



Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék
H-1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3-5.
Telefon: (361) 463 1530 Fax: (361) 463 3753

Vágvölgyi Zsófia

(Msc környezetmérnök hallgató)

Az alsó-dunai hullámtéri vizek egyes vízminőségi kérdéseinek vizsgálata

(TDK dolgozat)



Témavezető: Dr. Szilágyi Ferenc egyetemi docens

Laborfelkészítő: Musa Ildikó laborvezető

Budapest, 2011

Tartalomjegyzék

1 Bevezetés.....	5
1.1 Előzmények és a téma fontossága.....	5
1.2 Célkitűzés.....	6
2 Irodalmi áttekintés.....	6
2.1 A vízjárta területek fogalma.....	6
2.2 Az árterek és hullámterek jelentősége; ökoszisztéma szolgáltatások.....	8
2.2.1 Ökológiai jellemzők; szolgáltatások.....	9
2.2.2 Szerep a folyók tápanyagforgalmában – Vízkémiai szolgáltatások.....	10
2.2.3 Az árterek, hullámterek egyéb szolgáltatásai.....	14
2.3 Az állóvízzé válás folyamata.....	15
2.4 A VKI vízminősítésének alapelvei.....	15
3 Anyag és módszer.....	16
3.1 Gemenc és Béda-Karapancsa tájegységének bemutatása	16
3.1.1 Éghajlati, topográfiai és geológiai jellemzők.....	16
3.1.2 Hidrológiai jellemzők.....	17
3.1.3 Természetvédelmi értékek.....	18
3.2 Az egyes vizsgált vízterek rövid ismertetése.....	18
3.3 Tervezett beavatkozások.....	20
3.4 Az elvégzett feladatok bemutatása.....	22
3.4.1 Mintavételi helyek.....	23
3.5 Mérések.....	32
3.5.1 A helyszínen végzett mérések és a mintavétel általános ismertetése.....	32
3.5.2 A laboratóriumi vizsgálatok ismertetése.....	33
3.6 Az értékelés módszertana.....	33
3.6.1 Vízminősítés a makrofita összetétel alapján.....	34
3.6.2 A VKI vízkémiai minősítőrendszere.....	34
3.6.3 Vízminősítés az MSZ 12749 szabvány alapján.....	35
4 Eredmények és értékelés.....	36
4.1 Vízkémiai eredmények.....	37
4.2 A vízkémiai eredmények értékelése.....	40
4.2.1 Meteorológiai és hidrológiai állapotok.....	41
4.2.2 A három év vízkémiai eredményeinek értékelése.....	42
4.3 Minősítőrendszerek összehasonlítása, értékelése.....	48
4.4 Különbféle beavatkozások hatásának vizsgálata.....	50
4.4.1 A 2009-es kísérleti kotrás a Belső-Bédán.....	50
4.4.2 Hínárvágás a Belső-Bédán.....	52
4.4.3 Kotrás a Csertán.....	53
4.4.4 Kotrás a Batai-Dunánál.....	53
5 Következtetések.....	54
6 Javaslatok.....	57
7 Irodalomjegyzék.....	58

Ábrajegyzék

1. ábra: Magyarország vízrajza a folyószabályozás előtt (forrás: http://portal.agr.unideb.hu).....	7
2. ábra: A növényi életfolyamatok adaptálódása az éves hidrológiai ciklushoz – szemléltetés (forrás: Middleton).....	9
3. ábra: A vidrakeserűfű vízi (balra) és szárazföldi (jobbra) alakja. (fotó: Vágvölgyi).....	10
4. ábra: Az anyagspirál-elmélet grafikus szemléltetése.....	11
5. ábra: A Gemenc- és Béda- Karapancsa hullámterek elhelyezkedése (forrás: DVP).....	16
6. ábra: Jellegzetes holtágak Gemenc térségében.....	17
7. ábra: A Duna Baján mért havi átlagos vízhozama (forrás: DVP).....	17
8. ábra: Fekete gólya (forrás: http://www.geographic.hu).....	18
9. ábra: Vaddisznók Gemencen (fotó: Vágvölgyi).....	18
10. ábra: Szürke gém a Külső-Bédánál (fotó: Vágvölgyi).....	18
11. ábra: Vizsgált vízterek Gemencen (Google Föld).....	19
12. ábra: Vizsgált vizek Béda-Karapancsa térségben.....	20
13. ábra: Forgó-tó: mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Föld), jellemző képek (fotók: Vágvölgyi).....	24
14. ábra: Rezéti-Duna: mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Föld), jellemző képei (fotó: Szilágyi).....	25
15. ábra: Mintavételi pontok a Csertánál (űrfelvétel: Google Föld); a Cserta jellemző képe a 2010-es és 2011-es mintavételek idején (fotók: Vágvölgyi).....	25
16. ábra: Báli-tó: mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Earth), jellemző képe 2010-ben és 2011-ben (fotók: Vágvölgyi).....	26
17. ábra: Batai-Duna: mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Föld), 2010-es mintavételi helyek: a település hídjára (jobbra fent, fotó: Vágvölgyi), ártéren (jobbra lent, fotó: Vágvölgyi); 2011-es mintavételi helyek: a település hídjáról (balra lent, fotó: Vágvölgyi), a kotrás alatti terület (lent, középen, fotó: Szilágyi).....	27
18. ábra: Vén-Duna: mintavételi hely (űrfelvétel: Google Föld) és jellemző képe 2011-ben (fotó: Szilágyi).....	27
19. ábra: Mintavételi pontok a Belső-Bédán (űrfelvétel: Google Föld).....	29
20. ábra: A Belső-Béda 2010-es mintavételi pontjain felvett, jellemző fotók (Vágvölgyi).....	29
21. ábra: A Belső-Béda 2011-es mintavételi pontjain felvett, jellemző fotók (Szilágyi, Vágvölgyi).....	30
22. ábra: Mintavételi pontok a Külső-Bédán és a Dunán (űrfelvétel: Google Föld).....	30
23. ábra: Külső-Béda 2010-ben: a jobb oldali fotó a fokban készült. (fotó: Vágvölgyi).....	31
24. ábra: Külső-Béda 2011-ben; bal oldalt: fok, jobb oldalt: a Külső-Béda jellemző képe (fotó: Vágvölgyi).....	31
25. ábra: Mocskos Duna, mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Föld; fotók: Vágvölgyi).....	31
26. ábra: Helyszíni mérés (fotó: Szilágyi).....	32
27. ábra: Oldott oxigén-koncentráció és -telítettség mérő műszer (fotó: Szilágyi).....	32
28. ábra: pH és vezetőképesség mérő műszer (fotó: Szilágyi).....	32
29. ábra: A 2009-es év bajai vízállás-adatsora (forrás: www.vizadat.hu).....	41
30. ábra: A 2010-es év bajai vízállás-adatsora (forrás: www.vizadat.hu).....	41
31. ábra: A 2011-es év bajai vízállás-adatsora (forrás: www.vizadat.hu).....	42
32. ábra: A Báli-tó szélsőséges változáson ment keresztül egy év alatt (fotók: Vágvölgyi).....	44
33. ábra: A pH változása a Külső-Béda hossz-szelvényén.....	47
34. ábra: A vezetőképesség változása a Külső-Béda hossz-szelvényén.....	47
35. ábra: A kémiai oxigénigény változása a Külső-Béda hossz-szelvényén.....	47
36. ábra: A keménység változása a Külső-Béda hossz-szelvényén.....	48
37. ábra: Foszforszennyezés változása a Belső-Béda hosszán (2010).....	51
38. ábra: Kékalgá (fotó: Vágvölgyi).....	51

39. ábra: Foszforformák változása a Belső-Béda hosszán (2011).....	52
40. ábra: Truxor hínárvágó munkában (fotó: Vágvölgyi).....	52
41. ábra: A Bártai-Duna 2010-ben (fotó: Szilágyi).....	53
42. ábra: A 2011-es kotrási munkálatok a Bártai-Dunán (fotók: Szilágyi, Vágvölgyi).....	54

Táblázatjegyzék

1. táblázat: A beavatkozási egységek várható visszatartása (forrás: BME-BioAqua Pro, 2010).....	21
2. táblázat: Mintavételi koordináták Gemencen.....	24
3. táblázat: Mintavételi pontok Béda-Karapancsán.....	28
4. táblázat: A vízkémiai mérések összefoglalása.....	33
5. táblázat: Kémiai mérési eredmények - 2009 (1.).....	37
6. táblázat: Kémiai mérési eredmények - 2009 (2.).....	37
7. táblázat: A 2010-es évi kémiai mérési eredményeinek összefoglaló táblázata (I.).....	38
8. táblázat: A 2010-es évi kémiai mérési eredményeinek összefoglaló táblázata (II.).....	39
9. táblázat: Mérési eredmények – 2011 (I.).....	40
10. táblázat: Mérési eredmények - 2011 (II.).....	40
11. táblázat: A Forgó-tó hároméves minősítése.....	42
12. táblázat: A Rezáti-Duna hároméves minősítése.....	43
13. táblázat: A Cserta hároméves minősítése.....	43
14. táblázat: A Báli-tó hároméves minősítése.....	44
15. táblázat: A Bártai-Duna hároméves minősítése.....	45
16. táblázat: A Belső-Béda hároméves minősítése.....	45
17. táblázat: A Külső-Béda hároméves minősítése.....	46
18. táblázat: A Mocskos-Duna hároméves minősítése.....	48

1 Bevezetés

1.1 Előzmények és a téma fontossága

Az 1800-as években kezdődő folyórendezési munkálatok egyik célja a folyók medrükbe történő visszaszorítása volt; a folyóvíz gyors levezetése, (azaz az árvízvédelem biztosítása), illetve a mezőgazdasági termelésre használható területek növelése érdekében. A kitűzött célok nagyjából teljesültek is, ám a beavatkozások emellett napjainkban egyre inkább felismert egyéb, káros következményeket is maguk után vontak. A folyók, tavak vízszintje természetes körülmények között a vízjárástól függően változik, így a természetközeli víztesteket vizes élőhelyek, másképpen vízjárta területek („wetlandek”) szegélyezik. Ezek képeznek átmenetet a vízi és a szárazföldi ökoszisztéma között. A folyók árvízvédelmi szabályozása, és a mezőgazdasági termelésre használt területek kiszárítása az ilyen élőhelyek nagymértékű csökkenéséhez vezetett. (*Szilágyi, 2007*).

Napjainkban egyre inkább felismerik a vizes élőhelyekben rejlő környezetvédelmi, ökológiai, tájökölógiai, gazdasági és esztétikai értékeket. Terjed a természetszerű folyókezelés eszméje, melynek szellemében a szabályozott folyók hajdani árterének – legalább részleges – restaurációja, természet-közeli állapotuk visszaállítása lenne a cél (*Oláh, 2002*). Ennek oka a szabályozott folyók hajdani árterével - pontosabban: hullámterével - kapcsolatban felvethető két problémacsoport (*Zsuffa és Bogárdi, 1995*):

- Az első csoport elemei a természetes élőhelyek pusztulásával, zavarásával, elszennyeződésével kapcsolatosak. A problémát a területen végzett mezőgazdasági, erdészeti tevékenység, homok- és agyagbányászat, valamint a rekreációs célú területhasználat okozza. Az ilyen jellegű problémák általában kiküszöbölhetőek a tevékenységek felhagyásával, illetve szabályozott mérséklésével.
- A problémák másik csoportja ökohidrológiai jellegű. A hajdani vízjárta területek mezőgazdasági célú kiszárítása a folyók vízszintjének csökkenését is maga után vonta. A folyómeder folyamatosan degradálódik a nagyobb áramlási sebességű, szabályozott vizeknél. Az árvízi időszakok az utóbbi időben megváltoztak: jellemzően rövidebb ideig tartanak, de hevesebb lefutásúak. A talajvíz szintje csökkent. A jellemző, alluviális nedves élőhelyek megváltoztak, száraz területekké váltak. Ez a jelenség megfigyelhető a Dunánál is, melyen számos helyen építettek keresztgátakat, víztározókat. Ezek Gemenc és Béda-Karapancsán is megfigyelhető hatásait később ismertetem.

A hidrológiai változások egyik biológiai következménye, hogy a hullámtéri és mentett oldali vízterek közt csökken/megszűnik az átjárhatóság, ami az élőhelyek fragmentálódásához és diverzitásuk csökkenéséhez vezet. (*Guti, 2005*). A szabályozott folyóknál a megnövekedett vízmennyiségnek nem áll rendelkezésére sem elég nagy terület, sem elegendő idő, hogy szétterüljön (*Zsuffa és Bogárdi, 1995*). A folyók kisebb területen rakják le hordalékukat, az árterek feltöltődnek – ez árvízvédelmi problémákhoz is vezet (*Oláh, 2002*).

Kiemelt jelentőségű a természet-közeli vizes élőhelyeknek, így az ártereknek, hullámtereknek szerepe a folyók tápanyagterhelésének csökkentésében, mivel a megnövekedett tartózkodási idő, illetve a magas biológiai produkciójú hely tápanyagforgalma időszakosan, vagy véglegesen kivonja a tápanyagokat a víz anyag-körforgásából. Napjainkban természetes vizeinket jelentős tápanyagterhelés éri: a Duna évi 340 ezer tonna szerves nitrogént és 60 ezer tonna összes foszfort szállít a Fekete-tenger felé (*DHV, 2005*). A tápanyagterhelés által előidézett növényi túlbujánzás, illetve az ennek következményeképp kialakuló oxigénhiány egyes folyószakaszokon, vagy a folyóvizeket befogadó állóvizekben komolyabb problémákat jelenthetnek. A kibocsátások visszafogása mellett (*Grimwall et al., 2000*) a folyók – és így a tengerek – tápanyagterhelésének enyhítésére megoldást

jelenthet a vizes élőhelyek ökoszisztémájának restaurációja.

Gemenc és Béda-Karapancsa (GBK) területén kiterjedt, természetközeli állapotú hullámtér található. Világbanki támogatással többlépcsős beruházási program indult a térség tápanyagcsökkentő képességének kamatoztatására, valamint növelésére, ezáltal a Duna és a Fekete-tenger vízminőségének javítására (*BME VKKT, 2009*). Ennek keretein belül olyan műszaki beavatkozásokat terveznek megvalósítani a térségben, amelyek javítják a vízkicserélődést a Duna, és a nagy víztisztító kapacitású hulláméri vizes élőhelyek között (A projekt kedvezményezettje a Duna-Dráva Nemzeti Park, DDNP).

Dolgozatom témája GBK hullámtéri vizeinek minőségi vizsgálata és minősítése, különös tekintettel a területen folyó növényi tápanyag-eltávolító mechanizmusok hatásának elemzésére. Kitérek a vizes élőhelyek kezelésével, e vizek minősítésével kapcsolatos egyes következtetések, ellentmondások feltárása, illetve a helyszínen végzett emberi beavatkozások hatásainak elemzésére is.

1.2 Célkitűzés

A DDNP területén a csatlakozó vizes élőhelyeivel együtt természetközeli állapotban fennmaradt Duna fonatos ágrendszer alkot. A lerakott hordalékát kerülgető, meanderező folyó hullámtérben holtágak, mellékágak, morotvatavak szövevényes rendszere alakult ki. Az árvízi időszak levonulása után ezeknek a víztereknek csökken, vagy megszűnik a kapcsolata a fő Duna-ággal. Az így nagyobb tartózkodási idejű vizekben az eutrofizációt okozó növényi tápanyagok visszatartásra kerülnek. Eltávoznak, vagy egy időre kikerülhetnek az anyagforgalomból, így a folyó és végső befogadója, a Fekete-tenger tápanyagterhelése is csökken (*VITUKI és VTK 2005*).

Munkám elsődleges célja a GBK területén vizsgált vízterek kémiai értékelése és minősítése három év mérései alapján: vizsgálom a különböző időjárási és hidrológiai viszonyok hatását, a tápanyag-eltávolító folyamatok meglétének jeleit.

További célom a vizek ökológiai és kémiai minősítési eredményeinek összevetése; az ökológiai állapot alátámasztása vízkémiai adatokkal. Ennek az áll a háttérben, hogy kémiai mintavételezéseimmel egy időben makrofita összetételt vizsgáló ökológiai felmérés is történt a helyszínen. Azt is elemzem, hogy a különböző kémiai minősítőrendszerek eredményét milyen mértékben igazolja az ökológiai felmérés eredménye. Gemenci mintavételezéseink idején, illetve azt megelőzően számos vízminőség-javító és egyéb mesterséges beavatkozás történt a mintaterületen. Ezek hatásait is bemutatom.

Munkám részletes bemutatását és eredményeim értékelését megelőzően azonban a jobb érthetőség kedvéért kitérek a vizes élőhelyek, és az ott végbemenő tápanyag-eltávolítási folyamatok irodalmi bemutatására.

2 Irodalmi áttekintés

Először a dolgozatom témáját képező “vízjárta területek” fogalmát mutatom be, majd ezek ökológiai, gazdasági és egyéb fontosságát, vízkémiai folyamatokban betöltött szerepét ismertetem.

2.1 A vízjárta területek fogalma

A folyókat természet-közeli állapotban árterek szegélyezik, szabályozott folyók esetében hullámterek. Ezek speciális ökoszisztémák, úgynevezett vízjárta területek, vagy más szóval vizes élőhelyek (angolul: wetland-ek). Dolgozatom témája szempontjából fontos e területek jellegzetességeinek ismertetése – a továbbiakban erre térnek ki.

Először azonban meghatározom a különbséget a két említett fogalom között. Az *ártér* a középvízi medren kívül fekvő, legmagasabb vízállás alkalmával természetes körülmények között elönthető, vagyis a terepadottságokból adódóan a folyó vize által elborítható terület. A *hullámtér* az

ártér azon része, melyet hullámvédelmi töltések határolnak: erre a területre a folyó vize a középvízállást meghaladó időszakokban rendszeresen kilép. Az ártér hullámtéren kívüli részét *mentett oldalnak* hívjuk (Böhm és Szabó, 2001).



1. ábra: Magyarország vízrajza a folyószabályozás előtt (forrás: <http://portal.agr.unideb.hu>)

A magyarországi folyók ártereinek természetes élővilága a folyószabályozási beavatkozások következtében a legtöbb helyen árvízvédelmi töltéssel határolt, többnyire keskeny hullámterekre szorult vissza. (Az 1. ábra mutatja Magyarország területének vízrajzi képét a folyószabályozásokat megelőző időkben – jól látszik folyóink hajdani kiterjedt ártere.) Magyarországon ma összesen 127.450 ha területű ártér található, ennek 59%-a a Tisza, 41%-a a Duna völgyében van. A mintegy 2.800 km össz-hosszúságú folyószakaszaink 68%-a szabályozott; 20.713 km² árvizekkel veszélyeztetett területünkben csupán 622 km²-nyi nincs mentesítve. Magyarországon napjainkban a hullámterek az ártereknek csak körülbelül 6%-át teszik ki. A hullámterek a különböző területhasználatok miatt tovább aprózódtak (KöM, 2002).

A vízjárta területek átmenetet képeznek a szárazföldi és a vízi ökoszisztémák között, mindkét élőhelytípus egyes tulajdonságait magukba foglalva. Jelentőségüket a 20. század közepére ismerték csak fel, ekkor kezdték el keresni arra a kérdésre a választ, hogy pontosan mely természeti egységek is sorolhatók ebbe a kategóriába, hogyan definiálnák a vízjárta területek fogalmát. A kérdésre sokféle válasz született. A témával kapcsolatos irodalom Szilágyi Ferenc és Orbán Vera által szerkesztett *Alkalmazott hidrobiológia* c. könyvből származik.

A behatárolás bizonytalanságának elsődleges oka az, hogy a kategória nem homogén: a szárazföldi és vízi ökoszisztémák közti átmenet számtalan, sokban eltérő élőhely típust magába foglal. A vizes élőhelyeket alapvetően hidrológiájuk határozza meg, mely kialakítja az élőlénytársulást meghatározó fiziko-kémiai környezetet. A vizes élőhelyek hidrológiája azonban sokféle lehet: állandóan vízzel borított, vagy csak a talaja vízzel telített; esetleg évszakos változást mutató. A vizes élőhely az esetek jelentős részében *ökoton*, azaz valódi átmeneti élőhely egy állandóan elárasztott akvatikus rendszer és egy szárazföldi ökoszisztéma (pl. erdő, szántóföld) határán. Emellett azonban kialakulhat vizes élőhely kis elfolyással rendelkező, elszeparált vízgyűjtő medencékben is - az ökoton vizes élőhelyek által határolt vízi ökoszisztéma nem csupán felszíni víz, de talajvíz is lehet.

Legelőször 1956-ban, az U.S. Fish and Wildlife Service-nél definiálták a vizes élőhelyek fogalmát: „*A wetland-ek sekély, állandó jelleggel vagy időszakosan vízzel borított területek. (...) Nem tartoznak ide azok a területek, ahol a vízhatás csak nagyon időleges, így nem tud kifejlődni vízkedvelő vegetáció.*” A definíció emellett az osztályzáshoz meghatároz 20 vizes élőhely típust (így: láp, mocsár, stb.). Azt is megjegyzi, hogy a vizes élőhelyek a vízimadarak fontos élőhelyei.

Ugyanezen szervezet 1979-ben megadott definíciója már ökológiai szempontokat is figyelembe vesz; az előző definíciót kibővíti azzal, hogy a vízjárta területeken hidromorf, azaz tartósan, vagy hosszabb ideig vízzel átitatott talaj a jellemző. A felszín vagy vízzel borított, vagy legalább vízzel telített az év egy részében, így a vegetációs időszaknak legalább egy szakaszán a hidrofíták uralkodnak.

Az 1988-ban Zoltai által megfogalmazott „wetland” leírásban ismét tovább bővült a definíció: az előbb felsoroltak mellett Zoltai azt is megjegyzi, hogy a vizes élőhelyek növényi produktója meghaladja a lebomlási rátát.

Napjainkban világszerte a legáltalánosabban elfogadott definíciót az U.S. National Academy of Sciences fogalmazta meg 1995-ben, a „Wetlands: Characteristics and Boundaries” című írásában: *„A vizes élőhely olyan ökoszisztéma, ami állandó, vagy időszakosan ismétlődő elöntést kap, vagy telített a talaja illetve a talajvízszint közel van a felszínhez. Emellett vannak olyan fizikai, kémiai és biológiai jellemzői, amelyek az időszakos vagy állandó elöntést, illetve a telített talajállapotokat tükrözik. Általános jellemzőként a hidromorf talaj és a hidrofita vegetáció emelhető ki. Ezek a tulajdonságok csak akkor nincsenek jelen, ha speciális fiziko-kémiai, biotikus vagy antropogén faktorok eltávolítják őket és megakadályozzák a fejlődésüket.”* (Szilágyi, 2007)

A Magyarországon használt definíció a vizes élőhelyek fogalmát a vízi és a szárazföldi ökoszisztémáktól való elkülöníthetőség alapján közelíti meg. A vízzel borított területek közül azon természeti egységek sorolhatók a vízjárta területek kategóriájába, melyeknél a felületarányos vízmélység középvízállásnál nem haladja meg a 2 métert, illetve amennyiben meghaladja, a vízfelszín legalább kétharmadát valamilyen makrovegetáció fedi. A szárazföldi ökoszisztémáktól alapjában véve hidromorf talajuk különbözteti meg őket. Magyarországon az utóbbi lehatárolás a láptalajjal rendelkező területekre szűkítené a vizes élőhelyek körét, ezért a definiálásukhoz szerencsésebb a terület jellemző növénytársulásai alapján végezni a behatárolást. Ezen az alapon vizes élőhelynek számítanak a valódi vízínövényezettel, illetve különböző típusú lápi és mocsári növénytársulásokkal jellemezhető területek mellett a nádasok, magassásosok, láp- és mocsárrétek, mocsári gyomtársulások, iszap- és zátonynövényzet, nedves- és vakszikesek, láp- és mocsárerdők, bokorfüzesek, puha- és keményfa ligeterdők, égerligetek; továbbá: a mindezek jól felismerhető maradványai által uralt területek. A Magyarországon fellelhető természeti egységek közül a vizes élőhelyek kategóriájába a lápok, mocsarak, ártereket és hullámtereket, illetve a kapcsolódó vizes élőhelyeket soroljuk (Dévai, 1992).

