonatlakó kovaalga vizsgálatok a Duna gödi szakaszán az áradásokkal tarkított 2010-es és a kiegyenlített vízjárású 2011-es évben. XXX. Országos Vándorgyűlés. július 4–6. Kaposvár.
- Vad, Cs. F. – Horváth, Zs. – Péntek, A. L. – Tóth, B. – Kiss, K. T. – Ács, É. 2012: Diel distribution of microcrustaceans in a shallow, oxygen-poor peatland pond. 1st Young Scientists Conference, World Water Day: Threats, Ecology and Management of Water Resources. 03.22–23. Poznan, Lengyelország.
- Vad, Cs. F. – Horváth, Zs. – Péntek, A. L. – Tóth, B. – Kiss, K. T. – Ács, É. 2012: Diel distribution of microcrustaceans in a shallow peatland pond: The limiting role of dissolved oxygen. The 5th EPCN Conference: Little

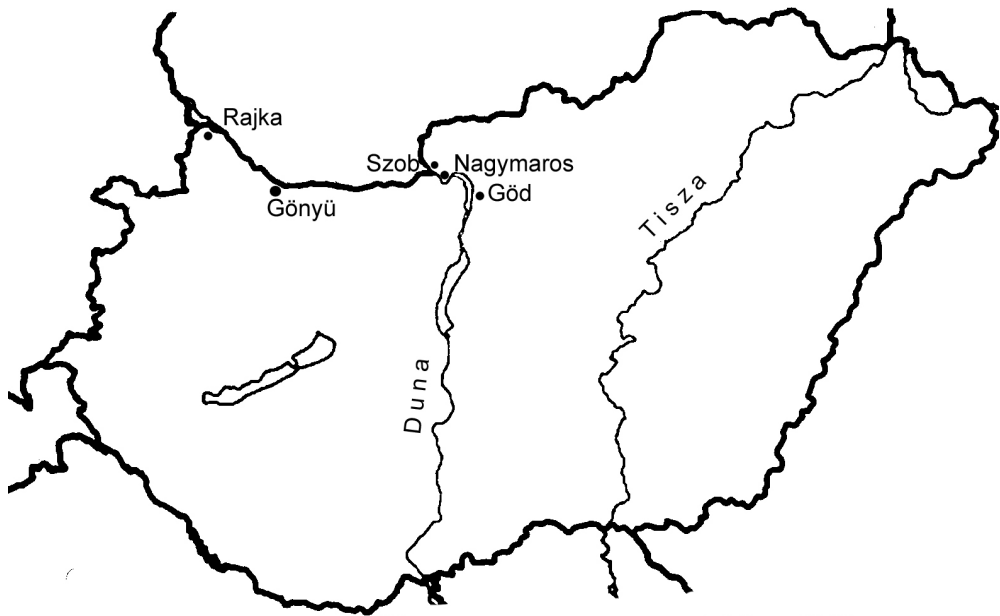
things mean a lot: understanding the role of ponds in a changing world. 06.04–08. Luxembourg, Luxemburg.

#### 9.2.8. Egyéb poszterelőadások jegyzéke

- Ács, É. – Szabó, K. – Tóth, B. – Kiss, K.T. 2004: Investigation of benthic diatom communities of some Hungarian streams in connection with the Water Framework Directives. XII Conference of the Spanish Limnology Association, Porto, Portugal.
- Bódis, E. – Nosek, J. – Oertel, N. – Tóth, B. 2008: Biomass and population dynamics in genus *Corbicula* in the Hungarian Danube section. Neobiota: 5th European Conference on Biological Invasions 23–26. September, 2008. Prague, Czech Republic.
- Bódis, E. – Pohner, Zs. – Tóth, B. – Oertel, N. – Bíró, P. – Ács, E. 2011: Két veszélyeztetett kagylófaj intraspecifikus diverzitásának vizsgálata. LIII. Hidrobiológus Napok, okt. 5–7. Tihany.
- Kiss, K. T. – Ács, É. – Tóth, A. – Kiss, Á. K. – Bolla, B. – Tóth, B. 2008: Diversity of eukaryotic microorganisms (algae, protozoa, rotifers and microcrustacea) in the River Danube at Göd (Hungary). 37<sup>th</sup> International Conference of IAD, 29. oct. –01. nov. 2008. Chisinau, Moldova.
- Szabó, K. É. – Ács, É. – Tóth, B. – Kiss, Á. K. – Taba, Gy. – Záray, Gy, Kiss, K. T. 2006: Patterns os periphytic algae and the effects os an arid year on the river Danube at Göd. British Phycological Society, 54th Annual Meeting, Jan 4–7. 2006. Plymouth, UK.
- Vad, Cs. F. – Horváth, Zs. – Tóth, B. – Kiss, K. T. – Ács, É. 2011: Kiszáradás szezonális szukcessziójának vizsgálata egy égeres láperdő vizében. VIII. MaViGe” Makroszkópikus Vízi Gerinctelenek Kutatási Konferencia, 04. 14–16. Jósvafő.



## Függelék



A magyarországi Duna-szakasz áttekintő térképe az Irodalmi áttekintésben említett, hazai lebegőanyag mérések helyszíneivel. Rajka: 1848 fkm, Gönyü: 1791 fkm, Szob: 1707 fkm, Nagymaros: 1693 fkm, Göd: 1668 fkm.