A vizes élőhelyekre jellemző a felülethez viszonyítva csekély víztömeg, illetve a nagymértékű vízszint-ingadozás, amit a talajvíz mennyisége és annak változása jelentősen befolyásol. Kiterjedésük széles skálán mozoghat: léteznek néhány hektárnyi méretű sztyeppe-tavak, de több száz négyzetkilométeres vizes élőhelyek is (pl. az Everglades mocsarak Floridában). Elhelyezkedhetnek a szárazföldök belsejében, illetve tengerek partvidékén, városi, vagy természetes környezetben (Szilágyi, 2007).

Az általam vizsgált területek az árterek, hullámterek kategóriájába sorolhatók, tehát megfelelnek a Magyarországon használt „vizes élőhely” fogalomnak. Ezek a vizek nincsenek önálló víztestként definiálva: hivatalosan a folyó részét képezik. Fiziko-kémiai, ökológiai tulajdonságaik azonban merőben eltérnek a folyótól, ezért például állapotuk meghatározásához ajánlatos lenne figyelembe vennünk sajátos jellegüket.

2.2 Az árterek és hullámterek jelentősége; ökoszisztéma szolgáltatások

Az árterek, hullámterek nagy diverzitású élőhelyek lévén kiemelkedő ökológiai jelentőséggel bírnak, ám emellett is számos hasznót, úgynevezett “ökoszisztéma szolgáltatást” nyújtanak. Magas szervesanyag-produkciójuknak köszönhetően jelentős szerepet játszanak a vízbe jutó, eutrofizációt okozó növényi tápanyagok eltávolításában. Nem hagyható figyelmen kívül továbbá árvízvédelmi, vízgazdálkodási szerepük, esztétikai értékük sem. A folyók korábbi, kontrollálatlan használata következtében a vizes élőhelyek, és ez által az általuk nyújtott pozitív hatások, szolgáltatások is

visszaszorultak – ezért igen fontos a megmaradt vízjárta területek fenntartása.

Védelmükre országos és nemzetközi programok születnek, ezek közül egyik legkorábbi az 1971-ben létrejött Ramsari Egyezmény, mely a vizes élőhelyeket, mint a vándorló vízimadarak tartózkodási helyét védi (Séner, 2005). A vizes élőhelyek védelmét biztosítja továbbá az Európai Unión belül az 1995-ben megfogalmazott Pán-Európai Biológiai és Tájkép Diverzitás Stratégia is, melynek célja Európa ökoszisztémáinak, habitatjainak, fajainak, és tájképi jellegzetességeinek megőrzése, felújítása a különböző élőhelyek koherens rendszerén keresztül. Az Európai Unió élőhely-védelmi direktívája alapján védelem alá került területek alkotják az SCI területek csoportját. Az EU Madárvédelmi Direktívája a fajok védelme mellett azok élő-, és fészkelő helyeinek megőrzését is célul tűzi ki; a Habitat Direktíva az egyes élőhelyek, és azok állat- és növényvilágának megőrzését célozta meg – az ennek szellemében kijelölt területek alkotják az SPA területek hálózatát. Az SPA és SCI területek együttesen alkotják a NATURA 2000 hálózatot, mely az élőhely-védelmi szempontból jelentős vizes élőhelyeket is magába foglalja (Fleit, 2009).

2.2.1 Ökológiai jellemzők; szolgáltatások

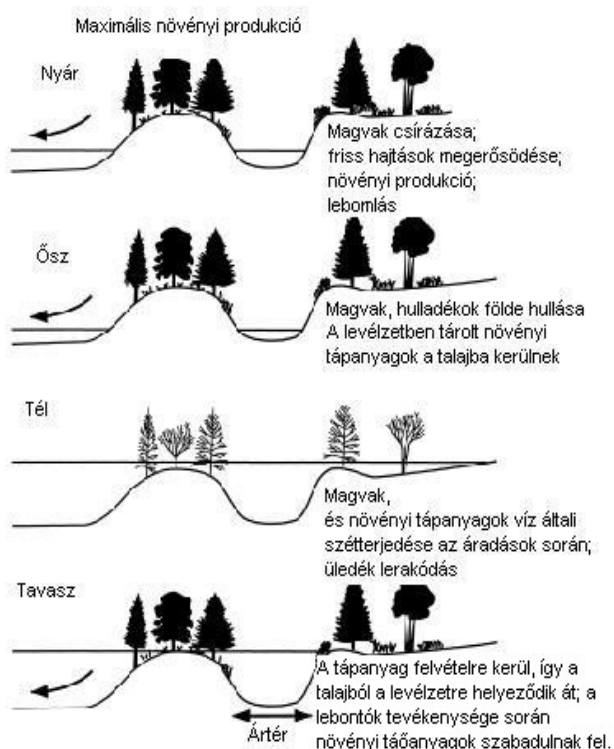
A természetes folyóvizek - vízgyűjtő területükkel, és az őket szegélyező vízjárta területekkel együtt - Földünk talán legváltozatosabb, legdinamikusabb és legösszetettebb ökoszisztémái. A vizes élőhelyek gyakran ökotonok: homogén élőhelyek közötti szemipermeábilis, átmeneti zónák. Az ökológiai mintázatok és folyamatok ugrásszerű változása jellemzi őket (Bíró és Oertel, 2004). Vizes élőhelyek a folyók árterei és hullámterei is, melyek átmeneti zónák a magasabban fekvő erdők, szántóföldek és a mélyvízi területek (folyóvíz) között.

Az ártereken a víz tartózkodási ideje megnő, ami tápanyag-felhalmozódáshoz, ezáltal kiemelkedően magas növényi produkcióhoz vezet (Oláh, 2002). A gazdag növényzet változatos élőhelyet biztosít az állatvilág számára is. A vizes élőhelyek átmeneti jellegük következtében otthont adnak mind a szárazföldi, mind a vízi ökoszisztémákból idekerült fajoknak, azaz kiemelkedően magas biodiverzitásúak.

A szabályozott folyókat a diszturbancia (természetes zavarások) hiánya jellemzi, ez pedig az élőhelyek változatosságának, és ez által a biodiverzitásnak is csökkenéséhez vezet. Ezzel kapcsolatos a „serial discontinuity concept”, ami olyan folyókra kidolgozott elmélet, melyeknél a természetes dinamikát szabályozások csökkentik. A „flood pulse concept” azt tárgyalja, hogy a vízi és szárazföldi élővilág az ártereken hogyan adaptálódik az éves ciklusokon belül váltakozó nedves és száraz periódusok dinamikus változásához, a „mozgó” parti sávhoz (Bíró és Oertel, 2004). A 2. ábra ezt az évszakos dinamikát szemlélteti.

A vizes élőhelyek fajai adaptálódtak a száraz-nedves időszakok változásához: erre kiváló példa a Gemenc- és Béda-Karapanca területén is fellelhető vidrakeserűfű (3. ábra), melynek morfológiailag eltérő formái fejlődnek ki nedves, illetve száraz időszakokban.

A vízjárta területek fajai számára elengedhetetlen az élőhely időszakos kiszáradása – mesterségesen visszaállított, elöntött, de dinamikájában nem helyreállított „wetlandeken” végzett



2. ábra: A növényi életfolyamatok adaptálódása az éves hidrológiai ciklushoz – szemléltetés (forrás: Middleton)

megfigyelések azt mutatják, hogy a hosszú távú elöntések fajvesztéshez vezetnek (Davies, 2002)

A vizes élőhelyek a folyókkal szerves egységet alkotnak természetes körülmények között. A mesterséges beavatkozások, mint folyószabályozás következtében ez a kapcsolat, és így a



3. ábra: *A vidrakeserűfű* vízi (balra) és szárazföldi (jobbra) alakja. (fotó: Vágvölgyi)

természetes élőhelyek folytonossága sérült, visszaszorult a hullámterek szűk területére. A folytonosság azonban a hullámtereken belül sem biztosított. Az ártérjű emberi tevékenységek tovább tagolják az élőhelyeket, a hullámterek területének mintegy 45%-a szántó, vagy kivett terület. A jövő feladata a szántók művelési ágának megváltoztatásával a sávos, mozaikos területeket újra összefüggő, természet-közelí élőhellyé tenni – ez azonban jól megtervezett, összehangolt, helyi beavatkozásokat igényel (KöM, 2002).

2.2.2 Szerep a folyók tápanyagforgalmában – Vízkémiai szolgáltatások

A víz számos anyagot szállíthat: C, N, P tartalmú tápanyagokat, élő és holt szervesanyagot, egyéb szervesanyagokat, valamint az oldott anyagok mellett lebegőanyagot. A tápanyag felhalmozódása a vizekben növényi túlburjánzáshoz, eutrofizációhoz vezethet, mely a vízminőség romlását vonhatja maga után. GBK esetében a tápanyagterhelés forrásai a Duna, a Sió, a Szekszárd-Bátai-csatorna és a Kölkedi- és Vizslaki-csatornák lehetnek (VITUKI és VTK, 2009).

A folyókat szegélyező vizes élőhelyeknek jelentős szerepe van a víztest biológiai forgalmában. Az ártér fogadja, közvetíti és feldolgozza a teljes (elsősorban a felvízi) folyóvölgy gazdaságának és anyagforgalmának hatásait. Növényi tápanyagok, szerves szennyezők, fém-szennyeződések nyelőjeként, vagy átalakítójaként funkcionálhat magas primer produkciójú élőhely lévén a tápanyagok megkötése, tárolása által (Oláh, 2002). Reaktív határfelületként, vagy a „táj veséjeként” is definiálhatjuk őket (Lewandowski és Nützmann, 2009; Szilágyi, 2007).

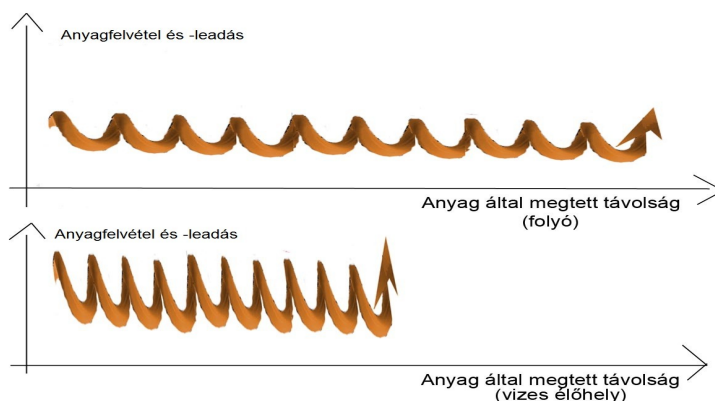
Az ártereken, hullámtereken a víz, illetve a szállított tápanyagok tartózkodási ideje megnő. A részecskékhez kötött tápanyagok kiülepedhetnek a visszatartást végző víztestek talaján. Az oldott tápanyagokat növények gyökérzete szívja fel, vagy a talaj mikroorganizmusai veszik fel és belépnek a szerves körfolyamatba. Az algák a zooplankton számára, a növények elsősorban makroszkopikus szervezeteknek, gerinceseknek szolgálnak táplálékként. A szervezetek pusztulása után a szervesanyag lebontása az üledéken belül történik, lebontó szervezetek: gombák és baktériumok által. A lebontók szaprofita szervezetek és ásványosítók kategóriájába tartozhatnak. Más szennyezők talajszemcsékhez kötődve, eltemetődve jutnak ki az anyagforgalomból.

A vizes élőhelyek szerepe a tápanyagforgalomban évszakos változást mutat: a vegetációs időszakban a vízinövények nagy mennyiségű tápanyagot vesznek fel a vízből illetve a talajból – kivonva ezeket a folyó anyagforgalmából. A növények elpusztulásuk után szervesanyagok, növényi tápanyagok forrásai lehetnek, amennyiben a víz visszaáramlik a folyó főágába. Ez esetben a növényzet csupán mint tápanyagraktár („nutrient dump”) funkcionál - a folyamatot az előző alfejezetben bemutatott 3. ábra jól szemlélteti (WATERSHEDSS, 1995). A vegetáció akkor tudja effektíven kifejteni tápanyag-eltávolító hatását, ha az ökoszisztéma kellő vízellátása biztosított: a tápanyag-visszatartás arányos a vízárammal, mivel a víz egyrészt biztosítja a fotoszintézishez az elektront és protont, másrészt tápanyagokat szállít a növényi bioszintézishez (DHV, 2005).

A szennyezőanyagok megkötése a vízjárta területen véglegesnek tekinthető, amennyiben a komponensek kiülepedve eltemetődnek (pl. foszfát), vagy a biológiai anyagcsere útján a légkörbe kerülnek (nitrogén a denitrifikáció, vagy ammónia-elpárologtatás útján) (Miller, 2004). Ezeknek a folyamatoknak köszönhetően elmondhatjuk, a vizes élőhelyeket tápanyagforgalomban játszott

szerepük dominánsan nyelővé teszi. Minél nagyobb a terület biológiai produkciója, annál nagyobb mennyiségű, le nem bomlott szervesanyag halmozódik fel benne, ami a víztér lassú feltöltődését idézi elő (Majer, 2003).

Ahhoz, hogy a növények tápanyag-eltávolító mechanizmusai érvényesülhessenek a vízben, legalább 10 napos tartózkodási idő szükséges. 1901 és 2008 közötti adatsorokat vizsgáltak GBK elárasztási időszakairól. Összeszámolták a 10 napnál hosszabb elárasztási időszakokat, figyelembe véve azt is, hogy ezek a nyári vegetációs időszakban, vagy télen fordulnak elő. A trendek azt mutatták, hogy az anyagforgalmi szempontból jelentős, hasznos nyári elárasztások csökkenő trendet mutatnak a 70-es évek óta (BME VKKT, 2009).



4. ábra: Az anyagspirál-elmélet grafikus szemléltetése

A folyók ártereinek tápanyag-visszatartását Dr. Oláh János az úgynevezett anyagspirál-elmélettel magyarázza. A folyó által szállított anyagok egy körfolyamat során élőlények általi felvételre, majd több trófikus szinten való áthaladás után leadásra kerülnek a vízben. Egy ilyen körfolyamat végbemenetele alatt az anyag adott távolságra szállítódik – ezt az egymást követő körfolyamatok spirálként való elnyújtásával szimbolizáljuk. A spirálhossz az egy periódus alatt az anyag által megtett távolságot jelképezi. Az ártereken megkötött, vízből kivont tápanyagok kis távolság megtétele alatt mennek keresztül egy-egy ilyen körfolyamaton – szimbolikusan, az anyagspirál „összenyomódik” (4. ábra). A tápanyag visszatartásra kerül, felhalmozódik a vizes élőhelyen (Oláh, 1992). Ennek mértéke a pangó holtágakban a legnagyobb, a gyorsabb folyású mellékágakon kisebb, míg a legjobban a folyó főágában húzódik szét az anyagspirál (Kassai, 2009).

A vizes élőhelyek tápanyagforgalmával kapcsolatban dolgozatomban szempontjából a szén-, nitrogén-, és foszforforgalom fontos, ezek jelentősebb folyamatait ismertetem a továbbiakban. A szénformák sorsának bemutatásával kezdem.

Egyes növényi szervezetek, mint a vízi mohák fotoszintézisükhöz szabad CO_2 -t használnak szénforrásként. Mások, például a plankton algák HCO_3^- -t használnak, mely elsősorban a semleges pH-jú vizekben van jelen. A CO_3^{2-} a lúgos pH-t kedvelő, „bazofil” baktériumok szénforrása.

A szén ritkán limitáló tényező a növényi növekedés, vagyis az elsődleges szervesanyag produkció számára: a levegőből CO_2 -ként utánaoptólódhat, de általában már a vízben megtalálható szerves szénformák mennyisége is elegendő. Csak magas pH esetén – amikor a CO_3^{2-} és a Ca^{2+} koncentrációja az oldhatósági szorzatuk fölé emelkedik, és mészkiválás történik - fordulhat elő, hogy a szén nem férhető hozzá kellő mennyiségben (HEFOP, 2004). A szervesanyag lebontása aerob körülmények közt szén-dioxid és víz képződéséhez vezet.

A vízjárta területek szénforgalmára az jellemző, hogy a szerves szén elsősorban a víz fölé emelkedő makrofitonok állítja elő a levegő szén-dioxidjából. Mivel a makrofitonok leárnyékolják a vizet, a fotoszintetizáló algák háttérbe szorulnak. Az elhalt szervesanyagok ezzel szemben a vízbe kerülve ott bomlanak le; lebontásuk oxigént igényel. A vízi fotoszintézis hiánya miatt az oxigén

jelenléte nem biztosított, a víztér anaerobbá válik (Szilágyi, 2007). Egyes mikroorganizmusok anaerob körülmények között kötött oxigént hasznosítanak légzésükhöz (denitrifikáció, szulfát- és foszfát redukció). Az, hogy mely oxigénforráshoz fordulnak, a környezet redox potenciáljának függvénye. -50mV-ig nitrátot, -200mV-ig szulfátot, -700mV-ig foszfátot használnak (HEFOP, 2004). Az anaerob körülmények mellett a kiülepedett szervesanyag bomlása lassú, felhalmozódás történik (Szilágyi, 2007). GBK térségének mennyiségi szénforgalmáról (primer produkció és bakteriális lebontás) nem találtam direkt mérési adatot.

A nitrogén a környezetben komplex biogeokémiai ciklusban vesz részt, megjelenik a vízben mind szerves, mind szervetlen formában. Ezeknek a vegyületeknek egy része alapvető fontosságú a vízi élőlények számára. A növények és baktériumok a számos nitrogénforma közül közvetlenül az ammóniát, a nitritet és a nitrátot képesek hasznosítani – a szerves nitrogénformáknak túlnyomó része ezekből származik. Csupán mintegy 3-10%-ban járul hozzá a nitrogénmegkötés a tavak nitrogénmérlegének változásához (HEFOP, 2004).

Nitrogénformák visszatartása többféleképpen történhet: szerves nitrogén mineralizálásával, ammónia-kilevegőztetéssel, biomasszába asszimilálással, kiülepedéssel, adszorpcióval, illetve nitrifikációval és az azt követő denitrifikációval. A vizes élőhelyek – így a dolgozatom tárgyát képező GBK hullámtéri vizei - jellemző nitrogénforgalmi folyamatai a denitrifikáció, az ammonifikáció és a növények nitrogénfelvétele. Mivel jellemzően anaerob körülmények uralkodnak, a nitrifikáció teljesen gátolva van. Amennyiben mégis keletkezik nitrát, az gyorsan elhasználdódik denitrifikáló, vagy nitrát-ammonifikáló baktériumok tevékenysége során.

A szervesanyagban, szénforrásban gazdag vizes élőhelyek ideális körülményeket biztosítanak a denitrifikáló baktériumok számára. A denitrifikáció eredményeként a nitrogén gázként végleg eltávozhat a vízi rendszerből. Elegendő vízmennyiség esetében a végtermék gáz N_2 , ami a bioszféra számára kedvezően stabilizálja a légköri folyamatokat. Vízhány esetén azonban csak dinitrogén-oxid gázig (N_2O) megy végbe a nitrogén redukciója, ez a gáz ózontfogyasztó és üvegházhatás-erősítő tulajdonságai miatt káros.

A nitrogén szerves formában való felhalmozódása is jellemző a vizes élőhelyekre, ugyanis a növényi táplálékként való megkötődés után az elpusztult szervezetek lebontási folyamatai az anaerob körülmények között korlátozottak (Szilágyi, 2007).

Az anoxikus körülmények elvileg segítik az ammónium keletkezését. Ennek ellenére, ahogy Lewandowsky és Nützmann írja munkájában, az általuk vizsgált területen (a németországi Spree folyó árterén – elsősorban a vízjárta terület talajvizét vizsgálták) nem volt megfigyelhető az ammónium felhalmozódása: a nitrogénkonverzió legmeghatározóbb folyamata a nitrogént a rendszerből eltávolító denitrifikáció volt (Lewandowski és Nützmann, 2009).

A GBK területének legmeghatározóbb nitrogéneltávolítási folyamata a növényi tápanyagként történő felvétel (elsősorban a fűszárú növényzethez kötődik), ezt a denitrifikáció követi.

A foszfor a leggyakoribb növekedés-korlátozó tényező a vízi ökoszisztémákban is (Grimwall, et al. 2000). Elsősorban a tavaszi alga-növekedés idején csökken le a mennyisége. A vizekbe elsősorban az alapkőzet mállásakor, foszfátként kerülhet, de jelentős forrás még a mezőgazdaságban használt foszfortartalmú műtrágya is. (Lewandowski és Nützmann, 2009).

A foszfor körforgása az élőlényekben gyors: a fitoplankton percek alatt képes felvételére, majd átlagosan 3 nap után adja le a felvett foszfátot a vízbe. A zooplanktonba a fitoplankton elfogyasztása útján kerülhet be a foszfor, azonban ezek napi felvett foszformennyiségükkel egyező mennyiséget le is adnak (HEFOP, 2004). A fitoplankton elsődleges foszforforrása a tápláléklánc magasabb fokán álló élőlények anyagcseréje során vízbe került foszfor (Barta, 2009). A Dunában és holtágaiban a tápanyagforgalmi szempontból jelentős mennyiségű fitoplankton évi 4-6 hónapon keresztül fordul elő (DHV, 2005).

A növények növekedése szempontjából a foszfor a leggyakoribb növekedést korlátozó

tényező, a foszfor növények számára felvehető formája a szervesen ortofoszfát. A víz foszfáttartalmának növekedésekor gyors virágzás indul meg. A makrofitonok - magas foszfátkoncentráció esetén - leveleiken át is képesek foszforfelvételre, de a gyökerek elsősorban gyökerükön keresztül veszik fel a foszfátot. A növények által felvett foszfor a növényi anyagcsere (direkt kiválasztás) során, vagy a növények lebomlásakor kerül vissza a vízbe (Barta, 2009).

Az állóvizek – esetünkben a hullámtéri vizek - foszfortartalmának egy része a talajban és az üledékben halmozódik fel kémiai csapadékként, vagy adszorpció útján az üledékhez, lebegőanyaghoz kötődik, más része a növények tápanyagaként szolgál. A nitrogénnel ellentétben a foszfor nem távozik a vízi rendszerből gáz alakban jelentős mennyiségben, a vízjárta területen csak megkötődés útján való eltávolítása jelentős (Lewandowski és Nützmann, 2009). Az üledék csak adott körülmények között képes tárolni a foszfort, a körülmények megváltozásával – például a trofitás növekedése során – a foszforkötő képesség csökkenhet, a felszabaduló foszfor belső terhelést okozhat. A foszfor szorpciója egyensúlyi folyamat, így az ökoszisztéma a külső foszforterhelés csökkentésére is foszfor deszorpcióval válaszol (HEFOP, 2004). A németországi Spree folyó hullámtérének talajvizével végzett vizsgálatsorozat eredményei azt mutatják: a vizsgált területen a növényzet foszfát felvételéből adódó eltávolítást meghaladta az anoxikus körülmények, alacsony redox potenciál következtében, az alapkőzet mállásából származó vas-foszfát csapadékból felszabaduló foszfátbevitel. A tanulmány szerint, míg a foszfát eltávolításnak az oxikus, a nitrogéneltávolításnak az anoxikus körülmények kedveznek jobban – legmegfelelőbb a tápanyag-eltávolítás szempontjából, ha a kétféle területek váltják egymást (Lewandowski és Nützmann, 2009). A foszfor eltávózása a rendszerből a kivett biomasszával lehetséges elsősorban.

Béda-Karapancsa területén vizsgálták a kotrás hatását az üledék foszformegkötő kapacitására. Eltávolították a Belső-Béda egy szakaszán az üledék foszfátra telített felső rétegét. A kotrás előtti és utáni állapotot összehasonlítva megállapították, hogy a foszformegkötő kapacitás átlagosan 64%-os javulást mutatott – az eljárásnak jelentősége lehet a tápanyag-visszatartás szempontjából (Kassai, 2009), mivel ez biztosíthatja, hogy a növények foszfátfelvételére, azaz a vizek foszfáatterhelésének csökkentésére ne foszfát-deszorpció legyen a válasz. Ilyenkor ráadásul a deszorbeálódó foszforforma épp az eutrofizációt növelő növényi tápanyag, az üledékben mineralizálódott szervesen ortofoszfát (HEFOP, 2004).

Hogy pontosan mennyi növényi tápanyagot képes visszatartani GBK területe, többen, többféleképpen becsülték. A DDNP projekt keretein belül a DHV által végzett számítások szerint az összesen 10.525 hektáros terület (amelyen a beavatkozásokat kívánják végezni) napjainkban – a különböző ökoszisztémák nitrogén-visszatartó tevékenységét felmérő saját és irodalmi adatok átlagait véve alapul - évente 3.768 tonna nitrogént tart vissza a Duna vízből és a helyi forrásokból. Ebből 673 tonna visszatartás köthető a vizes élőhelyekhez, az erdők végzik a nagyobb mennyiségű, 3.095 tonna nitrogén visszatartását. A nitrogénmegkötő képességből a növényi biomassza 106:16:1 szén, nitrogén és foszfor átlagos atomaránya alapján számítható az ökoszisztémák foszfor visszatartó tevékenysége is. GBK térségei évi 188,5 tonna foszfort tartanak vissza, ebből 41 tonnát a vizes élőhelyek és 147,5 tonnát az erdők. Ez a becslés számos egyszerűsítést tartalmazott: a Duna vízből történő kiülepedést, a növények lebomlása közben felszabaduló tápanyag mennyiséget, és azt, hogy a hullámtéri növényzet a tápanyagot nagyrészt a talajból és az üledékből veszi fel, nem vették figyelembe (DHV, 2005).

Winkler és munkatársai a GBK egy részterületének, a Nyéki-Csörösz-Zsold rendszernek lebegőanyag kiülepedési, feltöltődési folyamatait, és a P, N visszatartás mértékét vizsgálták 1 D modellezéssel, 13 év adatai alapján. Számításaik szerint a feltöltődés mértéke helytől függően akár nagyságrendnyit változhat; a térség átlagos feltöltődése 0,4 cm/év. A fajlagos átlagos foszfor-kiülepedést 3,1 g/m²/év-re, a nitrogén-kiülepedést 6,8 g/m²/év-re becsülték, ezt nagyságrenddel jelentősebb folyamatnak értékelve a foszfor és a nitrogén eltávolításban, mint az erdőben felhalmozódó tápanyagtöbbletet. A becslés alapja az üledék foszfor és nitrogén tartalma volt. A

vizsgált rendszerre számított fajlagos értékeket az egész GBK területén elfogadva a térség foszfor visszatartásra 900 t/év, nitrogén visszatartásra 2.050 t/év körüli érték adódik. A becslés hibája nagy lehet, mivel a terület inhomogén összetételű, a N/P arány is ismeretlen módon változik a teljes területen. Az adatok jó nagyságrendi becslést adhatnak (*Winkler et al, 2009*).

Becsléseket végeztek külföldön, más területeken elvégzett vizsgálatok alapján is. Steiger és Gurnell a Garrone folyó áradásai után visszamaradó üledékből 0,3 mm/év-re becsülte az átlagos szilárd anyag feltöltődést. 1,8 g/cm³ fajlagos sűrűséget feltételezve, GBK területére felhasználva ezt a számot 0,54 kg/m²/év kiüledő anyagmennyiség jönne ki átlagosan. Ez 1000 t/év körüli foszfor, és 20.000 t/év körüli nitrogén visszatartását jelenti – ennél a modellnél azonban a felhasznált összes nitrogén érték bizonytalan (*Steiger és Gurnell, 2002*).

Végeztek számításokat a Kis-Balaton védőrendszer tápanyag-visszatartása alapján is. Ha az ott számított anyagmennyiségeket a GBK területére vetítjük, 230 t/év körüli összes foszfor, és 3.300-3.400 t/év körüli összes nitrogén eltávolítás jön ki; ezek az értékek hasonlóak a DHV Magyarország által becsült értékekre (*NYUDUVIZIG KÜM, 2006*). További becslések is léteznek, azok ismertetésére nem térek ki.

Mind a nitrogén-, mind a foszforvisszatartás javítható lenne GBK-n a térség vízellátottságának javításával. Erre irányulnak a DDNP projekt beavatkozásai.

2.2.3 Az árterek, hullámterek egyéb szolgáltatásai

Környezetvédelmi értékek mellett a vízjárta területek egyéb hasznokkal is rendelkeznek, melyek indokolják védelmüket. Ezek a funkciók *WATERSHEDSS, (1995)* és *Oláh (2002)* alapján a következők:

- **Árvízvédelem:** A szabályozott folyók hordalékukat (mely az erdőirtás következtében fellépő talajerózió miatt megnövekedett mennyiségű) kisebb ártéri területen rakják le. Ez feltöltődéshez vezet, aminek következtében az árvízvédelmet egyre magasabb gátak építésével lehet csak megoldani – vagy az árterek eredeti állapotának visszaállításával. Különösen lakott területen lehet ennek nagy jelentősége, hisz a víz számára átjárhatatlan felszíni burkolat gyorsabb lefolyást biztosít a csapadék számára. Az amerikai Minnesota államban végzett számítások szerint egy körülbelül 2000 hektáros, kiszáritott „wetland” hajdani árvízvédelmi funkciójának visszaállítása körülbelül 1,5 millió USD-ba kerülne (1995-ben).
- **Erózióvédelem:** A vizes élőhelyek gazdag növényzete rögzíti a talajt; lassítja a vizek folyását.
- **Fémzennyezés eltávolítása:** Tanulmányok szerint az ártéri területek hatékonyan felhasználhatók a folyót érő fémzennyezések kezelésére is: egy hektárnyi vízjárta terület óránként akár 300-400 kg oldott fémet is képes méregteleníteni – ennek a katasztrófavédelemben lehet jelentős szerepe.
- **Szennyvíztisztítás:** Kistelepülések esetében az energiaigényes szennyvíztisztítók kiépítése helyett a háztartási szennyvizet az ártéri területeken elnyelve is lehetne tisztítani – elvileg egy 10.000 lélekszámú település szennyvizét 200-300 ha vízjárta terület már fel tudná dolgozni.
- **Mezőgazdaság:** Oláh szerint az ártéri vizek természetes mozgásában rejlő ún. „gradiens energia” felhasználható lenne egy korszerű, ártéri mezőgazdaság vízellátásának biztosítására – helyettesítve napjaink energiaigényes öntözési gyakorlatát. Az áradások során a hullámtéren szétterülő növényi tápanyagok a műtrágyákat kiváltva biztosíthatnák az ártéri legelők, gyümölcsös kertek termékenységét.
- **Halászat:** A magas növényi produkciójú területek elegendő tápanyagot szolgáltatnak a

halgazdálkodás számára is.

- **Esztétika, rekreáció:** Az árterek természeti szépsége turisták sokaságát vonzza, ez a leggyorsabban megtérülő hasznosítási forma.

2.3 Az állóvízzé válás folyamata

A GBK területén lezajló vízkémiai változások, ezáltal dolgozatom eredményeinek megértéséhez és átlátásához elengedhetetlenül szükséges, hogy megértsük, miként változik a vízminőség a betározódás hatására. Az eredetileg folyó-víz a hullámtéri vízterekben: tavakban, holtágakban, mellékágakban egész más körülmények közé kerül. Hidrológiájának, áramlásának, fizikájának megváltozása számos változást okoz a vízkémiában, és az ökológiai jellemzőkben is. Ezeknek a változásoknak a végbemenetele az „állóvízzé válás folyamata”. E folyamatnak több lépése, fizikai és hidrobiológiai összetevője is van, ezek összefüggnek, következnek egymásból.

A lebegőanyag a nyugalomban levő, „betározott” vízben ki tud ülepedni. Ennek következtében a víz fényklímája is megváltozik, a napsugárzás mélyebb rétegekbe is le tud hatolni. Megváltozik a víz hőháztartása is. A víz felső, felmelegedett rétege kiterjed. Mélyebb tározók esetén hőmérsékleti rétegzettség alakulhat ki (*Szilágyi, 2007*): nyáron a felső, környezet hőjét felvevő réteg a melegebb, míg a téli időszakban a kisebb sűrűségű hidegebb réteg kerül felülre (a sekély GBK-i vizekben ez a jelenség nem jelentős).

A vegetációs időszakban az eutrofizációt okozó növényi tápanyagok felvétele fokozódik, koncentrációjuk csökken, míg az elnövényesedés erősödik. A növényi biotom növekedése a fogyasztók és lebontók biotomjának növekedését is maga után vonja (*Szilágyi, 2007, DHV, 2005*). A vizek eutrofizációjának gátat szab az időszakos vízkicserélődés a holtág és a főág között. Ez fontos tényező a hullámtéri ökoszisztéma fenntartásában, ezért ennek biztosítására szükség van. A vízforgalom részben szabályozható biztosítása a GBK-n megvalósításra kerülő világbanki projekt részét is képezi (*VITUKI és VTK, 2005*).

A betározódás további hatása, hogy növeli a víz párolgó felületét, ezzel is befolyásolva a hidrológiai viszonyokat, az elfolyó víz mennyiségét (*Szilágyi, 2007*). Hullámtéri vizek esetében a főággal történő vízcsera a folyóvízre jellemző tulajdonságok megjelenésével mutatható ki. Egyik indikátora a víz lebegőanyag-tartalma: a kapcsolódó vízterekben, mellékágakban ennek koncentrációja nagyobb, mint a lefűződötteknél, hisz az állóvizekben a lebegőanyag kiülepedik. A fitoplankton biotom koncentrációja a folyóvízzel való kapcsolat időtartamának növekedésével csökken.

A folyamat mintegy 10 napos betározódás után válik kimutathatóvá a hullámtéri vizekben.

2.4 A VKI vízminősítésének alapelvei

Munkám során vízminősítést is végzek, a Magyarországon napjainkban alkalmazott, Víz Keretirányelv (VKI) szellemében kidolgozott minősítőrendszer elméleti hátterét ismertetem. Ez az alfejezet *Clement et al. (2009)* és *Teszárné-Nagy (2009)* alapján készült, egyéb szerzők munkáival kiegészítve. Bemutatom az EU által előírt vízminősítéssel kapcsolatos feladatokat, felhívva a figyelmet az ártéri-hullámtéri területek minősítési eljárásában fellépő ellentmondásokra.

Hazánk az Európai Unió tagjaként az EU 2000/60/EK Víz Keretirányelvének megfelelően célul tűzte ki a természetes vizek „jó” (antropogén zavarásoktól menteshez közeli) ökológiai és kémiai állapotának elérését, valamint megőrzését. Ezt a célt 2015-re kell megvalósítani. A VKI elveket, célállapotot fogalmaz meg a vízminőséggel kapcsolatban, előírja a végrehajtás módját is. Megkövetel a tagországoktól egy vízgyűjtő-gazdálkodási tervet, továbbá a végrehajtás és a vízminőség alakulásának figyelemmel kísérésére jelentési kötelezettséget ír elő.

Az elérni kívánt állapot a természetes állapot, feltételezve, hogy az élőlény-együttesek számára megfelelő minőségű víz emberi használatra is alkalmas. Magyarországon a korábbi gyakorlat szerint a vizeket fizikai-kémiai változók alapján minősítették (az MSZ 12749 szabvány

alapján), míg nyugaton régóta jelentős szerepet kaptak ezek mellett a különböző biológiai vizsgálatok (taxonok jelenléte és hiánya, társulás-struktúra jellemzése) is. A VKI-val összhangban levő, hidromorfológiai, fizikai, kémiai adatok mellett biológiai paramétereket is figyelembe vevő vízminősítő rendszer kidolgozása, monitoring rendszer kiépítése nagy kihívás volt a magyar szakemberek számára (Kiss *et al.*, 2003).

A VKI útmutatása szerint a felszíni vizeket első lépésben kategóriákba kell sorolni. Ezek a következők lehetnek: folyók, tavak, átmeneti vizek, tengerparti vizek, vagy mesterséges/erősen módosított vizek. Ezeken belül víztípusokat kell kijelölni, jellemezni. Végül ki kell jelölni a víztesteket, és besorolni valamely víztípusba.

A felszíni víztípusok minősítéséhez szükséges határértékek megállapításához olyan referencia területeket kell kijelölni, melyek természet-közelben vannak; ahol a vizsgálati elemek antropogén hatásoktól mentes, zavartalan minőséget mutatnak. Az itt mérhető adatok a „referencia feltételek”, vagyis a „kiváló” állapotnál mérhető értékek. **Munkám szempontjából lényeges: a vizes élőhelyek esetében a referencia feltételek a vizes élőhely által övezett víztér** (az én munkám esetében a Duna) **referencia feltételei**. Ennek az az oka, hogy ezek nem önálló „víztestek”, csupán „vízterek”, melyek a folyó részét képezik. A főág minősítésekor meglétüket vizsgálják, mivel a partmenti vízjárta területek megléte/hiánya fontos a folyó szempontjából. Azonban ezen területek állapotának megállapításához nem dolgoztak ki minősítőrendszert. A hivatalos eljárás szerint ugyanazok a határértékek érvényesek a vízjárta területekre, mint a folyó főágra. Ez a rendszer szakmailag nem ideális, mivel a hullámtéri vizek természetes – mind kémiai, mind morfológiai és ökológiai - állapota merőben eltér a folyóvízétől. Tudományos körökben terjed az a nézet, hogy a hullámtéri vizek kellő megbízhatósággal történő minősítéséhez saját referenciaállapotukat kell meghatározni és önálló minősítőrendszert létrehozni számukra.

A vízminősítés módszertanát (ökológiai és kémiai) az “Anyag és módszer” fejezetben ismertetem.

3 Anyag és módszer

A továbbiakban először a vizsgált területet, Gemenc és Béda-Karapancsa (GBK) tájegységet mutatom be, majd az elvégzett feladatokat ismertetem.

3.1 Gemenc és Béda-Karapancsa tájegységének bemutatása

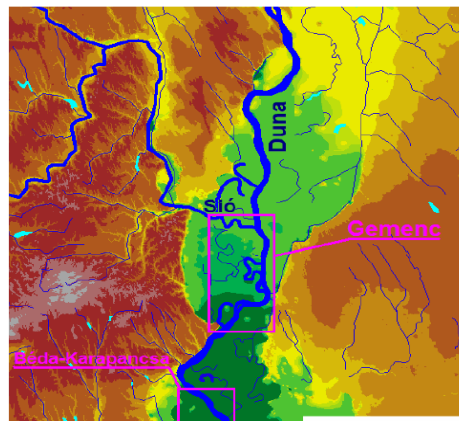
Röviden jellemzem a dolgozatom tárgyát képező területet.

3.1.1 Éghajlati, topográfiai és geológiai jellemzők

Gemenc és Béda-Karapancsa hullámterek az Alsó-Duna mentén helyezkednek el, az 1.468 és 1.498 fkm között, a Duna-Dráva Nemzeti Park területén (VITUKI és VTK, 2005). (5. ábra) Gemenc 17.779 ha, Béda-Karapancsa 6.949 ha területű.

A térség éghajlata szélsőségesen kontinentális: az éves abszolút hőingás meghaladhatja a 71°C-ot. Az évi középhőmérséklet 10,7°C, a napsütéses órák száma magas: évi 2.000 óra. A terület csapadékszegény: 500-550 mm hullik alá évente. A havas napok száma is alacsony: évi 12-24 nap, mely csupán vékony hóréteget biztosít (Sziebert, 2005).

A Duna a vizsgált szakaszon alluviális jellegű: az Alföldre érve folyása lelassul, kiüledő hordalékába vajt

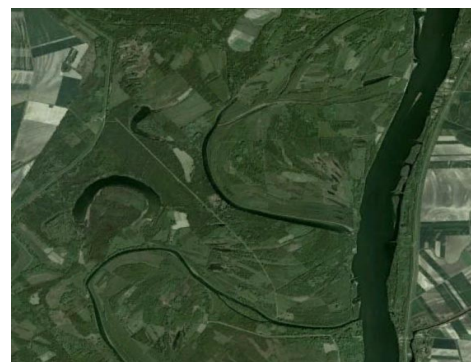


5. ábra: A Gemenc- és Béda-Karapancsa hullámterek elhelyezkedése (forrás: DVP)

mederben halad. A lerakott hordalékot kerülgető Duna úgynevezett „fonatos ágrendszerre” bomlik.

A hajdani árterek Magyarországon napjainkra gáttal leválasztott hullámterekké szűkültek. Az alsó-Duna mentén azonban a holtágak, kanyarok, hurkok, kisebb vízfolyások nagy száma, a környék mocsaras, „nehezen bevezethető” jellege miatt az árvízvédelmi gátak az általánosnál jóval távolabb helyezkednek el a folyótól, így a hullámtér viszonylag kiterjedt: mintegy 30 km hosszú, legnagyobb szélessége 7 km.

A folyószabályzáshoz használt kőművek először csökkentették, majd teljesen megszüntették az addigi intenzív kanyarfejlődést – a Dunának viszonylag stabil, helyszínrajzilag állandónak tekinthető medret biztosítottak (*Kalocsa és Tamás, 2003*). A folyószabályzás során a természetes állapotban meanderező folyón a kanyarulatok átvágásával összesen mintegy 40 km – a feltöltődés mértéke szerint - holtág, mellékág (a 6. ábrán láthatunk mindkettőre példát), illetve medence keletkezett a Dunán (*Garami, 1997*).

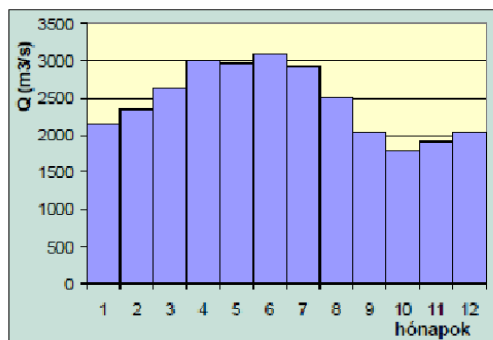


6. ábra: Jellegzetes holtágak Gemenc térségében
(Forrás: Google Föld)

3.1.2 Hidrológiai jellemzők

GBK ártéri területének hidrológiai viszonyai a Dunától függnének. A Duna vízhozamának sokéves átlaga a munkám szempontjából fontos bajai szakaszon 1.170 m³/s minimummal és 5.000 m³/s maximummal jellemezhető (7. ábra). A Duna vízjárásának nincs határozott éves rendje, bármikor előfordulhatnak árvízi, vagy kisvízes időszakok (*DVP, 2005*). A vízgyűjtőn leeső csapadék eloszlásával párhuzamosan az őszi és téli vízhozam kisebb a tavaszinál és nyárinál, így az árvízi időszakok nagyobb valószínűséggel tehetők az év első felére (*Sziebert, 2005, Garami, 1997*). A nagyvízi szabályozások következtében az árhullámok áthaladási ideje lerövidült és hevesebbé vált (ennek káros hatásait tapasztalhatjuk napjainkban). A kisvízes időszakok hossza növekedett.

A Dunaföldvár és Mohács közti szakaszon 23 kanyarulatot átvágva 77 km-rel csökkentették a főmeder hosszúságát. Ennek eredményeképp a Duna mederesése 5 cm/km-ről 8 cm/km-re nőtt. A folyási sebesség gyorsabb, a folyó hőmérséklete hűvösebb lett (*Guti, 2005*). A párhuzamművek



7. ábra: A Duna Baján mért havi átlagos vízhozama (forrás: DVP)

közé szorított Duna medereróziója erősödött, a vízállást mintegy 1,5 m-rel csökkentve a 19. század óta a Duna sárközi szakaszán. A folyóág egyszerre „berágódó” és keskenyedő – ezért habár a nagyvizek lefolyásának szintje nem változott jelentősen, a mederből kilépő árhullámok szintje alacsonyabb lett. Ez nem kedvez a hullámtéri fokok és medrek vízellátásának (*Sziebert, 2005*).

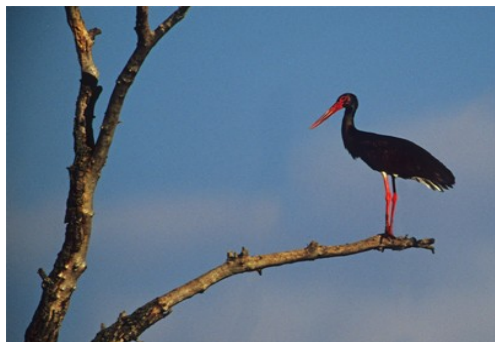
A holtágak „normál” vízállás esetén fokokon keresztül vannak kapcsolatban a Duna vizével, illetve egymással. Fok – definíciószerűen: „Olyan természetszerű meder, melyben időszakos vízmozgás alakul ki; a hossz-szelvény törésekben kialakuló, visszamaradó, kiszáradó vízfelületek

lehetnek.” (*Sziebert, 2005*). Az, hogy ezeken keresztül mennyi víz folyik be vagy ürül le, a Duna vízállásától függ. Egy bizonyos vízszint felett a feltöltési-ürítési folyamat a mederből kilépve, terepfelületen át is megindulhat. Az a szint, aminél létrejön a Duna és a holtág közti kapcsolat, a befolyási küszöbszint. A mélyebb fokoké alacsonyabb, ezek gyakoribb kapcsolatban vannak a főág vizével – példa erre a Bárti Holt-Duna. Vele szemben például a Nyéki Holt-Duna magas küszöbszinttel rendelkezik, csak árvízi időszakok esetén lép kapcsolatba a Dunával (*VITUKI és VTK, 2005*), ami nem minden évben következik be (*Sziebert, 2005*). A gemenci hullámtér mellékágainak átfolyásához – átlagosan – a Baján mért 450 cm-es vízállás szükséges – ez a 20. század elején átlagosan évi 217 napon teljesült, ám a század végén csak évi 95 napon. A

hullámterek elöntésének időtartama is csökkent: évi 83 nap volt a 20. század elején, a 70-es évekre már csupán 19 nap (Guti, 2005).

Az izolációs időszakban, amikor a holtág és a folyó közt nincs összeköttetés, a holtág vízjárása erősen függ az időjárási viszonyoktól (VITUKI és VTK, 2005), nő a párolgás, a csapadék szerepe. Habár a vízterek kiszáradása szempontjából fontos tényező, hogy magas kifolyási küszöbszint magas szintű visszatartást eredményez, figyelembe kell venni, hogy ekkor az elöntés is ritkább; a párolgás kiszáradáshoz vezethet (DVP, 2005). A folyótól elvált víztestben a folyóvíz jellege megváltozik: állóvízzé alakul. (Ennek folyamatát korábban ismertettem.)

3.1.3 Természetvédelmi értékek



8. ábra: Fekete gólya (forrás: <http://www.geographic.hu>)

Gemenc területe 17.779 ha, ebből fokozottan védett 2.761 ha; Béda-Karapancsa területe 6.949 ha, fokozottan védett: 1.092 ha (Garami, 1997). 2.774 ha vizes élőhely és 7.751 hektár erdő található területükön (DHV, 2005).

Béda-Karapancsa a NATURA 2000 hálózat eleme, mint *Különleges Madárvédelmi Terület* (SPA), illetve *Különleges természetvédelmi megőrzési terület* (SCI). Gemenc szintén NATURA 2000 hálózat része, mint *Különleges Madárvédelmi Terület*, illetve *Különleges természet-megőrzési terület*. Továbbá, mindkét terület, mint *Fontos madár élőhely*, *Országos jelentőségű védett terület*, illetve egyéb *Ramsari terület* is nyilván van tartva (Fleit, 2009).

A Duna durva homokból épült zátonyainak nedvessége a Duna vízállásával szinte párhuzamosan változik: a tavaszi, nedves időszakokban víz járja át, míg alacsony vízállás esetén a terület gyorsan kiszárad (Garami, 1997).

GBK területe vizes élőhelyekben gazdag. A tavak, vízfolyások vízi vegetációját a part felé haladva mocsári növényzet váltja fel. Az ártér felszínének változatos jellege miatt a különböző típusú társulások mozaikszerűen váltogatják egymást. Jelentős arányban jelen levő természeti egységek a nádasok, magassásosok (DDNP, 2009). A térség madárvilága igen gazdag: jellemző faja a szürke gém (10. ábra) és a bakcsó. Kiemelkedő fontosságú a fokozottan védett rétisas, a kerecsensólyom, a békászó sas, valamint a fekete gólya (8. ábra).

Az ártér nagyvadakban is bővelkedik. Gemencet gímszarvas-populációja tette világhírűvé. Nagyszámú őz, vaddisznó (9. ábra) is él a területen. A nagyvadak fokozott jelenléte azonban természetvédelmi problémákat is jelenthet: a szarvasok gyakran megrágcsálják a fiatal tölgyeseket, a disznók kitúrják a suhángokat – a legértékesebb, őshonos erdőket károsítva (Garami, 1997).



9. ábra: Vaddisznók Gemencen (fotó: Vágvölgyi)



10. ábra: Szürke gém a Külső-Bédánál (fotó: Vágvölgyi)

3.2 Az egyes vizsgált vizek rövid ismertetése

A következőkben röviden bemutatom a munkám során vizsgált vizeket. Térésenként haladok. A pontos mintavételi helyek és a mintavételi évek helyszíni tapasztalatai az "elvégzett feladatok"-nál kerülnek ismertetésre.

A Gemenc területén vizsgált vizek (11. ábra)

- **Forgó-tó:** Szabálytalan alakú, viszonylag régi ártéri tó. A Dunával a 86,5 mBf küszöbszintű Forgó-fokon keresztül van összeköttetésben. Feltöltődő víztér, az organogén szukcesszió előrehaladott állapotában van. Középtájon mért szélessége kb. 350m. Felszínének kb. 1/3-át mocsári növényzet borítja, maradék része hínáros. A Duna a tavaszi zöldár idején mozgatja át; az erőteljes áradások gátolják teljes benövényesedését. Felületét jellemzően hínáros foltok tagolják. Partjának egy része zsombékos, máshol füzes terjed a víztér belseje felé. Parti részén nagyvadak dagonyázó helyei vannak. Szántóföldi művelés nincs a környezetében, viszont erőteljes erdőművelés jellemző: a tó környéke különböző korú erdőfoltokkal tarkított, mozaikos szerkezetű (Majes, 2003 és Pomogyi, 2009).

- **Rezéti-Duna:** A Duna szabályozáskor a folyó Forgó-tó alatti szakaszának kiegyenesítése során keletkezett ez a holtág (Grébec, Fekete-erdei és gemenci Holt-Dunával együtt). A Dunával két ponton is kapcsolódik: az alsó torok lefűződési szintje 80,40 mBf, a felső toroké 84,35 mBf (Pomogyi, 2009). „Problémás” víztér: a Duna folyása itt lelassul, hordalékát lerakja, a meder gyorsan feliszapolódik. A DDNP projekt beavatkozásai nélkül 2030-2050-re a Rezéti-Duna akár el is tűnhetne (VITUKI és VTK, 2005).

- **Cserta:** Típusát tekintve holtág. A Dunával 83,2mBf és 84,75mBf átereszek kötik össze. A víztér környezetében erdőgazdálkodás a domináns művelési forma, talajműveléssel járó tevékenység inkább csak az erdőtelepítések idején fordul elő, kis területeken (Pomogyi, 2009).

- **Báli-tó:** A Báli-tó a Bajára vezető vasútvonaltól délre, a Duna egy nagyobb kanyarulatában található. Alacsonyan fekvő, övzatonys szerkezetű, mocsaras-nyíltvízes terület, erősen feliszapolódva, kis vízmélységgel. A víztest a természetes feltöltődési szukcesszió előrehaladott állapotában van; emberi beavatkozás nélkül mocsárrá, mocsárrétté alakul néhány évtizeden belül. A terület ökológiailag igen értékes, fajokban gazdag. Környezetében csak erdőgazdálkodás folyik (Pomogyi, 2009). A Dunával a 87,69 mBf küszöbszintű Báli-fok köti össze.

- **Bátai-Duna:** A Duna mellékága, a főággal a 135,99 mBf küszöbszintű Címer-fok és egy 83,75 mBf torok köti össze. Csaknem 10 km hosszú, patkó alakú. Több szakaszán erősen feliszapolódott, kisvízes időszakban mélysége csupán kb. 1 m (Zellei, 2005). A Bátai holtágat jelentős emberi eredetű terhelés éri: halászati célú hasznosítása (Mátrai, 2005) mellett fontos tényező még, hogy közvetlenül a partján húzódik Bata település, hullámterén szántóföldi termelés folyik; Bata település szennyvíztisztítása még nem megoldott. A falu jelentős állattartása sem elhanyagolható tényező.

- **Vén-Duna:** A Vén-Duna a meanderező Duna mesterséges átvágása által jött létre (VITUKI, VTK, 2005). A Cserta vízellátása szempontjából fontos víztér (Pomogyi, 2011).



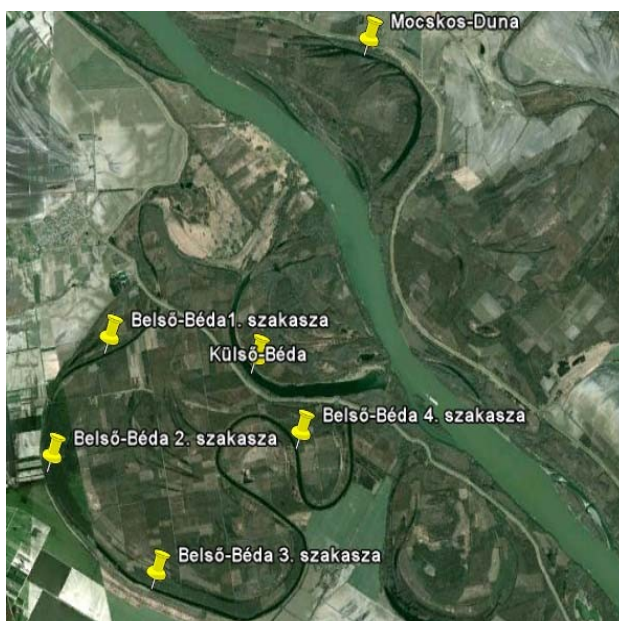
11. ábra: Vizsgált vizek Gemencen (Google Föld)

Vizsgált vízterek Béda-Karapancsa térségében (12. ábra)

A terület két részre bontható: Béda a Duna jobb partján, Karapancsa a bal parton terül el.

Béda térségében a két vizsgált víz a hullámtéri Külső-Béda (ez a Duna részét képezi), és a mentett oldali Belső-Béda (valódi víztest, 3-as típusú állóvíz) voltak.

- **Belső-Béda:** A Belső-Béda a Duna árterének mentett oldalán található holtág, 3. típusú állóvízként nyilvántartott víztest. Hossza 15 km, átlagos szélessége 50 m, területe 75 ha, átlagos vízmélysége 2 m. A környező társulati kezelésű vízfolyásokból és csatornákból, szivattyúzással oldható meg vízpótlása, illetve szivárgás útján is töltődik; szivattyútelepen keresztül vize a Külső-Bédába tölthető. Medre erősen feliszapolódott, növényzettel való benőttsége közepes mértékű. Nem veszélyeztetett jelentős mezőgazdaságból eredő szennyezés – környékét erdő-és vadgazdálkodás jellemzi. Jelentős természetvédelmi érték, Kölkedi Duna néven „szentély” típusú holtágként van nyilvántartva (Kassai, 2009). A Belső-Bédának 4, halfogórácsokkal elválasztott szakasza van.



12. ábra: Vizsgált vizek Béda-Karapancsa térségben

- **Külső-Béda:** A Külső-Béda Mohács alatt elhelyezkedő hullámtéri holtág. A szabályozás előtti időkben Béda-Dunaként a Dunával a Béda-szigetet fogta körül (Pomogyi, 2009). Környezete erdőművelés alatt áll, nagyobb mérvű irtás-parcellákkal, betelepítésekkel. A Dunával az alacsony, 80,3 mBf-es küszöbszintű fokon keresztül van elég szoros kapcsolatban.

Karapancsán egyetlen vízteret vizsgáltunk.

- **Mocsos-Duna:** Kis területű, meszes, sekély állóvíz, a folyószabályozási munkálatok során jött létre. Környékén talajművelés nem, csak erdőgazdálkodás a jellemző (Pomogyi, 2009). Befolyási küszöbszintje 83,9 mBf.

3.3 Tervezett beavatkozások

A GBK-n visszatartott Duna-vízben tápanyag-visszatartás történik a korábban részletezett folyamatok által. A folyószabályozás nagyban csökkentette a kapcsolatot a Duna és a holtágak vize között – az izolált, vízzel kevésbé ellátott területek így nem képesek teljes potenciáljukkal részt venni a folyót terhelő tápanyagok eltávolításában. A tápanyag-visszatartás hatékonyságának előfeltétele a különböző tápanyagformák megfelelő arányú jelenléte, amit a kellő vízáram biztosít. Továbbá, szabályozza a visszatartást a növényi biomaszák mennyisége is (DHV, 2005).

Emberi beavatkozások hiányában a feltöltődési folyamatok miatt 30-50 éven belül a hullámtér tápanyag-eltávolító szerepe gyakorlatilag megszűnne, a térség jellege megváltozna, természetvédelmi és gazdasági értéke degradálna. Világbanki támogatással, többlépcsős beruházási program keretein belül a térség tápanyagcsökkentő képességének – ezáltal a Duna és a Fekete-tenger vízminőségének - javítása érdekében mérnöki beavatkozásokat terveznek. Nagyobb mennyiségű vízzel gyakoribb előntéseket kívánnak megvalósítani, szabályozott keretek között. Ennek a programnak része a hullámtéri vizek és a Duna kapcsolatának javítása, amihez a fokok karbantartásáról gondoskodni kell.

A programban érintett térséget több egységre bontották (Veránka, Buvat, Béda-Karapancsa,

Sió-mente, Gemenc, Batai-Duna, Fekete-erdei, Kerülő-Duna, Báli, Móric-Duna, Nagy-Pandur). Minden területegységre külön beavatkozási programot hoztak létre. A programok tervezése során fontos volt a Duna főmedrének szabályozott állapotát megtartani, gazdasági, hajózási, árvízvédelmi és jéglevezetési érdekek miatt. A megfelelő szabályozhatóság és a kívánt eredmények elérésének érdekében a projekt pontos hidraulikai, hidrológiai ismereteket, számításokat igényelt. Árvízvédelmi szempontból a víztömeg szétteríthetősége a hullámtéren előnyös tulajdonsága a térségnek: biztosítja a megnövekedett vízmennyiség visszatartását, lakott területektől távol. A projekt feladata ezt az ökoszisztéma szolgáltatást fenntartani (VITUKI és VTK, 2005). A projekt eredményeként az ökológiailag értékes vizes élőhelyek száma, diverzitása, és stabilitása is növekedni fog (DHV, 2005).

A program keretein belül tervezett beavatkozások az általuk kiváltott javulás, változás típusa alapján a következő csoportokra oszthatók:

- **Vízpótlást** javító beavatkozások: a fokkotrás sorolható ide, ami javítja a kapcsolatot a Duna főág és a vízterek, valamint a vízterek között.
- Felgyülemlett **mederanyag eltávolítását** célzó beavatkozások: kotrások. A kotrások további hatása, hogy általuk új üledékfelszín alakul ki, ami a Duna vizében levő foszfátot hatékonyabban köti meg a régi üledéknél. Továbbá növeli a befogadható víztömeget is, és ezzel az ülepedési folyamatokat kissé javíthatja.
- Az előbbiektől által a hullámtéri mellékágak, holtágak és tavak **elárasztási gyakorisága** növekszik és a **vízcsere** javul.
- Nagyobb **vízszinttartás** biztosítható zsilipekkel. A hullámtéri vízterekben a magasabb és tartósabb vízszint által elkerülhető, hogy a vegetáció tovább szárazodjon; a javuló vízellátás miatt az erdők jobban növekednek.
- További beavatkozási lehetőség a **mellékág átfolyásos jellegűvé tétele**. Az átfolyásos mellékágakban gyakoribb a vízcsere, így a kiülepedési folyamatok többször végbemehetnek egy évben, mint lefűzött állapotban (VITUKI és VTK, 2005).

A BME-BioAqua Pro 2010-es becsléseit tartalmazza az 1. táblázat arra vonatkozóan, hogy az egyes beavatkozási területek tápanyag-visszatartása miként fog változni előreláthatólag a változtatások hatására. A számításokat hidrodinamikai modellekkel végezték.

Beavatkozási egység	Terület	Elöntés	Részecske kiülepedés		Visszatartás (a Duna adatai alapján)	
			TSS		TN	TP
	ha	m ³ /év	mm/év	tonna/év	tonna/év	tonna/év
1 - Veránka	1704	566541518	0,34	10297	515	52
2 - Buvat	713	411150166	0,58	7425	371	37
3 - Mocskos-Duna	544	52547850	0,09*	892*	45*	4,5*
4 - Béda	2651	131741523	0,05*	2236*	112*	11,2*
5 - Sió-mente	2035	228521654	0,11	4274	214	21
6 - Gemenc	1291	286533371	0,21	4865	243	24
7 - Bata	1723	558311591	0,32	10319	516	52
8 - Grébec	780	304546215	0,39	5562	278	28
9 - Kerülő-Duna	696	222075861	0,28	3865	193	19
10 - Báli	620	497213967	0,74	8311	416	42
11 - Móric	317	119449163	0,34	1994	100	10
12 - Nagy-Pandúr	1533	534869980	0,33	9086	454	45
Összesen	14467	6417261090	0,676*	111628	5581	558

*: az adat a jelenlegi visszatartáshoz képest fellépő változást jelöli

1. táblázat: A beavatkozási egységek várható visszatartása (forrás: BME-BioAqua Pro, 2010)

A továbbiakban a *VITUKI és VTK (2005)* és *BME BioaquaPro (2010)* alapján bemutatom, munkám mintaterületein milyen beavatkozásokat terveznek.

Forgó-tó: A víztér **Gemenc** beavatkozási egység része. A „távon” kotrást terveznek a víztérfogat növelése céljából. Javítani kívánják a tó vízforgalmát, kotrással jobb összeköttetést biztosítva a Grébeci-Dunával. A vízcserét tiltó építésével szabályozhatóvá kívánják tenni. Ennek alkalmazása ugyan rendszeres karbantartást igényel, de lehetővé tenné a kis árhullámok beengedését magas szintű víz-visszatartás mellett is. A beavatkozások eredményeképp a Forgó-tó fontos élőhely lesz a halak, kételtűek és gázlómadarak számára.

Rezéti-Duna: A víz erőteljes feliszapolódása miatt szükségesnek tartják a dunai hordalék bejutásának megakadályozását a torkolatba épített műtárgyak (sarkantyú, fenékküszöb) segítségével. A már lerakódott hordalékot kotrással kell eltávolítani. A beavatkozások ellenére a Rezéti-Duna továbbra is feliszapolódó jellegű lesz a lebegőanyag kiüledése miatt; a kotrás ismétlése szükségessé válhat. A Dunával állandó összeköttetésben levő, állóvízű holtágként kell majd kezelni.

Báli: Báli területe 620 ha, éves elöntése 497.213.967 m³/év. A kiüledő szilárd részecskék mennyisége a területen várható beavatkozások után becslések szerint 8.311 t/év összes nitrogén visszatartása 416 t/év, összes foszfor visszatartása 42 t/év lesz. A területen belül a Báli-tavat vizsgáltam. A DDNP projekt célja a Báli-tó vízforgalmának javítása, amit a Dunával összekötő fok kotrásával érhetnének el. Így apadás idején a víz magával vinné lerakott hordalékát; ezzel a feliszapolódás sebessége csökkenne. Cél az is, hogy a víztér fekete gólyák etetőhelyeül szolgálhasson. Sekély jelleje, és az, hogy a halak ívóhelyül használják, ideálissá teszik erre a célra.

Bátai-Duna: A Bátai-Duna vízszintjének emelését tervezik vízszintszabályozóval. Ezzel megakadályozhatnák, hogy a tápanyagban gazdag Szekszárd-Bátai csatorna vize közvetlenül a Dunába folyjon: a megemelt vízszintű Bátai Holt-Dunába vezetnék, kihasználva a magas növényi produktivitású, betározott víz tápanyag-csökkentő képességét. A javasolt műtárgy a kiszáradástól is megóvná a Bátai-Dunát, illetve a magasabb vízszint kapcsolatot teremtené a holtág és az őt körülvevő kisebb víztestek között is, lehetővé téve a halak ívását a víztérben; ez ökológiaiilag is előnyös lenne.

Béda-Karapancsa: Béda területe 2.651 ha, ebből 2.510 ha van elárasztva. Az éves vízmennyiség mérleg 131.741.532 m³/év. A tervezett beavatkozások után a jelenleginél 2.236 tonnával több szilárd részecskét, 112 tonnával több nitrogént és 11,2 tonnával több foszfort fog visszatartani évente.

A **Belső-Béda** a befogadója a Vizslaki-csatornának. Ahhoz, hogy az ezen keresztül érkező szennyezőanyagok eltávolítása megvalósuljon, és ne a Dunát terhelje, szükséges a víz-visszatartás növelése: ezt 30 cm vízszint-emelés mellett kívánják. A tápanyag-eltávolítást nádültetéssel és -aratással (megfelelő vízinövény-gazdálkodással) tudnák segíteni. A víztest 4 szakasza 4 különböző szervezet felügyelete alatt áll, hasznosításuk is eltér – továbbá, ráccsal is el vannak választva egymástól. A DDNP projekt javasolja a vízminőség javítása érdekében a rácsok eltávolítását. (A rácson fennakadt hordalék, uszadék gátolja a vízcserét.)

A **Külső-Béda** esetében elsősorban kiszáradás elleni, víz-visszatartást segítő berendezések kiépítését, 1,5 m-es vízszint-emelést terveznek. Ez az ökoszisztémára és a tápanyag-visszatartásra is kedvező hatással lesz.

A karapancsai **Mocskos-Dunán** a DDNP projekt keretein belül a víztér kiszáradását akadályozó beavatkozásokat terveznek: vízvisszatartó küszöbök építésével emelnék a Mocskos-Duna vízszintjét 1 m-rel. A Mocskos-Duna területe 670 ha, ebből 544 ha van elárasztás alatt. A beavatkozások után a jelenleginél 892 tonnával több szilárd szennyezőt, 45 tonnával több nitrogént és 4,5 tonnával több foszfort fog visszatartani évente.

3.4 Az elvégzett feladatok bemutatása

A továbbiakban részletesen ismertetem a „Célkitűzés” alfejezetben megfogalmazott feladatok

végrehajtásának: a helyszíni és laboratóriumi méréseknek, illetve eredményeik értékelésének és értelmezésének módját.

Dolgozatom alapját három év mérései adják: 2009-ben én még nem vettem részt a GBK-i munkálatokban, de ez év adatait is felhasználom. 2010-ben és 2011-ben már én vettem, és vizsgáltam a vízmintákat. A három év eredményeit együttesen vizsgálva fogok következtetéseket tenni a vizek állapotára, illetve annak stabilitására vonatkozóan.

A továbbiakban először a helyszíni feladatokat ismertetem, külön kitérve először a mintavételi pontok bemutatására és a helyszíni tapasztalatokra, majd a mérés és mintakezelés módját írom le (utóbbi minden mintavételi ponton érvényes). Ezt a laboratóriumi mérések rövid, táblázatos ismertetése követi, majd a kémiai eredmények értékelési módját értelmezem a GBK-i mintákra. Ezt a következő fejezet, az eredmények ismertetése, és feldolgozása követi.

3.4.1 Mintavételi helyek

Dolgozatomat 3 év kutatási eredményei alapján írom. Mivel 2009-ben én még nem vettem részt a kutatásban, erről az időszakról csak a mintavételi helyek koordinátájával és vizsgálati eredményekkel rendelkezem, és csupán a 2010-es és 2011-es illesztek be helyszíni fotókat és helyszíni tapasztalatokat, de mindhárom év mintavételi pontjait megadom.

2010 hidrológiáját a rendkívül csapadékos időjárás határozta meg, a vizsgálat ideje a vizsgálandó területek elöntöttsége miatt folyamatosan egyre későbbre tolódott. Végül augusztus 16-a és 18-a között mentünk ki a terepre mintáinkért. A vízterek hozzáférhetősége még ekkor is korlátozott volt, de ehhez mérten igyekeztünk a lehető legátfogóbb mintavételezést elvégezni.

2011-ben júniusi mintavételünk idején épp ellentétes helyzet állt fenn: a csapadékszegény időjárás következtében a vízállás igen alacsony volt, több víztér hónapok óta lefűződött állapotban volt, és a kiszáradás szélén állt.

Sem a 2010-es, sem a 2011-es év nem volt kedvező a vizsgálat célja szempontjából.

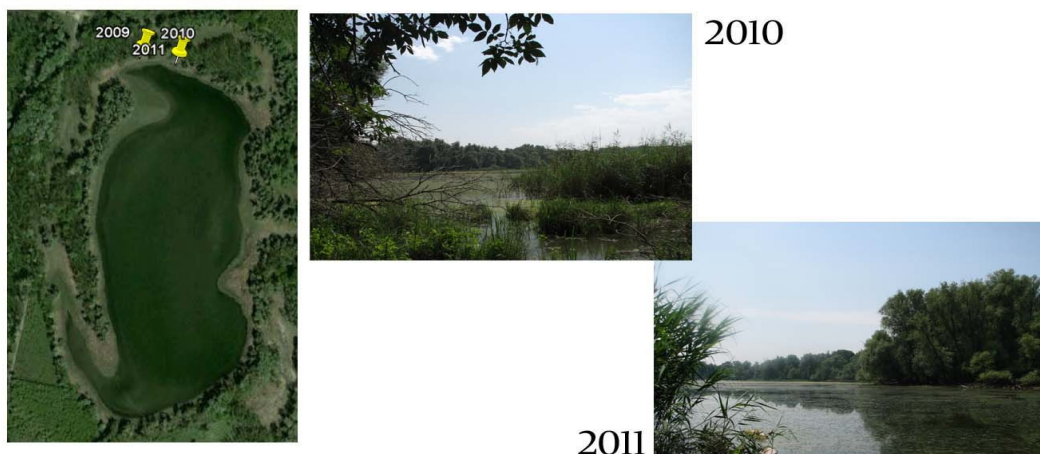
Mindhárom évben nagyjából ugyanazokon a víztereken végeztük vizsgálatainkat, az ismertetésnél térségek szerint haladok.

Vizsgált vizek Gemenc térségében (2. táblázat):

2009		
Vízter	Koordináták (WGS)	
	x	y
Forgó tó	46,30370000	18,90207000
Cserta áteresz	46,19643000	18,88460000
Báli tó	46,18808000	18,89296000
Nagy Lidia	46,27068000	18,88610000
Rezét	46,25930000	18,89540000
Bátai Duna	46,13136000	18,89540000
2010		
Vízter	Koordináták	
	Szélesség	Hosszúság
Forgó-tó	N46°19'14.46"	E 18°54'5.94"
Felső-Cserta	N 46°12'40.08"	E18°52'4.24"
Rezéti-Duna	N46°13'31.50"	E18°51'45.69"
Báli-tó	N 46°11'17.00"	E 18°53'30.36"
Bátai-Duna (híd)	N 46° 7'53.10"	E 18°47'20.58"
Bátai-Duna (ártér)	N 46° 8'13.45"	E 18°46'15.07"
2011		
Vízter	Koordináták	
Forgó-tó	N46 19.244 E18 54.136	
Rezéti-Duna	N46 13.471 E18 51.841	
Cserta áteresz - alsó rész	N46 11.786 E18 53.080	
Cserta áteresz - felső rész	N46 11.786 E18 53.080	
Cserta felső	N46 12.750 E18 52.238	
Báli-tó	N46 11.341 E18 53.569	
Vén-Duna	N46 11.849 E18 55.062	
Bátai-Duna (híd)	N46 07.900 E18 47.341	
Bátai-Duna (vasúti híd, kotrás alatt)	N46 07.355 E18 47.763	

2. táblázat: Mintavételi koordináták Gemencen

Forgó-tó:



13. ábra: Forgó-tó: mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Föld), jellemző képek (fotók: Vágvölgyi)

Ahogy a 13. ábra űrfelvételén is látszik, mindhárom évben ugyanott vettük a vízminztát a Forgó-tóból – a part felől, a sekély vízbe gázolva. Ugyan az ábrákon nem tükröződik, de a tó képe 2010-ben és 2011-ben igen különbözött: 2010-ben az esőzések miatt igen magas volt a vízállás,

2011-ben szélsőségesen alacsony – azokon a területeken, ahol 2010-ben a mintavétel idején halbölcsőde volt, 2011-ben száraz lábbal jutottunk át.

Rezéti-Duna:

2010-ben és 2011-ben nagyjából ugyanott, egy kocsival jól megközelíthető helyen vettük a mintáinkat; a 2009-es mintavételi hely máshol volt. A 14. ábrán jól látszik a két év vízállás-beli különbsége: 2010 augusztusában a 2011 júniusában jól látható nádas zóna víz alatt volt, a víz áramlása 2010-ben kifejezetten gyors volt, 2011-ben nem.



14. ábra: Rézti-Duna: mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Föld), jellemző képei (fotó: Szilágyi)

Cserta:

2010 és 2011 mintavételi pontjai némileg eltértek (15. ábra). 2011-ben a víztér jellemző részének megmintázásán túl mintát vettünk a Cserta áteresznél is (mind felette, mind alatta), mivel az adott területen nem sokkal korábban kotrást végeztek, és ennek hatásait kívántuk megvizsgálni. A Cserta 2011-es mintavételi pontján (nem az áteresznél) vörös csapadékkiválást észleltünk.

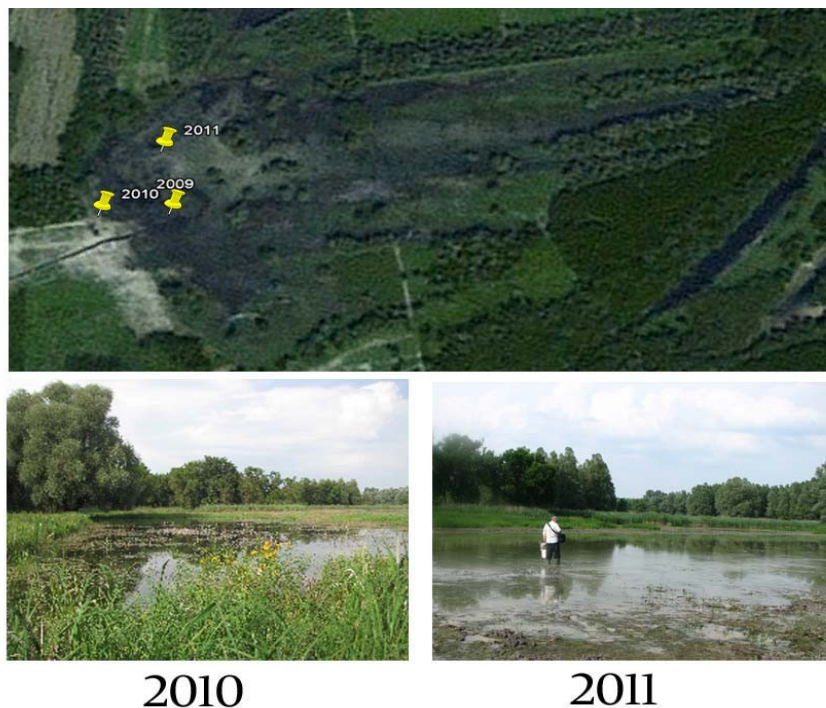
2009 egyetlen vízmintája is az áteresztől származik.



5. ábra: Mintavételi pontok a Csertánál (űrfelvétel: Google Föld); a Cserta jellemző képe a 2010-es és 2011-es mintavételek idején (fotók: Vágvölgyi)

Báli-tó :

A 16. ábra űrfelvételén látszik, mindhárom évben ugyanott közelítettük meg a Báli-tavat, azonban különböző mértékben jutottunk be a víztér belsejébe. A Báli-tó képe nagyban változott az időjárási jellemzők függvényében. Míg 2010-ben a tó magas vízállása miatt nehezen volt megközelíthető, 2011-es állapota ezzel szöges ellentétben állt: kiszáradása előrehaladott állapotban volt, csak a víztér eredeti területének középső részén tudtunk vödör bemerítéssel vízmintát venni (ezt a mintavételi helyek Google Föld ábrája is mutatja). A 16. ábra fotóin jól látszik a Báli-tó két egymást követő évi állapotai közti hatalmas különbség.

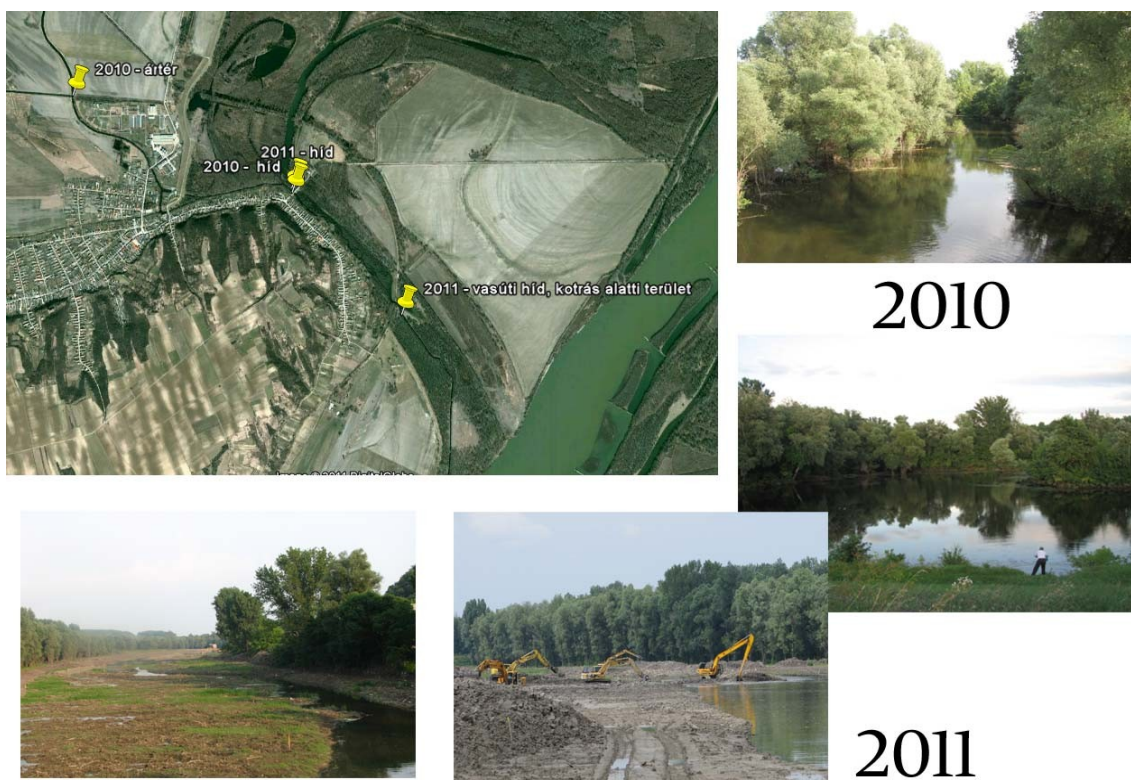


16. ábra: Báli-tó: mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Earth), jellemző képe 2010-ben és 2011-ben (fotók: Vágvölgyi)

Bátai-Duna:

A Bátai-Dunából Báta település hídjáról lehetőségünk volt nem a part felől, hanem sodorvonalról venni a vízmintát (mindhárom évben volt itt mintavétel). 2010-ben helyi lakosok a víztest kellemetlen szagára panaszkodtak. Ebben az évben két helyen vettünk mintát: a hídnál, illetve a magas vízállás miatt elöntött ártéren (17. ábra).

2011-re nagy változások álltak be a Bátai-Dunán: a jobb átfolyást elősegítendő, a medren kotrást végeztek – ezt lehetőségünk volt megfigyelni, ahogy első mintavételi napunkon annak is szemtanúi lehettünk, hogy egy kotrógép befordult az iszapba, és a többi géppel próbálták kiszabadítani. A kotráshoz a nagyrészt telepített parti, fás növényzetet kiirtották, így a vízfolyás számára a természetközeli áradási területet hoztak létre. Ennek újranovényesedése pár éven belül várhatóan megtörténik. A kikotort zagy zagytározóba kerül, illetve a töltést erősítik a kikotort talaj részével. 2011-ben vettünk mintát ismét a település belsejében levő hídról, illetve a kotrás hatását vizsgálándó, a kotrás alatti vízfolyás-szakaszból.



17. ábra: Batai-Duna: mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Föld), 2010-es mintavételi helyek: a település hídja (jobbra fent, fotó: Vágvolgyi), ártéren (jobbra lent, fotó: Vágvolgyi); 2011-es mintavételi helyek: a település hídjáról (balra lent, fotó: Vágvolgyi), a kotrás alatti terület (lent, középen, fotó: Szilágyi)

Vén-Duna:

A Vén-Dunából csak 2011-ben történt mintavétel, a Dunába torkollás szakaszán (18. ábra). A Vén-Duna szemmel láthatóan nem kapott friss vizet a Duna felől, gyakorlatilag betározottnak volt tekinthető.



18. ábra: Vén-Duna: mintavételi hely (űrfelvétel: Google Föld) és jellemző képe 2011-ben (fotó: Szilágyi)

Vizsgált vizek Béda-Karapancsa térségében (3. táblázat)

2009		
	Koordináták (WGS)	
Víztér	x	y
Béda1	45,928480	18,706510
Béda2	45,918070	18,706370
Béda2	45,907980	18,719030
Béda3	45,905710	18,723870
Béda3	45,908990	18,756410
Béda4	45,909250	18,756560
Belső Béda	45,927720	18,763370
Belső Béda4	45,926410	18,747890
Külső Béda	45,929130	18,762850
Mohács	45,993330	18,694480
2010		
	Koordináták	
Víztér	Szélesség	Hosszúság
Belső-Béda I./1.	n 45°56'0.24"	e 18°42'52.02"
Belső-Béda I./2.	n 45°56'23.28"	e 18°43'38.40"
Belső-Béda II/1.	n 45°55'5.29"	e 18°42'23.46"
Belső-Béda II/2.	n 45°54'8.34"	e 18°44'21.12"
Belső-Béda III.	n 45°54'59.46"	e 18°44'47.76"
Belső-Béda IV.	n 45°54'55.32"	e 18°45'38.39"
Külső-Béda I.	n45°56'36.99"	e 18°44'42.86"
Külső-Béda 2.	n 45°55'54.54"	e 18°44'46.96"
Béda-fok	n 45°55'55.05"	e 18°46'22.49"
Duna	n 45°56'13.65"	e 18°46'22.99"
Mocskos-Duna	n 45°58'9.71"	e 18°46'26.80"
2011		
Víztér	Koordináták	
Belső-Béda I.	N45 56.048 E18 43.015	
Belső-Béda II. - kotrás felett	N45 55.168 E18 42.341	
Belső-Béda II. - kotrásnál	N45 55.066 E18 42.397	
Belső-Béda III.	N45 54.299 E18 43.580	
Belső-Béda, szövetkezeti Béda	N45 55.616 E18 44.848	
Duna	N45 56.119 E18 46.4	
Külső-Béda, szivornyaház	N45 55.773 E18 45.784	
Külső-Béda felső vége	N45 56.595 E18 44.679	
Külső-Béda közepe	N45 55.935 E18 44.679	
Mocskos-Duna felső szakasz	N45 58.278 E18 46.189	
Mocskos-Duna alsó szakasz	N45 57.793 E18 46.762	

3. táblázat: Mintavételi pontok Béda-Karapancsán

Béda

Béda térségében a két vizsgált víz a hullámtéri Külső-Béda (ez a Duna részét képezi), és a mentett oldali Belső-Béda (valódi víztest, 3-as típusú állóvíz) voltak. Mindkét évben a vizek több pontján vettünk mintát, így az egyes szakaszok összehasonlíthatókká váltak.

Belső-Béda:

Az általam felhasznált vízminták mintavételi pontját mutatja a 19. ábra.



19. ábra: Mintavételi pontok a Belső-Bédán (űrfelvétel: Google Föld)

2009-ben „screening” vizsgálatokat végeztek a Belső-Béda szakaszainak inhomogenitását vizsgáló: azt tapasztalták, hogy ugyan van eltérés a Béda szakaszainak vízminősége között, de ez nem jelentős: elsősorban a Duna-víztől való távolság, ami befolyásol. Jelentős különbséget tapasztaltak a hossz mentén az üledék-összetételben (BME VKKT, 2009).



1. szakasz



2. szakasz - kotrás helye



2. szakasz - kotrás alatt



3. szakasz



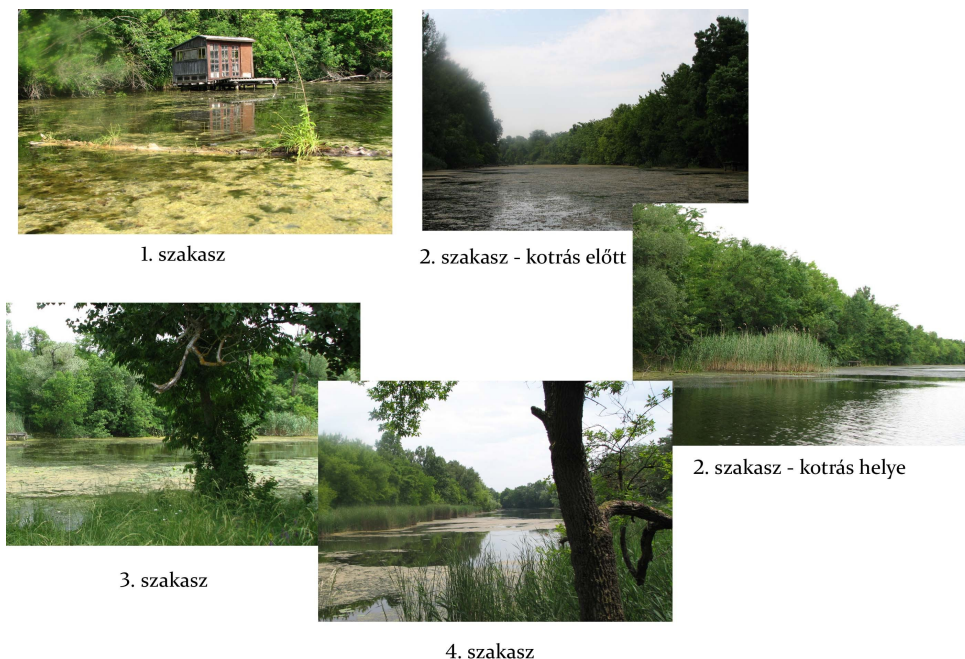
4. szakasz

20. ábra: A Belső-Béda 2010-es mintavételi pontjain felvett, jellemző fotók (Vágvölgyi)

2010-ben a Belső-Bédát végig motorcsónakkal jártuk be. Az I. szakaszon a vízminőség jól érzékelhető változása (elsősorban szaghatások) miatt két mintavételi pontot vettünk fel. A II.

szakaszon két mintavételi hely volt: a 2009-ben végzett kísérleti kotrás helyszínén, illetve egy későbbi ponton – a két pont összehasonlítása által a kotrás lokális hatásait éves távlatban ismerhetjük meg. A III. és IV. (utóbbi neve Szövetkezeti Béda) szakaszon 1-1 jellemző, sodorvonalai ponton vettünk mintát. (20. ábra)

2011-ben az I. szakaszon egyetlen pontot vettünk fel, a II. szakaszon a kotrás előtt, és a kotrásnál vettünk mintát, hogy a kotrás hosszútávú hatásait vizsgálhassuk. Mintavételünk idején hínárvágást végeztek, vizsgáltuk az oxigénháztartási viszonyokat a mélyben, és a felszakadozott hínárokból a felszínen is. A III. és IV. szakaszt az előzőekkel szemben nem motorcsónakkal, hanem szárazföldről, gépkocsival közelítettük meg. (21. ábra)



21. ábra: A Belső-Béda 2011-es mintavételi pontjain felvett, jellemző fotók (Szilágyi, Vág völgyi)

Külső-Béda: (22. ábra)



22. ábra: Mintavételi pontok a Külső-Bédán és a Dunán (űrfelvétel: Google Föld)

Mindkét évben motorcsónakkal jártuk be a Külső-Bédát, hossz-szelvénye mentén több mintát is vettünk, illetve a Béda-fokon keresztül a nyílt Dunára is kimentünk mintát venni. 2010-ben a

Béda-fokban, illetve a Külső-Béda középső és Dunától távol eső részén vettünk mintát (23. ábra)



23. ábra: Külső-Béda 2010-ben: a jobb oldali fotó a fokban készült. (fotó: Vágvölgyi)

2011-ben a Duna felőli végén, a szivornyaháznál, és a túlsó végén csónakból, a középső szakasz vizéből a part felől (gépkocsival megközelítve) vettünk mintát.



24. ábra: Külső-Béda 2011-ben; bal oldalt: fok, jobb oldalt: a Külső-Béda jellemző képe (fotó: Vágvölgyi)

Karapancsa

Mocskos-Duna:



2010



2011

25. ábra: Mocskos Duna, mintavételi helyek (űrfelvétel: Google Föld; fotók: Vágvölgyi)

2010-ben csak egy helyen, a csónaklerakónál vettünk mintát a Mocskos-Dunából, ezen a helyen 2011-ben is vettünk mintát, de ekkor emellett egy Dunától távolabb eső ponton is vettünk mintát. Míg 2009-ben csónakkal járták be a Mocskos-Dunát, a 2010-es és 2011-es vizsgálatoknál

gépkocsival, majd gyalog közelítettük meg (25. ábra).

3.5 Mérések

Az alábbiakban ismertetem a helyszíni és laboratóriumi méréseket, és a kiértékelés módszertanát.

3.5.1 A helyszínen végzett mérések és a mintavétel általános ismertetése

A vizsgálati helyszíneket Gemenc térségében gépkocsival és gyalog, a Belső- és Külső-Bédán többnyire vízi járművel tudtuk megközelíteni.

A helyszíneken elsődleges feladat volt a reprezentatív vízminták gyűjtése – ez az MSZ 12750-2, MSZ ISO 5667-1, MSZ ISO 5667-2, MSZ ISO 5667-3, MSZ ISO 5667-4 szabványok előírásaival összhangban történt.

A minta reprezentativitásának érdekében lehetőség szerint a mintát folyóvizek esetében a víztest sodorvonalánál, közepén vettük – erre hídról (Báta), vagy csónakból (Külső-Béda, Belső-Béda) történő mintavétel esetén volt mód. A felszíni vizekből vödör bemeztetésével vettem a mintát, a vödört előzőleg mindig átöblítettem az adott vízzel. A vödörből vettem ki a tiszta mintatartó tartályokba a mintákat. A vízmintába lehetőség szerint kerülni kellett a felszíni lebegő, inhomogenitást okozó szilárd törmelékek bejutását.

A vett mintákat a lezárt műanyag tartályokban, a lebontási folyamatok mérséklése céljából hűtött helyen (a mintavétel napján hűtőtaszában, ezt követően hűtőszekrényben) tároltuk a laboratóriumi vizsgálatokig, melyeket a helyszíni munka elvégzése után a lehető leghamarabb megkezdtünk. 2010-ben az összes foszfor és a Kjeldahl-nitrogén mérések egy héttel későbbre tolódtak, ezekhez a vizsgálatokhoz a mintákat 1-1 csepp 1:3 H_2SO_4 -val tartósítottuk.

A helyszínen mértük meg a víz minta gyorsan változó (hőmérséklet, oxigéntartalom), illetve terepi műszerrel is jól mérhető (pH, vezetőképesség) paramétereit (26. ábra). A pH és vezetőképesség mérésére Multi 4401 WTW mérőműszert (28. ábra), az oldott oxigéntartalom és -telítettség, valamint a hőmérséklet mérésére HQ-40d mérőműszert (27. ábra) használtam.



26. ábra: Helyszíni mérés (fotó: Szilágyi)



27. ábra: pH és vezetőképesség mérő műszer (fotó: Szilágyi)



28. ábra: Oldott oxigén-koncentráció és -telítettség mérő műszer (fotó: Szilágyi)

A pH mérése az MSZ 448-22:1985, a vezetőképesség mérése az MSZ 448-32: 1977, az oldott

oxigén koncentráció és telítettség mérése az MSZ EN 25814: 1998, a hőmérséklet mérése az MSZ 448-2: 1967 szabványok előírásaival összhangban történt.

3.5.2 A laboratóriumi vizsgálatok ismertetése

A helyszínen és a laboratóriumban végzett vizsgálatokról összefoglaló táblázatot készítettem, mely tartalmazza az elvégzett méréseket, elvüket, illetve a mérések módszertanát meghatározó szabványok számát. (4. táblázat)

Vizsgált vízminőségi jellemzők (Az MSZ 12749:1993 szabvány szerinti csoportokra bontva)	Mérési módszer	Vonatkozó szabvány száma	Mérés alapján számított további adatok
A csoport: az oxigénháztartás jellemzői			
Oldott oxigén, [mg/L]*: Oxigéntelítettség [%]*:	Elektrokémiai szondás módszer	MSZ EN 25814: 1998	-
Kémiai oxigénigény (KOIps) [mg/L]	Roncsolás után permanganátos titrálás	MSZ 448 – 20: 1990	
B csoport: N és P háztartás			
Ammónium (NH4-N), [mg/L]	Színreakció szalicilát színeképző reagenssel oxidáló reagens mellett, abszorbancia mérés	MSZ ISO 7150 – 1: 1992	Összes nitrogén koncentráció (TN), [mg/L]
Nitrit (NO2-N), [mg/L]	Színreakció szulfámmal NAD oxidálószer jelenlétében; abszorbancia-mérés	MSZ 448 – 12: 1982	
Nitrát (NO3-N), [mg/L]	Színreakció Na-szaliciláttal, kénsavas oxidáció melegítés mellett, NaOH hozzáadása után abszorbancia mérés	MSZ 448 – 12: 1982	
Kjeldahl-N (szerves és NH4-N), [mg/L]**	Roncsolás forralással, kénsavas közegben, indikátor keverék jelenlétében, pH beállítása után ammónium koncentráció mérése fotometrián	MSZ EN 25663: 1998	
Ortofoszfát-koncentráció, [µg/L]	Szűrt vízminta színreakciója molibdát-kénsavval aszkorbinsav oxidálószer jelenlétében, abszorbancia-mérés	MSZ 448-18: 1977	
Összes foszfor koncentráció, [µg/L]	Roncsolás kénsavas közegben, kálium-peroxi diszulfát jelenlétében; pH beállítása után foszfát-koncentráció mérése	MSZ 260-20: 1980	-
A-Klorofill, [µg/L]	Spektrofotometriás vizsgálat	MSZ ISO 10260:1993	
E csoport: egyéb jellemzők			
PH *:	Üvegelektrodos pH-mérő készülékkel	MSZ 448-22:1985	-
Fajlagos vezetés *, [µS/cm]	Elektromos vezetőképesség mérő műszerrel	MSZ 448-32: 1977	
Zavarosság [NTU]:	Zavarosság mérő elektromos műszerrel	MSZ ISO 7027: 1992	
P-lúgosság, [mmol/L]	Titrálás 0,1M sósavval, fenolftalein indikátor jelenlétében	MSZ 448 – 11: 1986	Karbonát [mg/L], Hidrogén-karbonát [mg/L]
M-lúgosság, [mmol/L]	Titrálás 0,1M sósavval, metilnarancs indikátor jelenlétében		
Keménység (CaO) [mg/L]	Titrálás EDTA mérőoldattal, eriokróm-fekete-T indikátor mellett	MSZ 448-3: 1985	Magnézium koncentráció, [mg/L]
Kalcium-ion koncentráció, [mg/L]	Titrálás EDTA mérőoldattal, Murexid indikátor mellett		
Szulfát koncentráció [mg/L]	Csapadékképzés bárium-kloriddal sósav jelenlétében, zavarosság-mérés	MSZ 448-13: 1982	-
Klorid koncentráció [mg/L]	Titrálás ezüst-nitrát mérőoldattal kromát indikátor jelenlétében	MSZ 448-15: 1982	
Hőmérséklet [°C]	Elektromos mérőműszerrel (oldott oxigén mérő)	MSZ 448-2: 1967	

*: helyszínen mért

**: Az MSZ 12749 szabvány nem tartalmazza

4. táblázat: A vízkémiai mérések összefoglalása

3.6 Az értékelés módszertana

Munkám fő céljai közt szerepel annak vizsgálata, hogy a vízkémiai mérések mennyiben támasztják alá az ökológiai értékelés alapján meghatározott vízminőséget. Ennek érdekében az ökológiai alapú, makrofita összetétel elemző vízminősítés eredményét két Magyarországon használt módszer: a korábban használt MSZ 12749-es szabvány szerinti, és a napjainkban érvényes,

EU Víz Keretirányelvre kidolgozott kémiai minősítés eredményeivel hasonlítom össze.

A továbbiakban a vízminősítés módszertanát ismertetem részletesebben. A víztestek ökológiai makrofita és vízkémiai minősítésének VKI módszertanát írom le először (*Pomogyi, 2009; Clement et al., 2009 és Öko Zrt. Vezette konzorcium, 2009 alapján*), majd a Magyarországon régebben használt MSZ 12749 szabvány szerinti minősítést (*az MSZ 12749 szabvány leírása alapján*).

3.6.1 Vízminősítés a makrofita összetétel alapján

A vizek ökológiai állapotának meghatározására gyakran alkalmazott módszer a makrofita összetétel alapján történő vízminősítés.

A 2009-ben GBK-n elvégzett helyszíni vizsgálat egyik fő célja volt, hogy az önálló víztestekre kidolgozott makrofita gyorsminősítést adoptálják az ártéri vizekre. Mivel a vizsgált vízterek (még a betározott holtágak is) hivatalosan a Duna, mint vízfolyás részét képezik, a vizsgált állóvizek kis mélységük következtében folyók „parti tájékának” voltak tekinthetők, és eszerint voltak osztályozhatók. Ezt a víztest-típust a makrofita vegetáció zonációs szerkezete alapján osztályozzák. Az osztályozás - igen tömören összefoglalva – úgy történik, hogy az adott víztest-morfológiai típusokhoz tartozó növényzeti zónák jellemző arányát vizsgálják meg. Ennek meglétét, valamint egyéb paramétereket, így az antropogén hatások jelentkezését, fajgazdagságot, vagy gyomosodottságot figyelembe véve adnak minősítő számértéket a víztesteknek a téma szakértői. Fontos az eredmények értékelésekor figyelembe venni, hogy a meghatározott makrofita állapot mindig csak a felmérés idejét jellemző vegetációs szakasz állapotát tükrözi (*Pomogyi, 2009*).

A módszer ennél részletesebb tárgyalása nem témája dolgozatomnak, mivel a makrofita összetétel szerinti minősítést nem én végeztem el, hanem a terepet velünk együtt bejáró Pomogyi Piroska botanikus szakértő.

A módszert az Eötvös József Főiskola Műszaki Fakultás Környezettechnikai Tanszéke is tesztelte 2005-ben, és megállapításait a vízkémiai felmérések megállapításaival összevetve helytállónak találta (*Mátrai, 2005*).

3.6.2 A VKI vízkémiai minősítőrendszere

A VKI szellemében kidolgozott értékelési rendszerrel a kémiai jellemzők inkább mint „támogató” paraméterek, a vizet terhelő stresszor hatások indikátorai jelennek meg. A VKI ajánlása szerint a vízkémiai paraméterek minősítésénél használt határértékeket úgy kell megválasztani, hogy megfeleljenek az azonos osztályt jelentő biológiai állapotnak (*Clement et al, 2009*).

A VKI módszertana csoportokra osztja a vizsgálandó paramétereket: oxigén-háztartási, tápanyag-háztartási, sótartalomra, savasodásra, átlátszóságra vonatkozó paraméterek csoportja.

A különböző víztípusokra (25 vízfolyás-típust és 16 állóvíz-fajtát különböztet meg) kialakított határértékek ennél az osztályozásnál eltérnek. A „kiváló” és „jó” vízminőségek közti határokat az adott víztípusok referenciaállapota és a hazai előforduló, jellemző koncentrációk alapján határozták meg. A „jó” és „közepes” vízminőségek határát típus-csoportonkénti biológiai validáció, illetve szakmai, politikai és gazdasági megfontolások figyelembe vételével jelölték ki. Az előírás a releváns jellemzők közt csak a „kiváló” és a „jó” állapotnak megfelelő kémiai környezetre vonatkozó koncentrációkkal foglalkozik, mivel az ennél rosszabb minőségű vizeket már ökológiai felmérések során is ki tudják szűrni. Továbbá, a „jónál” gyengébb minőségű vizek mindenképpen minőségjavító beavatkozásokat igényelnek.

A VKI-féle kémiai értékelés skálája 3 fokozatú: a „kiváló” besorolás 2 pontot, a „jó” besorolás 1-et, a „jónál” kedvezőtlenebb besorolás 0 pontot kap. A kiértékelésnél az egyes paraméter-csoportok minősítését átlagolva kapjuk meg. A víztest végső pontszámát az „egy rossz – mind rossz” elve alapján számítjuk, a legkedvezőtlenebb komponens-csoport minősítése lesz a víztest végső minősítése is (*Öko Zrt. vezette konzorcium, 2009*).

A VKI egyes komponenscsoportjai a következőképp tevődnek össze:

- **Oxigénháztartás:** Oldott oxigén tartalom – és telítettség, ammónium tartalom, kromátos KOI (utóbbi a dolgozatomban nem lett le mérve, így a le mért permanganátos KOI 3*-osaként becsüljük)
- **Tápanyag-háztartás:** ammónium, nitrát, nitrit (csak folyóvizeknél), összes-nitrogén, foszfor, ortofoszfát
- **Savasodás:** pH
- **Sótartalom:** fajlagos vezetőképesség, klorid-koncentráció
- **Átlátszóság:** Secchi mélység – csak állóvizek minősítésére; nem mértem, így ez a komponenscsoport „kimarad”.

A kiértékelést tartalmazó táblázatokban a „kiváló” minősítést **kék**kel, a „jó” minősítést **zöld**del, az ennél rosszabb minősítést **feketével** jelölöm. Vízterek közül az állóvizeket 3-as tótipusként (szerves, kis felületű, sekély, nyílt vízfelületű állóvizek), a folyóvizeket 13-as vízfolyásként (síksági közepes és nagy folyók) minősítettem – a hullámtári vizek leginkább ezekre a létező típusokra hasonlítanak. Emellett Duna-vízként is minősítem őket, mert hivatalosan a Dunához tartoznak. Vizsgálom az eltérést.

3.6.3 Vízminősítés az MSZ 12749 szabvány alapján

Ugyan napjainkban a VKI-féle „EU-konform” vízminősítés van érvényben, vízminősítést végeztem a Magyarországon sokáig alkalmazott MSZ 12749 szabvány alapján is. Az utoljára 1993-ban módosított MSZ 12749 a vízminőségi jellemzőket öt csoportba foglalja: oxigénháztartás jellemzői (A), nitrogén-és foszforháztartás jellemzői (B), mikrobiológiai jellemzők (C), mikroszennyezők és toxicitás (D), illetve egyéb jellemzők (E). Az egyes jellemzőkhöz rendelt határértékek alapján a vízminőség minden tulajdonságukra ötféle minősítést kaphatnak. A minőségi kategóriák: I.- kiváló; II.- jó; III.- tűrhető; IV. - szennyezett; V. - erősen szennyezett. A szabvány az „egy rossz – mind rossz” értékelési elv szerint minősít: egy-egy jellemzőcsoporton belül mindig a legkedvezőtlenebb értéket kell figyelembe venni. 1993 óta csupán az egyes kategóriák külön-külön történő minősítését kell elvégezni a szabvány szerint, de korábban a víztest összesített minősítését is elvégezték, szintén az „egy rossz – mind rossz” elv alapján. A víztest állapotának végső elbírálása is a legkedvezőtlenebb minősítést kapott jellemzőcsoport alapján történt, tehát tulajdonképpen a legkedvezőtlenebb minősítést kapó tulajdonság volt a meghatározó.

A szabvány előírást ad a magyarországi víztestek mintavételének gyakoriságára vizsgált komponensenként. A minősítéshez használt érték az éves adatok 90%-os összegzett relatív gyakorisága alapján történik (amennyiben megvan az évi 12 adat). Mivel az én munkám egyszeri mintavételre épül, ezek az információk itt nem relevánsak. Az MSZ 12749 szabvány vízminősítési határértékei a különböző típusú víztestekre (vízterekre) (néhány kivételtől, így a folyó- és állóvizeknél eltérő foszfor-háztartási paraméterektől eltekintve) azonosak, különbséget csak az ajánlott mintavételi gyakoriságban tesz köztük.

Amennyiben a vizsgálat eredményeit térképen ábrázolják, a különböző minősítésű vizeket meghatározott színekkel kell jelölni:

I. osztály: Kiváló víz	kék
II. osztály: Jó víz	zöld
III. osztály: Tűrhető víz	sárga
IV. osztály: Szennyezett víz	piros
V. osztály: Erősen szennyezett víz	fekete

A szabványt a VKI szerinti minősítéssel való összehasonlíthatóság érdekében 1993 előtt használt formájában alkalmaztam: a komponenscsoportok eredményeit az egy rossz - mind rossz elvet használva összevontam, és az ún. „integrált minősítés” eredményét vettem figyelembe. Így minden víztérre csak egy minősítési osztályt kaptam, ami a VKI-értékeléssel összevethető.

Eredményeim kiértékelését tartalmazó táblázataimban a szemléletesség kedvéért alkalmaztam a minősítésekhez hivatalosan is rendelt, meghatározott színeket.

Mind az MSZ 12749 szabvány, mind a VKI által ajánlott minősítési módszer tartalmaz olyan komponenseket, melyeket nem vizsgáltam – ezeket értelemszerűen kihagyom az értékelésből. Egyes általam vizsgált komponensekre a leírások nem adtak meg határértékeket – ezeket szintén kihagyom a minősítő értékelésből. Ez alapján az MSZ 12749 öt komponenscsoportjából csak hármat vizsgállok, a mikrobiológiai jellemzők és a mikroszennyezők csoportja kimarad. A VKI értékelésnél nem veszem figyelembe a tavaknál az átlátszóságot. Nincs kizárva, hogy az esetlegesen kimaradt jellemzőket is lemérve a minősítések módosulnának. A minősítést nem kapó, de általam megmért komponensek további vizsgálatok során még szolgáltathatnak hasznos információkat.

Az általam is figyelembe vett paraméterek határértékei a Melléklet 1-4. táblázataiban találhatók.

4 Eredmények és értékelés

A következőkben a három vizsgálati év eredményeit mutatom be táblázatosan. Ezt követően vízterenként leírom, milyen következtetésekre jutottam a vizek állapotára, és annak stabilitására, érzékenységre vonatkozóan. Ahogy a későbbiekben ismertetem, a három év hidrológiája igen eltérő volt, 2010-ben és 2011-ben ellentétes szélsőségek mutatkoztak meg. Egyes vízterek állapotán jobban, másokon kevésbé mutatkoztak meg az időjárási viszonyok. Vizsgálom a tápanyag-eltávolítási folyamatok meglétét is.

Emellett kémiai eredményeim, illetve a makrofita felmérés eredményei alapján azt is megtudtam vizsgálni, hogy a kétféle minősítési szempont eredményei mennyiben támasztják egymást alá; mik a VKI-féle, és mik az MSZ 12749-féle minősítés jellemző erősségei, gyengeségei.

Vizsgálataink idején több vízminőség-javító beavatkozás történt GBK területén, ezek hatását is vizsgálom.

4.1 Vízkémiai eredmények

A 2009-es kémiai felmérés eredményeit az 5. és 6. táblázat tartalmazza.

	pH	vezetőképesség, μS/cm	Hőmérséklet, °C	oldott oxigén, mg/l	oxigén telítettség, %	Lebegőanyag mg/l	Kémiai oxigénigény KO _{lps}
Forgó tó	7,39	520	24,2	8,2	99	8,2	14,3
Cserta átereszt	7,05	600	18,6	0,6	6	<2,0	8,8
Cserta középső	7,25	510	19,2	3,3	36	<2,0	10,2
Cserta felső	7,45	570	20,9	6,6	74,5	8,8	13,4
Báli tó	7,3	515	26,7	15,3	193,5	10,8	23,4
Belső-Béda1	8,17	1120	26,2	9	113	<2,0	18,3
Belső-Béda2 (kotrásnál)	8,18	1080	25,4	12,1	150	4,2	21,1
Belső-Béda2 (kotrás alatt)	8,42	960	26,6	14,2	180	21,4	24,2
Belső-Béda3	7,54	710	24,1	4,4	54	<2,0	12
Belső-Béda4	7,75	550	27,3	10,7	138	1,8	10,7
Nagy Lidia	6,92	400	22,4	4,1	48	<2,0	12,3
Rezét	8,14	450	24	14,9	179	<2,0	4,3
Bátai Duna	7,76	505	25,4	13,2	164	14,4	18,2
Mohács	8,25	465	22,8	12,3	140	<2,0	5
Külső Béda	8,07	460	25,9	14,6	183	7,3	9,4

5. táblázat: Kémiai mérési eredmények - 2009 (1.)

	Ammónium N mg/l	Nitrit N mg/l	Nitrát N mg/l	Összes nitrogén N mg/l	Oldott orto- foszfát P mg/l	Összes foszfor P mg/l
Forgó tó	0,04	<0,01	<0,5	0,33	<0,02	0,21
Cserta átereszt	0,27	<0,01	<0,5	0,4	0,06	0,28
Cserta középső	0,04	<0,01	<0,5	0,13	0,03	0,15
Cserta felső	0,07	<0,01	<0,5	0,17	0,03	0,22
Báli tó	0,03	<0,01	<0,5	0,34	<0,02	0,36
Belső-Béda1	0,04	<0,01	<0,5	0,21	<0,02	0,12
Belső-Béda2 (kotrás helyén)	0,05	<0,01	<0,5	0,17	<0,02	0,19
Belső-Béda2 (kotrás alatt)	0,04	<0,01	<0,5	0,22	<0,02	0,19
Belső-Béda3	0,1	<0,01	<0,5	0,25	<0,02	0,13
Belső-Béda4	0,06	<0,01	<0,5	0,34	<0,02	0,13
Nagy Lidia	0,17	0,01	<0,5	0,31	0,06	0,19
Rezét	0,03	0,01	0,8	0,89	<0,02	0,11
Bátai Duna	0,03	<0,01	<0,5	0,2	0,05	0,46
Mohács	0,14	0,01	2	2,21	<0,02	0,14
Külső Béda	0,02	<0,01	<0,5	0,29	<0,02	0,14

6. táblázat: Kémiai mérési eredmények - 2009 (2.)

A 2010-es év eredményeit a 7. és 8. táblázatok tartalmazzák.

	Mintavétel helye:	Forgó-tó	Rezéti-Duna	Felső-Cserta	Báli-tó	Bátai-Duna – a hídnál	Bátai-Duna – a szivattyúház feletti ártéren	Belső-Béda – 1. szakasz, 1. mintavételi hely	Belső-Béda – 1. szakasz, 2. mintavételi hely	Belső-Béda – 2. szakasz, a kotrás helyén
	Minta sorszáma:	1	2	3	4	5	6	7	8	9
	Mintavétel ideje:	12:34	13:30	14:09	15:23	16:56	19:11	10:15	10:36	11:42
Helyszíni mérések	Vízhőmérséklet, [°C]	27,2	22,9	24,9	28,7	24,1	25,3	24,6	23,9	Felszín: 27,9 Mélyben: 20,10
	pH	7,85	7,71	7,82	8,42	7,87	8,26	8,97	8,08	8,4
	Vezetőképesség, [µS/cm]	361	413	401	356	961	609	878	1027	1031
	Oldott oxigén-tartalom, [mg/l]	5,1	8,02	8,18	17,69	9,79	13,2	Felszín: 10,15 Mélyben: 0,43	Felszín: 3,95 Mélyben: 1,18	Felszín: 9,90 Mélyben: 0,6
	Oldott oxigén – telítettség, [%]	65	95	100,6	230,7	118,9	166	Felszín: 123,6 Mélyben: 0,43	Felszín: 47,5 Mélyben: 13,9	Felszín: 49,8 Mélyben: 6,8
Laboratóriumi mérések	Zavarosság, [NTU]	4,61	3,62	4,21	6,43	6,57	5,23	1,19	3,94	3,96
	Kémiai oxigénigény (KOIps), [mg/l]	12,8	7,3	14,8	8,5	8,9	11,4	13	14,5	14,4
	Klorofill-a konc., [µg/l]	-	-	57,7	-	98,2	-	-	-	34,8
	Ammonium-konc., N [mg/l]	0,03	0,04	0,04	0,03	0,03	0,06	0,02	0,02	0,03
	Nitrit konc., [mg/l]	<0,01	0,01	0,02	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
	Nitrát konc., [mg/l]	<0,5	1,4	0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
	Kjeldahl- nitrogén, [mg/l]	3,1	7,4	3,5	7	7	4,9	3,6	8	4,5
	Összes nitrogén, [mg/l]	3,1	8,8	4	7	7	4,9	3,6	8	4,5
	Klorid, [mg/l]	25	22	20	21	21	35	50	50	50
	Szulfát, [mg/l]	28	33	28	27	27	45	64	61	89
	P-lúgosság, [mmól/l]	0	0	0	0	0	0	3	0,6	1
	m-lúgosság, [mmól/l]	3	3,4	3,4	3,2	3,2	5,2	8	10	9,6
	Hidrogénkarbonát, [mg/l]	183	207	207	195	195	317	122	537	439
	Karbonát, [mg/l]	0	0	0	0	0	0	90	18	36
	Összes keménység, [CaO, mg/l]	139	151	154	129	129	227	284	341	354
	Kalcium, [mg/l]	34	47,5	68	63	63	80	47,9	66	73
	Magnézium, [mg/l]	39,6	36,5	25,8	17,6	17,6	49,8	94	108	109
	Oldott ortofoszfát, [P mg/l]	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,08	<0,02	0,03	0,66
	Összes foszfor, [P mg/l]	0,12	0,15	0,15	0,13	0,13	0,29	0,12	0,14	0,87

7. táblázat: A 2010-es évi kémiai mérési eredményeinek összefoglaló táblázata (I.)

	Mintavétel helye:	Belső-Béda – 2. szakasz, a kotrás alatt	Belső-Béda – 3. szakasz	Belső-Béda – 4. szakasz	Külső-Béda – Dunától legtávolabb eső pont	Külső-Béda – középső szakasz	Külső-Béda – fok	Duna	Mocskos- Duna
	Minta sorszáma:	10	11	12	13	14	15	16	17
	Mintavétel ideje:	13:03	14:30	15:30	10:25	11:00	11:47	10:57	13:30
Helyszíni mérések	Víz hőmérséklet, [°C]	Felszínen: 27,4 Mélyben: 20,9	Felszínen: 27,4 Mélyben: 26,3	Felszínen: 27,3 Mélyben: 26,4	22,9	23,2	23,5	21,4	25,3
	pH	8,44	8,41	8,32	7,67	7,94	8,22	7,8	7,52
	Vezetőképesség, [µS/cm]	1046	1008	858	424	404	373	393	390
	Oldott oxigén- tartalom, [mg/l]	Felszínen: 4,70 Mélyben: 0,12	Felszínen: 10,22 Mélyben: 7,62	Felszínen: 8,1 Mélyben: 6,56	7,3	10,1	12,63	8,39	7,18
	Oldott oxigén – telítettség, [%]	Felszínen: 60 Mélyben: 1,3	Felszínen: 131,4 Mélyben: 96,6	Felszínen: 103,8 Mélyben: 90,3	86,1	120	150,4	96	88,7
Laboratóriumi mérések	Zavarosság, [NTU]	2,93	12,5	4,07	7,62	6,36	9,17	16,9	2,01
	Kémiai oxigénigény (KOIps), [mg/l]	14,7	16	15,2	9,6	9	4,7	6,6	7,6
	Klorofil-a konc., [µg/l]	-	88,7	-	-	-	-	<20	39
	Ammónium-konc., N [mg/l]	0,02	0,02	0,03	0,07	0,08	0,18	0,04	0,02
	Nitrit konc., [mg/l]	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01
	Nitrát konc., [mg/l]	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,8	<0,5
	Kjeldahl- nitrogén, [mg/l]	2,1	2	3	5,3	4,1	3,6	4,7	1
	Összes nitrogén, [mg/l]	2,1	2	3	5,3	4,1	3,6	6,5	1
	Klorid, [mg/l]	50	44	35	22	22	22	22	22
	Szulfát, [mg/l]	101	57	55	34	36	31	29	28
	P-lúgoság, [mmól/l]	1,4	1,2	0,8	0	0	0	0	0
	m-lúgoság, [mmól/ l]	9,8	10,2	8,2	3,6	3,4	3	3,2	2010-03-02
	Hidrogénkarbonát, [mg/l]	427	476	403	220	207	183	195	195
	Karbonát, [mg/l]	42	36	24	0	0	0	0	0
	Összes keménység, [CaO, mg/l]	349	355	303	170	141	126	140	139
	Kalcium, [mg/l]	79	106	82	62	60	66	60	65
	Magnézium, [mg/l]	103	90	81	36,2	24,7	14,7	24,7	21,1
	Oldott orto-foszfát, [P mg/l]	0,7	0,64	0,29	<0,02	<0,02	<0,02	0,07	<0,02
	Összes foszfor, [P mg/l]	0,89	0,86	0,45	0,23	0,22	0,24	0,19	0,13

8. táblázat: A 2010-es évi kémiai mérési eredményeinek összefoglaló táblázata (II.)

A 2011-es kémiai felmérések eredményeit a 9. és 10. táblázat foglalja össze.

Vizsgált komponensek		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
		Forgó tó	Rezéri Duna	Cserta	Cserta	Cserta	Báli tó	Vén Duna	Báta	Belső Béda	Belső B
				átereszt alsó	átereszt felső					I.	kotr. Felett II.
pH		9,30	7,40	7,39	7,36	8,71	9,45	8,18	7,41	7,98	8,70
Fajlagos elektromos vezetőképesség	µS/cm	305	689	512	488	322	326	404	1082	1112	984
Oldott oxigén	mg/l	11,92	9,64	11,47	12,35	15		11,34	4,14	4,6	8,08
Oxigén telítettség	%	147,5	118,1	141,1	159,8	187,9	<200	133	49,8	52,4	92,2
Hőmérséklet	°C	25,7	25	25,3	28	26,5	32,6	22,8	24,8	23,1	21,8
Levegőanyag	mg/l	15,4	1,2	41,0	90,4	3,2	403	16,2	8,8	3,0	1,4
Kémiai oxigénigény KO _l ps	mg/l	13,7	8,2	14,7	17,3	16,6	73	6,3	11,0	14,6	14,1
Klorofill-A	µg/l	263	121	447	478	64,2	1210		100	<20	
Ammónium	N mg/l	0,11	0,41	0,45	0,32	0,10	0,32	0,03	1,20	0,12	0,05
Nitrit	N mg/l	<0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	<0,01	0,02	0,12	<0,01	<0,01
Nitrát	N mg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	1,0	0,5	<0,5	<0,5
Szerves nitrogén	N mg/l	2,7	5,6	3,3	10,3	5,6	4,4	3,2	6,4	1,7	4,6
Összes nitrogén	N mg/l	2,8	6,1	3,7	10,6	5,7	4,7	4,3	8,1	1,8	4,7
Klorid	mg/l	31	25	23	24	25	33	27	46	46	43
Szulfát	mg/l	<2	<2	<2	<2	2	10	23	52	35	31
pLúgosság	mmól/l	0,8	0,6	0	0	1,4	0,8	0,6	0,8	1,2	2,0
mLúgosság	mmól/l	2,8	7,0	5,2	4,6	3,6	3,0	3,2	10,0	11,6	10,8
Hidrogénkarbonát	mg/l	73	353	317	280	49	85	122	512	561	415
Karbonát	mg/l	48	36	0	0	84	48	36	48	72	120
Összes keménység	CaO mg/l	98	208	160	128	138	110	116	300	331	332
Kalcium	mg/l	24,3	86	50	50	42,8	41,4	34,3	94	48,6	35,7
Magnézium	mg/l	27,8	38,2	39,1	25,2	33,9	22,6	29,5	73	114	95
Nátrium	mg/l	19	19	13	18	13	16	15	54	58	56
Kálium	mg/l	3	2	3	2	1	5	3	6	5	5
Oldott orto-foszfát	P mg/l	0,25	<0,02	<0,02	<0,02	0,11	0,20	<0,02	0,79	0,31	0,39
Összes foszfor	P mg/l	2,0	0,17	0,40	0,45	0,28	1,3	0,15	1,07	0,49	0,48

9. táblázat: Mérési eredmények – 2011 (I.)

Vizsgált komponensek		11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
		Belső B. kotrásnál II.	Belső Béda III.	Belső Béda IV.	Duna	Külső Béda sziv.ház	Külső Béda vége	Külső Béda közép	Mocsos Duna	Mocsos Duna vég	Báta kotrás után
pH		8,18	8,17	8,29	8,17	8,05	7,88	8,05	7,75	7,85	7,59
Fajlagos elektromos vezetőképesség	µS/cm	1169	1194	1100	405	511	682	511	313	461	1011
Oldott oxigén	mg/l	3,58	6,73	8,65	10,46	14,09	10,86	14,09	6,65	8,57	7,16
Oxigén telítettség	%	40,9	94,9	109,1	123,3	175,4	135,1	175,4	78,4	102,3	90,6
Hőmérséklet	°C	22,1	27,0	27,1	22,9	26,5	26,3	26,5	25,1	24,3	27,4
Levegőanyag	mg/l	1,0	2,0	2,4	18,4	2,9	7,7	8,8	4,2	11,7	27,3
Kémiai oxigénigény KO _l ps	mg/l	29,2	14,8	12,0	6,3	6,8	9,6	8,7	12,8	11,6	10,4
Klorofill-A	µg/l				163			141			166
Ammónium	N mg/l	0,03	0,01	<0,01	0,05	0,05	0,02	0,07	0,03	0,08	1,47
Nitrit	N mg/l	<0,01	<0,01	<0,01	0,01	0,01	<0,01	0,01	<0,01	<0,01	0,08
Nitrát	N mg/l	<0,5	<0,5	<0,5	1,2	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Szerves nitrogén	N mg/l	3,3	5,5	1,8	3,9	2,8	4,3	3,2	2,5	4,3	8,0
Összes nitrogén	N mg/l	3,3	5,5	1,8	5,1	2,9	4,3	3,3	2,5	4,4	9,5
Klorid	mg/l	28	28	45	28	29	30	28	25	28	42
Szulfát	mg/l	20	20	25	20	22	21	33	6	2	95
pLúgosság	mmól/l	1,6	1,6	0,7	1,2	0,8	0,8	0,8	0,4	0,6	1,4
mLúgosság	mmól/l	13,0	13,2	11,6	3,2	4,0	6,2	4,8	2,8	4,4	9,2
Hidrogénkarbonát	mg/l	598	610	622	49	146	281	195	122	195	390
Karbonát	mg/l	96	96	42	72	48	48	48	24	36	84
Összes keménység	CaO mg/l	357	353	308	132	140	188	164	88	145	344
Kalcium	mg/l	59	47,5	54,3	47,1	44,3	57	40,0	30,0	40,0	84
Magnézium	mg/l	119	125	101	18,2	33,9	46,9	46,9	20,0	38,7	98
Nátrium	mg/l	59	59	54	14	20	25	22	15	16	42
Kálium	mg/l	6	7	6	2	3	3	3	2	4	6
Oldott orto-foszfát	P mg/l	1,37	1,01	0,46	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02	0,83
Összes foszfor	P mg/l	1,62	1,30	0,58	0,24	0,14	0,21	0,20	0,15	0,16	1,05

10. táblázat: Mérési eredmények - 2011 (II.)

4.2 A vízkémiai eredmények értékelése

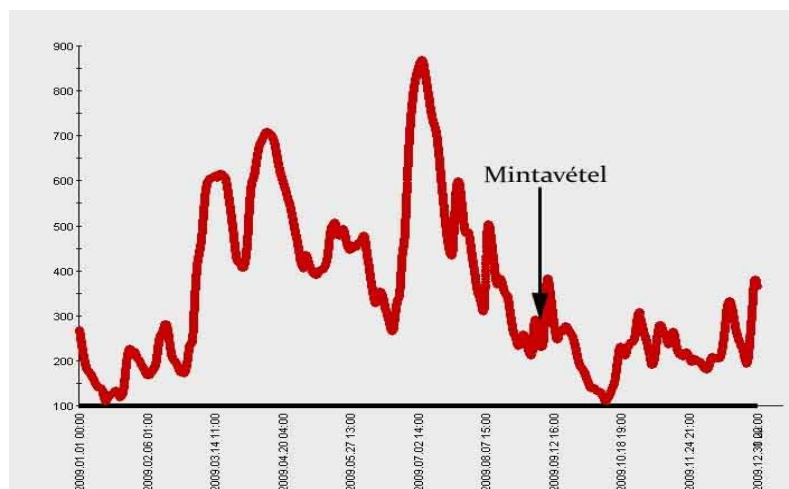
A vizek kémiai állapotát meghatároztam az MSZ 12749 szabvány szerint, a VKI kémiai minősítőrendszere szerint (a Duna-vízre vonatkozó határértékek szerint, illetve a mellékágakat 13-

as folyóvíztípusként, az állóvizeket 3-as tótípusként), illetve ehhez csatoltam a makrofita értékelés minősítését is.

Fontos az eredmények értékelésekor figyelembe venni, milyen meteorológiai-hidrológiai háttér áll mögöttük, ezért rövid összefoglalót készítettem a mintavételi évekről, ezzel kezdem a leírást. Ezután, feladatomra térve az eredményekből levont következtetéseket ismertetem. Tájegységenként, vízterenként haladok.

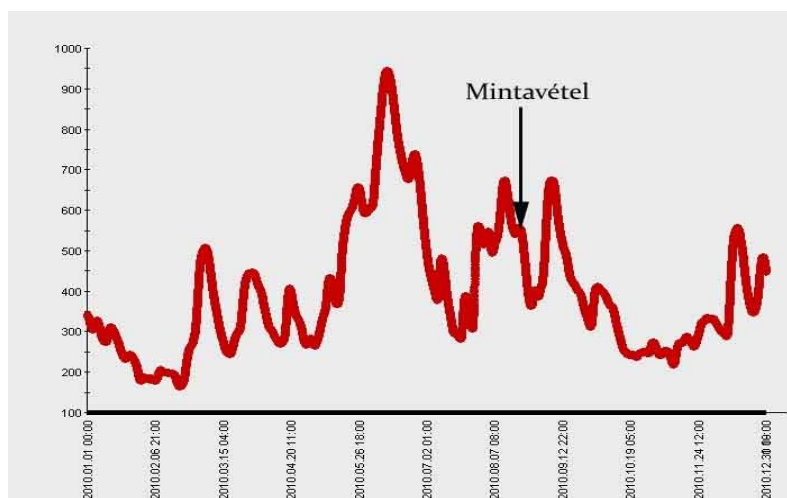
4.2.1 Meteorológiai és hidrológiai állapotok

A 2009-es év időjárása ugyan több szempontból is szélsőségeket mutatott, csapadék szempontjából átlagosnak volt mondható: az éves átlagos csapadékmennyiség 598 mm volt (www.met.hu). A szeptemberi mintavétel idején, és azt megelőzően is kevés csapadék volt jellemző, a Duna vízállása is viszonylag alacsony volt, 380 cm bajai vízállással jellemezhető (29. ábra).



29. ábra: A 2009-es év bajai vízállás-adatsora (forrás: www.vizadat.hu)

2010 időjárása bővelkedett a szélsőségekben, elsősorban a rendkívül sok csapadék volt meghatározó: 959 mm hullott átlagosan, ami az elmúlt 100 év rekordját 150 mm-rel túlszárnyalta; ilyen csapadékos év 3 tizedes valószínűséggel fordul csak elő (emellett pl. tornádók, vagy rendkívüli havazás novemberben is megjelentek) (www.met.hu).

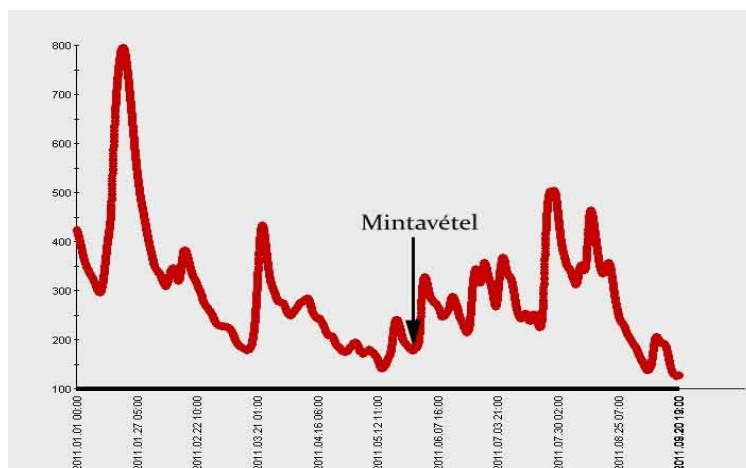


30. ábra: A 2010-es év bajai vízállás-adatsora (forrás: www.vizadat.hu)

2010 hidrológiáját is a rendkívül csapadékos időjárás határozta meg (30. ábra), a vizsgálat ideje a vizsgálandó területek elöntöttsége miatt folyamatosan egyre későbbre tolódott. Végül

augusztus 16-a és 18-a között mentünk ki a terepre mintáinkért. A vizek hozzáférhetősége még ekkor is korlátozott volt, de ehhez mérten igyekeztünk a lehető legátfogóbb mintavételezést elvégezni.

2011-ben júniusi mintavételünk idején a 2010 augusztusi hidrológiai állapottal épp ellentétes helyzet állt fenn. Szélsőségesen csapadékszegény volt az időjárás: a 2011 júniusáig lehullott csapadék országos területi átlagértéke 176 mm volt, amely az időszakos átlagnál 92 mm-rel (34 %-kal) alacsonyabb volt (VITUKI, 2011). Ennek következtében a vízállás igen alacsony volt (31. ábra), több víztér hónapok óta lefűződött állapotban volt, és a kiszáradás szélén állt.



31. ábra: A 2011-es év bajai vízállás-adatsora (forrás: www.vizadat.hu)

4.2.2 A három év vízkémiai eredményeinek értékelése

Az éves minősítéseket részletesen tartalmazó táblázatok a Melléklet 5-22. táblázatai, itt csak a végső kiértékeléseket jelenítem meg.

Forgó-tó

A Forgó-tó hároméves minősítését a 11. táblázat foglalja össze, a részletes eredmények a Melléklet 5. táblázatában vannak.

	Makrofita	MSZ 12749	VKI/3.	VKI/Duna
2009	Jó	III.	Jó	Jó
2010	Jó	III.	Jó	Jó
2011	Jó	V.	Nem éri el a „jó” minősítést	Nem éri el a „jó” minősítést

11. táblázat: A Forgó-tó hároméves minősítése

A Forgó-tó a 2009-es és 2010-es nagyvizes években kedvező kémiai minősítéseket kapott, mivel a nagyobb mennyiségű víz hígította a szennyeződések. Mindazonáltal megmutatkozott a kiemelkedően magas vízállással jellemezhető 2010-es évben a víz alá került növényzet jelentős belső szervesanyag-terhelése. 2011-ben a kisvizes júniusi időszak vízmintájánál látszott igazán, hogy a víztér mennyire érzékeny a víztér az időjárási tényezők változására. A Dunáról már több, mint négy hónapja lefűződött víztér “összezsugorodott”: az előző években vízborított területek szárazra kerültek. Vízére az erősen eutróf állapot volt jellemző, az állóvízzé válás folyamata már elmocsarasodásba csapott át. A víz pH-ja a kis vízben koncentrálnódó fotoszintetikus tevékenység hatására megemelkedett: míg a korábbi években 7,39 és 7,85 volt az értéke, 2011-ben 9,3-as volt a víz pH-ja. A foszforformák koncentrációja megemelkedett, mivel ezen a pH-n az üledék kevésbé képes azokat megkötni, illetve a szerves foszforterhelés is emelkedett (bár a KOI terhelés értéke a

korábbi évekhez volt hasonló: 2009-ben 14,3; 2010-ben 12,8; 2011-ben 13m7 a KOIps értéke).

A 2011-es szélsőséges állapotban a tavakra (és méginkább a Dunára) kidolgozott határértérendszer természetesen kedvezőtlen vízkémiai minősítést adott a Forgó-tónak – a víztér előbb ismertetett erősen eutróf állapota tavaknál, folyóknál csak igen rossz vízminőség esetén fordul elő. A pH, a KOI-tartalom, klorofilltartalom és foszfortartalom kapták a legrosszabb minősítéseket.

A vízkémiával szemben az ökológiai minősítés figyelembe vette a víztér szélsőséges hidrológiai változásainak természetességét, mindhárom évben jónak ítélte a Forgó-tó állapotát. A tó a természetes feltöltődés állapotában levő, de természetközeli, vagyis jó állapotú víztér. A víz visszahúzódnási-kiterjedési dinamikája fontos szerepet játszik a gyomok visszaszorításában: míg 2009-ben erős elgyomosodottság volt jellemző, 2010-ben a gyomos területek víz alá kerültek – így a káros növényfajok 2011-re visszaszorultak.

Rezéti-Duna

A Rezéti-Duna hároméves minősítését a 12. táblázat foglalja össze, a részletes eredmények és értékelés a Melléklet 6. táblázatában vannak.

	Makrofita	MSZ 12749	VKI/13. folyó	VKI/Duna
2009	Közepes	IV.	Kiváló	Jó
2010	Közepes	III.	Jó	Jó
2011	Közepes	IV.	Jó	Jó

12. táblázat: A Rezéti-Duna hároméves minősítése

A Rezéti-Duna kiugróbb kémiai jellemzői: 2009-ben a másik két évhez képest (is) magas, 179%-os oxigén-túltelítettség jellemezte. 2011-ben az ammónium-koncentráció növekedett meg: míg 2009-ben és 2011-ben század mg/l-es nagyságrendű volt, 2011-ben 0,41 mg/l-nek mértük.

A Rezéti-Duna vízkémiája ezek mellett összességében kevésbé mondható érzékenynek a vízjárás szélsőséges változásaira. Igaz, a VKI kémiai minősítő rendszere szerint összességében az átlagos vízjárással jellemezett 2009-es évben volt a legjobb állapotban, mind a nagyvízes 2010-ben, mind az alacsony vízjárású 2011 júniusban szintén “jó” minősítést kapott. Emellett azért kimutatható volt a 2010-ben víz alá került növényzet okozta belső tápanyagterhelés, illetve a 2011-ben jobban visszatartott vízben az eutrofizáció. Az MSZ szabvány szerinti minősítés 2009-ben az oxigén-túltelítettség, 2011-ben a magas klorofilltartalom miatt “szennyezett” minősítést adott.

Makrofita szempontból mindhárom évben fajszegény, elgyomosodott környezetű mellékág volt, egyes zónák hiánya is szembetűnő volt. Míg a nagy vízállású években a nádasöv hiányzott, a kisvízes 2011-ben megjelent a partmenti nádas zóna. A Rezéti-Duna további kedvezőtlen tulajdonsága feliszapodottsága. A víz “közepes” makrofita minősítése nem változott az évek során.

Cserta

A Cserta hároméves minősítését a 13. táblázat foglalja össze, a részletes eredmények a Melléklet 7. és 8. táblázatában vannak.

A Cserta vízminősége a magas vízállással jellemezhető 2010-es évben jobb volt, mint 2009-ben, mikor kiugróan magas szervesanyag-és foszforkoncentráció jellemezte. Mindazonáltal, a Cserta mindkét évben megkapta a “jó” VKI-féle vízkémiai minősítést, mivel 2009-ben a kedvezőtlen oldott oxigén- és KOI-tartalmat az oxigénháztartás jobb besorolást kapó komponensei (oxigéntelítettség és ammónium-koncentráció) ellensúlyozták.

2011 vízkémiai adatai azért nehezen összevethetőek az előző évekével, mert itt a mintavételi helyszínek lokális jellemzői befolyásolták nagyban a vízkémiai jellemzőket: az egyik mintavételi ponton, a betonáteresznel kotrást végeztek a közelmúltban (ennek részletesen később ismertetem a hazásait). A másik mintavételi ponton pedig vízmeder helyén vettük a mintát, a korábbi, anaerob üledék reduktív viszonyokat okozott, a vízben alapvetően kötött Fe(III) Fe(II)-oxid csapadék formájában felszabadult, vörösré festve a vizet. Ezek a körülmények a növényzetnek sem

kedveztek, a vegetációs állapot elmaradott volt.

Makrofita szempontból a Cserta tartotta „jó” állapotát, habár a 2009-es mintavételi helyszínen kapta a legjobb minősítést: fajgazdag volt, és társuláslag is változatos, mozaikos szerkezet jellemezte. A 2010-es nagyvizes időszakban a mintavételi helyen (mely eltért a 2009-estől, mivel az előző évi helyszín nem volt megközelíthető) gyomok szaporodtak el. A 2010-es nagyobb folyási sebesség sem tett jót a vízi makrofitonoknak.

	Makrofita	MSZ 12749	VKI/13. folyó	VKI/Duna
2009	Jó	IV.	Jó	Jó
2010	Jó	III.	Jó	Jó
2011, átereszalul		V.	Nem éri el a „Jó” minősítést	Jó
2011, átereszfelül		V.	Jó	Jó
2011	Jó	IV.	Jó	Nem éri el a „Jó” minősítést

13. táblázat: A Cserta hároméves minősítése

A 2011-es mintavétel kedvezőtlenebb eredménye a vízkémiához hasonlóan főleg a mintavételi helyszín jellemzőiből adódik – a kotrás helyszínén a növényzet gyakorlatilag el lett távolítva a másik mintavételi hely redukált viszonyai pedig szintén lokális jellemzők, a Cserta egyéb szakaszain nem jellemző ez az állapot.

Báli-tó

A Báli-tó hároméves minősítését a 14. táblázat foglalja össze, a részletes eredmények a Melléklet 9. táblázatában vannak.

	Makrofita	MSZ 12749	VKI/3. állóvíz	VKI/Duna
2009	Jó, max. pontszám!	V.	Jó	Jó
2010	Jó	V.	Jó	Jó
2011	Jó	V.	Nem éri el a „Jó” minősítést	Nem éri el a „Jó” minősítést

14. táblázat: A Báli-tó hároméves minősítése

A Báli-tó hidrológiai állapota igen érzékeny az időjárás változásaira, szélsőségesen eltérő képet mutatott a csapadékos 2010-es, és a csapadékszegény 2011-es mintavételi időpontban (32. ábra). 2010-ben szokatlanul magas volt a víz, 2011-ben igen alacsony, és korábbi területének töredékére húzódott vissza.

Növényzeti állapota a vízálláshoz igazodva szintén nagyon különböző képeket mutatott, ahogy azt 2009-ben Pomogyi Piroska előre megjósolta. 2009-ben mocsári növényzet volt domináns, 2010-ben a magas vízállás idején vízinövényzet és amfibikus fajok voltak meghatározóak. 2011-ben a vízinövényzet jórészt szárazra került, a



2010



2011

32. ábra: A Báli-tó szélsőséges változáson ment keresztül egy év alatt (fotók: Vágvölgyi)

fajfenntartás érdekében a növényzet teresztériális hajtásokat fejlesztett ki, terméseit próbálta pusztulás előtt még beérlelni. A növényzet éves, akár szélsőséges változása azonban természetes, ökológiai szempontból kedvezően megítélt folyamat.

A vízminőség mindhárom évben eutróf, és szervesanyaggal terhelt volt (a magas szervesanyag-produkció miatt), továbbá a növényi tápanyagok alacsony koncentrációja jellemezte (a növényzet tápanyag-eltávolító hatása érvényre jutott). Ezek szélsőséges értéket mutattak 2011-ben, mikor a víztér normális vízjárású területének töredékéire szorult vissza. Ekkor az ammónium koncentrációja a denitrifikáció következtében már megnőtt, a korábbi évekkel ellentétben nem század, hanem tized mg/l-es nagyságrendben volt jelen. A pH a kis víztömegben koncentráció magas fotoszintetikus aktivitás következtében megemelkedett, az üledék foszformegkötő képessége csökkent: míg a korábbi években az ortofoszfát koncentráció kimutathatósági határ alatt volt, 2011-ben 0,2 mg/l-nek lett mérve.

Ebben az állapotban a tavakra/Dunára kidolgozott határértékek természetesen kedvezőtlen minősítést adtak az amúgy természetes – nem rossz - állapotú víztérnek. A 200% feletti oxigéntelítettség, 73 mg/l KOI_{ps}-koncentráció és 1210 µg/l a-klorofill koncentráció (egyebek mellett) olyan szélsőséges értékek, melyek a számon tartott folyó- és állóvíz-kategóriáknál csak súlyos károsodottság esetén fordulnak elő. Belátható, hogy a Béli-tó nem sorolható tehát be e kategóriákba.

Bátai-Duna

A víztér hároméves minősítését a 15. táblázat foglalja össze, a részletes eredményeket a Melléklet 10. és 11. táblázata mutatja be.

	Makrofita	MSZ 12749	VKI/13.	VKI/Duna
2009	Rossz/közepes	IV.	Jó	Jó
2010/ártér	Rossz/közepes	IV.	Jó	Jó
2010/bátai híd	Rossz/közepes	IV.	Jó	Jó
2011/bátai híd		V.	Nem éri el a „jó” minősítést	Nem éri el a „jó” minősítést
2011/kotrás alatt		V.	Jó	Nem éri el a „jó” minősítést

15. táblázat: A Béli-Duna hároméves minősítése

A Béli-Duna Béli településen halad keresztül, erős antropogén hatás alatt van, ez megmutatkozik vízminőségében és növénytakasúlaiban is. Magas szervesanyag- és foszforterhelés jellemzi vízkémiaját, illetve a kotrás előtti növényzet erősen gyomosodott volt.

A Béli település belsejében, állandó mintavételi helyünkről, a hídról vett vízminták közül a 2010-ben, nagyvízes időszakban mértük a legkedvezőbb értékeket, 2011-ben, vízhiányos időszakban a legrosszabbakat. A különbséget a szennyezőanyagok betöményedése, koncentrációja okozza kisebb vízben. 2011-ben ez az ionokoncentráció, és így a fajlagos vezetőképesség magas értékében (1100 µS/cm körül) nyilvánult meg legszignifikánsabban, de emellett a KOI, a fészfor- és a nitrogénformák koncentrációja is magas volt.

A magas vízállásnak is voltak káros hatásai. 2010-ben az ártéren vett mintákban az elhalt növényzet magas szervesanyag-terhelést okozott, illetve terhelte a vízfolyást a mederbe visszahúzódó víz által az elöntött területekről bemosódó műtrágya és egyéb szerves szennyezés is.

A Béli-Dunánál lehetőségünk volt a kotrás hatásait vizsgálni 2011-ben. A kotrás alatti vízben, a kotrógépek okozta iszap-felkeveredés miatt nagyobb a lebegőanyag-tartalom. A másik mért eltérés a jelentősen magasabb klorofill-A-koncentráció, de ez inkább a felső szakasz árnyékoltságának tudható be (a kotrás hatásait később részletesebben ismertetem).

A Béli-Duna ökológiai megítélése az antropogén befolyásoltság, gyomosodás miatt

kedvezőtlen, azonban a 2011-ben eltávolított fás parti zóna helyére jó eséllyel természetközeli növényzet fog betelepülni. A helyreállított, sík, nagyobb területű új hullámtéren lehetővé váló szétterülés valószínűleg a vízminőségnek is kedvezni fog.

Belső-Béda

1. szakasz				2. szakasz				3. szakasz				IV. szakasz			
	Makrofita	MSZ 12749	VKI/3. Állóvíz		Makrofita	MSZ 12749	VKI/3. állóvíz		Makrofita	MSZ 12749	VKI/3. állóvíz		Makrofita	MSZ 12749	VKI/3. állóvíz
2009	Jó	III.	Jó	2009/II./kotrás felett	Jó	V.	Nem éri el a „jó” minősítést	2009	Jó	III.	Jó	2009	Jó	III.	Jó
				2009/II./kotrás helye	Jó	V.	Jó								
2010./1	Jó	III.	Nem éri el a „jó” minősítést	2010/II./kotrás helye	Jó	V.	Jó	2010	Jó	V.	Jó	2010	Jó	V.	Jó
2010./2	Jó	IV.	Jó	2010/II./kotrás alatt	Jó	V.	Jó								
2011	Jó	IV.	Jó	2011/II./kotrás felett	Jó	V.	Nem éri el a „jó” minősítést	2011	Jó	V.	Jó	2011	Jó	V.	Jó
				2011/II./kotrás helye	Jó	V.	Jó								

16. táblázat: A Belső-Béda hároméves minősítése

A Belső-Béda hároméves minősítésének összefoglalója a 16. táblázatban látható, a részletes értékelések a Melléklet 12-16. táblázataiban vannak.

A Belső-Béda halfogórácsokkal négy szakaszra osztott víztest. A négy szakasz különböző kezelés alatt van, különböző beavatkozások, hatások érik őket. Ebből kifolyólag mind vízkémiájuk, mind növényzetük eltérő. A különbözőség az emberi beavatkozások hatására (pl. hínárvágás, amur betelepítés) az évek folyamán csökkent. A Belső-Bédán több emberi hatás (kotrás, hínárvágás, halbetelepítés) következményeit megfigyelhettük.

A víztest jellemző növénye a tündérrózsahínár, habár a 2010-ben növény a nagytűtű növényevő halfaj, az amur halászati célú betelepítése következtében eltűnt az I. szakaszból, mely korábban a leggazdagabb volt benne. Az amurok oly mértékben elpusztították az I. Béda-szakasz növényzetét, hogy a fotoszintetikus oxigéntermelés nagymértékben lecsökkent, oxigénhiányos állapot és halpusztulás alakult ki. Ennek következtében magas KOI-t és szerves nitrogén tartalmat mértünk, az alsó vízrétegekben pedig oxigénhiányos állapotok alakultak ki.

Visszatérve a növényfajra, a tündérrózsahínár jelenléte beáramló vizekre utal, ezek magyarázhatják (potenciális külső terhelés mellett) a Belső-Béda általánosságban mért magas vezetőképességét.

A Belső-Béda II. szakaszán 2009-ben végzett kísérleti kotrás következtében lehetőségünk volt megfigyelni a kotrás hosszútávú hatásait. Közvetlenül a kotrás évében a kotrásnak inkább csak lokális hatásait észlelhettük, mint a növényzet hiánya a munkaterületen, illetve az iszap felkavarodása miatt megnövekedett lebegőanyag-tartalom. A következő években a kotrás helyén (és a Belső-Béda III. és IV. szakaszán) megemelkedett a foszforformák koncentrációja. Ez lehet a kotrás során felszínre került foszforra telített üledékréteg hatása, vagy okozhatja az eltávolított növényzet tápanyagfelvételének hiánya. Az sem kizárt, hogy egész más okra vezethető vissza. A vízkémia mellett a növényzet is megváltozott a kotrás hatására: az eltávolított vegetáció helyére az egyéb fajokkal szemben kompetitív előnnyel bíró kéalgák települtek be, a következő években ezek jelenléte jellemezte a kotort szakaszt. A kotrás hatásairól a későbbiekben még hosszabban írok.

A vízminősítést illetően a Belső-Béda állapota nagyjából egységes volt az évek folyamán, viszonylagos természetessége miatt ökológiai minősítése általánosan „jó”. A VKI-féle vízminősítés szerint a Belső-Béda minősítése szintén „jó”, de az időszakos hatások, így a halpusztulás okozta szervesanyag-terhelés kimutatható romlást okoznak.

2011-ben a II. szakaszon hínárvágás történt, így a szakasz növényborítottsága csökkent.

Külső-Béda

A víztér részletes minősítése a Melléklet 17-19. táblázataiban olvasható, a 17. táblázatban látható a hároméves összefoglalás.

	Makrofita	MSZ 12749	VKI/13. folyóvíz	VKI/Duna
2009	Jó	IV.	Jó	Jó
2010/fok	Jó	IV.	Jó	Jó
2010/szivattyúház		IV.	Jó	Jó
2010/vége		IV.	Jó	Jó
2011/szivattyúház	Jó	IV.	Jó	Jó
2011/közép		IV.	Jó	Jó
2011/vége		III.	Jó	Jó

17. táblázat: A Külső-Béda hároméves minősítése

A Külső-Béda tartotta minőségét a 3 év alatt. Makrofita összetétele az oldalág jellegéből (mélyebb vizű) adódóan volt szegényes.

A vízminőséget meghatározza, hogy intenzív vízkicserélődés van a Duna és a Külső-Béda között. A 2011-es mintáknál a hossz-szelvény mentén egyfajta átmenet volt megfigyelhető több vízkémiai komponensnél is, ahogy a Duna vize felől a Külső-Béda belső vége felé haladtunk. Egyes tulajdonságok – elsősorban a vezetőképesség – esetében a 2010-es mintáknál is megfigyelhető ez a jelenség.

Néhány mintát mutatnak be az alábbi diagramok (30-33. ábra) a 2011-es minták alapján.

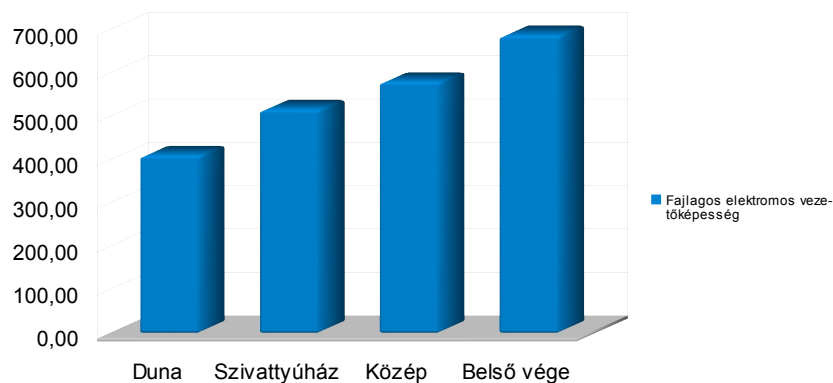
- A pH a Dunától távolodva csökken a redoxviszonyok változása miatt:



33. ábra: A pH változása a Külső-Béda hossz-szelvényén

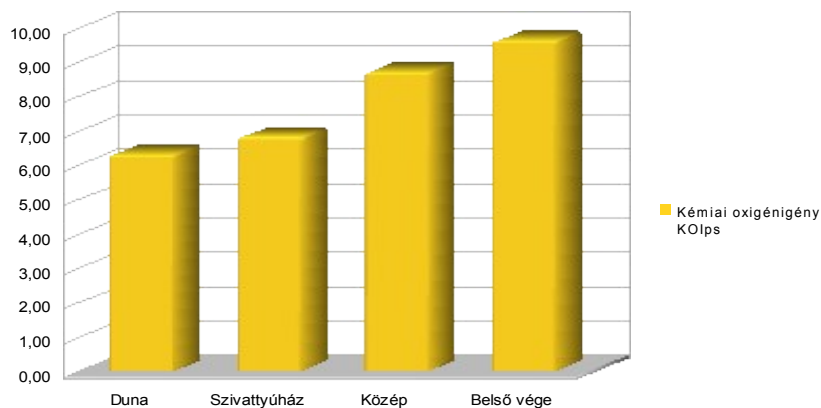
•

- A vezetőképesség a Dunától távolodva nő, a víz töményedése, állóvízi jellegének erősödése miatt:



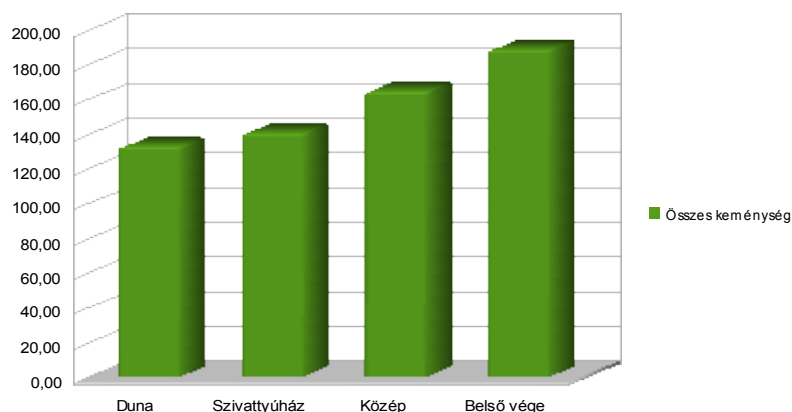
34. ábra: A vezetőképesség változása a Külső-Béda hossz-szelvényén

- A KOI-tartalom a belső, pangó víz felé növekszik:



35. ábra: A kémiai oxigénigény változása a Külső-Béda hossz-szelvényén

- A keménység a Dunától távolodva csökken.



36. ábra: A keménység változása a Külső-Béda hossz-szelvényén

Továbbá, a Dunánál kimutatható koncentrációban jelenlevő nitrit és nitrát a távolabb eső részeken kimutathatóság alatt volt (növényi tápanyag-eltávolítás mutatkozik meg). A klorofill-A

koncentráció a Dunában magasabb volt, mint a Külső-Bédában.

Egyéb komponensek nem mutattak egyértelmű trendet hossz-menti változásukban, vagy nagyjából állandó volt az értékük.

Feltételezhető, hogy a beáramló Duna-víz alacsonyabb hőmérséklete, nagyobb sűrűsége miatt térben a Külső-Béda vize alatt helyezkedik el; azt felfele nyomja – amennyiben vizsgálnánk, a vízkémiai komponensek függőleges rétegződését is meg lehetne figyelni.

Mocskos-Duna

	Makrofita	MSZ 12749	VKI/13. folyóvíz	VKI/Duna
2009	II.	II.	Kiváló	Jó
2010	II.	III.	Jó	Jó
2011	II.	IV.	Kiváló	Jó

18. táblázat: A Mocskos-Duna hároméves minősítése

A Mocskos-Duna hároméves értékelését összefoglalja a 18. táblázat.

A Mocskos-Duna növényzetét tekintve fajgazdag, értékes víztér. 2010-ben, a nagyvizes időszakban ez a tulajdonsága azonban nem mutatkozott ilyen mértékben meg, ebben az évben a magas vízállás miatt sok faj visszaszorult.

A Mocskos-Duna vízminősége általánosan jó, a legjobbak közt van, a gazdag növényzet tápanyag-eltávolító hatása érvényre jut. Azonban a szervesanyag-terhelés a 2010-ben a víz alá került elpusztuló növények, 2011-ben a töményedés, szárazra kerülő elpusztuló növények bomlástermékei miatt megnövekedett.

4.3 Minősítőrendszerek összehasonlítása, értékelése

Dolgozatom további részeként megvizsgáltam, hogy az alkalmazott minősítőrendszerek – ökológiai, VKI-féle kémiai (Duna-vízként és “hasznló” víztípusként) és MSZ 12749 – mennyiben hoztak eltérő eredményt. Eredményeim összefoglalóját, mely a minősítő rendszerek eredményének általános trendjét jól mutatja, a Melléklet 22. táblázata szemlélteti.

Mint az értékelések eredményéből látható, a különböző módszerek szerint végzett minősítések nagyon is eltérő eredményeket hozhatnak. A táblázatból látható, hogy az MSZ 12749 minősítési módszerével ugyanazon vizek a 2010-es Mocskos-Duna értékelést leszámítva sosem kaptak “jó”/“kiváló” minősítést, akkor sem, ha a VKI szerinti vízkémiai minősítés “kiválónak” ítélte a víz kémiai állapotát (pl. 2009, Rezéti-Duna). Ez a minősítő rendszer (legalábbis az általunk is használt, régebbi verzió) a legkedvezőtlenebb tulajdonságra fekteti a hangsúlyt: amennyiben egyetlen vizsgált komponens is kedvezőtlen besorolást kap, az határozza meg, “rontja le” a víztér végső besorolását („Egy rossz – mind rossz”-elv). Egyedül a 2010-es Mocskos-Duna vízminta nem rendelkezett egyetlen II. osztálynál rosszabb minősítést kapó tulajdonsággal sem. Az MSZ 12749 szigorú volta nem okoz különösebb problémát: a víztér besorolása a szabvány szerint funkcióját tekintve csupán információt nyújt, nem von maga után beavatkozási kötelezettségeket.

Az ökológiai állapotot tükröző makrofita felmérési eredmények többnyire ellentmondanak az MSZ 12749 szabvány kedvezőtlen besorolásának. Ennek elsődleges oka természetesen az „egy rossz – mond rossz” elv. Az MSZ szabványnál egyetlen rossz tulajdonság rányomja bélyegét a minősítésre.

Az MSZ 12749 szabvány jellemzéséhez kiegészítésként hozzátehetjük, hogy a kémiai értékek pillanatnyi, mintavételi időre jellemző állapotát adják a víznek, a növényzet összetétele hosszabb idő alatt fejlődött ki. Így például, a Belső-Béda halpusztulása által okozott szervesanyag-terhelés ökológiai hatásai elképzelhető, hogy később jelentkezni fognak.

A szabvány nem veszi figyelembe a víztér sajátosságait sem, univerzális határértékeket

használ. Példának okáért, a Forgó-tó a feltöltődési szukcesszió előrehaladott állapotában levő, ökológiailag jó állapotú, természet-közeli vizes élőhely – a szabvány szerinti minősítése ennek ellenére csupán „tűrhető”, hisz a víz kémiaileg elemezve tápanyaggal terhelte, eutróf állapotú.

Továbbá, meg kell jegyezni, hogy a szabvány elméletileg a 90%-os gyakoriság elvén osztályoz, mi azonban 1-1 mérés alapján minősítettünk.

A VKI módszertana szerinti értékelés jóval kedvezőbb besorolásokat hozott, mint az MSZ 12749 szerinti. A 2009-2010-es évben csupán a Belső-Bédánál hozta azt az eredményt, hogy a vízminőség nem éri el a „jó” állapotot. 2011-ben a szélsőségesen kiszáradt Forgó- és Báli-tónál a szinte elmocsarasodott vizek kedvezőtlen minősítést kaptak. A Cserta lokálisan szennyezett mintavételi pontján, illetve a Belső-bédai és Batai-dunai beavatkozások helyén szintén kedvezőtlen volt a víz VKI-féle kémiai besorolása. Tehát, a minősítőrendszer, habár a szélsőségesen kedvezőtlen állapotokat kimutatta, az MSZ 12749-hez képest igen enyhének mondható.

Ez a minősítő rendszer direkt „felpuhított” jellegéből fakad. Az esetleg kedvezőtlenül alakuló komponensek osztályzatát kompenzálhatták a jobb besorolást kapott komponensek a csoportokon belül. Az volt a jellemző, hogy habár az oxigénháztartás (néha: tápanyagháztartás) egyes elemei igen kedvezőtlen besorolást kaptak, a komponenscsoport többi tagjával átlagolva a csoport pontszáma végül elérte a 0,5-ös minimumot, ami a „jó” besoroláshoz szükséges (a Belső-Béda esetében van például több példa is erre). A „jó” minősítési kategória tag, a legtöbb víztér, a legtöbb esetben ide volt sorolható – mind a Duna részeként, mind típusában közelálló víztestként való elbírálás határértékei alapján (csak saját vízmintáink számára alapozva az mondható el, hogy az 53 vízmintából csak 8 nem érte el a „jó” minősítést „saját” víztípusában, és 45 „jó” minősítést kapott).

Összességében azt jelenthetjük ki, hogy a VKI fiziko-kémiai minősítése jobban összhangban van a makrofita (ökológiai) minősítéssel, mint az MSZ 12749 szabványon alapuló minősítés, mert (a „saját víztípus” határértékeit használva) a VKI értékelésből csupán 53-ból csupán 15 esetben van eltérés, míg az MSZ szabvány értékelése csak 5 esetben egyezik a makrofitaéval.

A makrofita értékelés kedvezőtlenebbül ítélte meg a VKI „saját” típus szerinti kémiai értékelésénél a víztér állapotát mindhárom évben a Rezáti-Duna esetében, a Batai-Dunánál 2009-ben és 2010-ben, illetve a Mocskos-Duna állapotát csak „jó”-nak ítélte mind 2010-ben, mind 2011-ben, míg a vízkémia 2 esetben „kiváló” eredményt mutatott.

A makrofita értékelés kedvezőbb megítélést adott a VKI kémiájánál 2011-ben a Forgó-tónál (itt a víz inkább mocsárnak volt nevezhető, „tóként” értékelt állapota már rossz – viszont a víztér emberi beavatkozásoktól mentes és természetközeli volt); szinte ugyanez mondható el a Báli-tó esetében is. Szintén 2011-ben a Cserta vízkémiája a kotrás miatt kedvezőtlenebb volt a mintavételi helyen, de a növényzet a víztér környékén „jó” állapotú volt; a Belső-Béda I. és II. szakaszán szintén előfordult rossz minősítésű vízminta, míg a víztest makrofita állapota összességében jónak lett megállapítva.

Jóval több esetben tér el az MSZ 12749 értékelése az ökológiai minősítéstől: míg az ökológiai állapota a vizeknek általánosan „jó”, a 2010-es Mocskos-Duna mintát leszámítva mindig volt olyan komponens, ami az „egy rossz – mind rossz” elv alapján rosszabb minősítést hozott a víztér számára a szabvány minősítésénél. Akár 3 minőségi osztálynyi eltérés is előfordult.

Habár a VKI „jó” minősítése legtöbbször jobban egybevág az ökológiai elbírálással, mint a szigorúbb MSZ értékelés, a Rezáti-Duna és a Batai-Duna mérések esetében az MSZ 12749 szabvány minősítése tükrözi a makrofita elbírálásnál ható negatívumokat, míg a VKI minősítésben ezek a növényzet összetételét is befolyásoló hibák az átlagolással „eltűnnek”.

A VKI értékesítés nem véletlenül kevésbé szigorú. Az EU előírása az, hogy a „jó” besorolást el nem érő vizek minőségét javítani kell, ennek érdekében pedig beavatkozások szükségesek. Ennek komoly anyagi vonzata van, ezért csak igen indokolt esetekben szabad, hogy a víz ne érje el a „jó”

besorolást. Az EU minden tagországában figyelembe vették ezt a szempontot a minősítőrendszerek kidolgozásakor. A magyar módszertan esetében ez azt jelenti, hogy eltértek a szigorú, egy rossz - mind rossz elvű, minősítéstől, és megengedték komponenscsoportokon belüli átlagolást (vagyis felpuhították a VKI normaszövegét).

4.4 Különféle beavatkozások hatásának vizsgálata

GBK területe nem csupán értékes természetvédelmi terület, de egyben mérnökökológiai létesítmény is, ahol számos emberi beavatkozást hajtanak végre és terveznek végrehajtani a víz-visszatartás optimalizálása, a kedvező tápanyag-eltávolító hatások erősítése, és a rendszer fenntartása céljából. Ezekről korábban, a 3.1.5. fejezetben részletesebben írtam.

Mintavételezéseink és helyszíni vizsgálataink során lehetőségünk volt több, korábban, vagy épp akkor végzett beavatkozás hatását vizsgálni. Ezeket mutatom be a továbbiakban.

4.4.1 A 2009-es kísérleti kotrás a Belső-Bédán

Az iszapkotrás egyik ökológiai célja az üledék felső, foszforra (és nitrogénre, ennek jelentősége viszont kisebb) telített rétegének eltávolítása, ezáltal az alsó, foszformegkötésre alkalmas rétegek felszínre hozása, illetve a belső terhelés megszüntetése. Emellett további előnye, hogy a felgyülemlett iszapréteg eltávolításával a víztér is növekszik, így a szennyezőanyagok nagyobb víztérben oszlanak el, felhígulnak. Fontos a kotrás során az eltávolítani szükséges iszapréteg vastagságának meghatározása: gyakran elegendő a felső 10-20 cm-t eltávolító, ún. 'lepelkotrás', de máskor szükség van a nagyobb mélységben ható "mélykotrásra". Fontos a kotrás helyének jó megválasztása is, mivel nem jól átgondolt esetben a kikotort üledék visszaülepedéssel pótlódhat később (Kassai, 2009).

A Belső-Béda II. szakaszán, a Vizslaki-csatornánál 2009 április 22-30. között végeztek kísérleti kotrást kb. 1,3 m mélységig. Az eltávolított mederanyagot a közeli zagykazettákba helyezték, a zagyvizet bizonyos fokú ülepités után a visszaengedték a Vizslaki-csatornába, ahonnan a Belső-Bédába jutott.

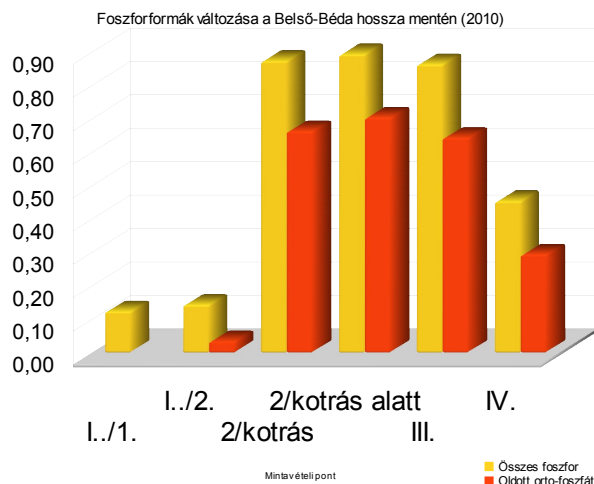
A kotrástól nem volt várható egész Bédára kiterjedő vízminőség-változás, hiszen csak egy rövid szakaszon végezték el. 2009-ben Kassai Zsófia vizsgálta a kotrás üledék foszformegkötő képességére gyakorolt hatását, és a következő megállapításokat tette:

- Az újonnan felszínre került üledékréteg 64%-kal jobb foszformegkötő képességgel bírt a korábbinál, és szárazanyag-tartalomra vonatkoztatva 16%-kal kevesebb összes foszfort, és 26%-kal kevesebb szervesanyagot tartalmazott.
- A vízminőségben nem volt olyan változás, mely a kotráshoz lett volna egyértelműen köthető., a kotrógép által felkevert iszap okozta magasabb lebegőanyag-tartalmat leszámítva. Ennek oka a kotort terület kis mérete az egész víztesthez, a kótoratlan területekhez képest.
- A zagykazettákból a felszíni vizekbe kerülő zagyvíz a rothadás miatt magasabb ammóniumtartalmú volt, illetve a szél okozta felkeveredés miatt az ülepités mértéke nem volt elégséges (Kassai, 2009).

A Belső-Bédán lehetőség volt a kotrás hosszabb távú hatásait is megfigyelni, mivel 2009 után 2010-ben és 2011-ben is történt itt vízmintavétel, a kotrás helyéről, és a kotrástól távolabbi szakaszokon egyaránt. A vízkémiai és makrofita felmérések alapján a következőket állapíthatjuk meg:

- **2009:** Ez évben nem volt jelentős, kimutatható változás a vízkémiában, ami a kotráshoz lett volna köthető egyértelműen. Csak annyi állapítható meg, hogy a kotrógépek mechanikai hatására az üledék felkeveredett, illetve a növényzet is sérült lokálisan.
- **2010:** A 2010-es vízkémiai elemzésnél azt tapasztaltuk, hogy a II. szakaszon, azaz a kotrás területén vett mintákban az első szakaszhoz képest jóval magasabb foszfortartalmat mértünk: az első Béda-szakasz 2. mintavételi pontján 0,14 mg/l összes-foszfor koncentrációt mértünk;

a kotort szakaszon (a kotrás helyén) mért összes-foszfor koncentráció 0,89 mg/l.



37. ábra: Foszforformák változása a Belső-Béda hosszában (2010)

A foszfortartalom növekedésének egyértelmű okát nem tudhatjuk. Lehet, hogy a kotrással eltávolított hínárnövényzet hiánya okozta. Az is lehet, hogy a felszínre került réteg még nem a valódi mederfenék, hanem a korábban eltemetődött, foszforra telítettebb réteg, és erről a foszfor felszabadult, vízbe oldódott. A pontos ok meghatározásához több minta, és az üledékréteg vizsgálata lenne szükséges.

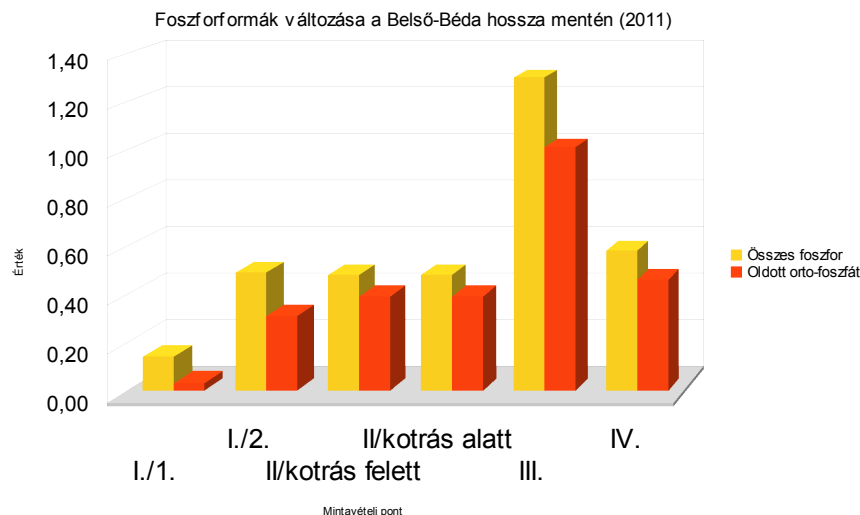
Megfigyelhető volt a foszfortartalom változása a Belső-Béda mentén – ennek oka nem egyértelmű, és csak kis valószínűséggel köthető a kotráshoz. A 37. ábra szemlélteti.

A kémiai változás és a növényzet 2009-es eltávolítása a kotrás miatt változást hozott a növényzet összetételében is. Az eltávolított növényzet helyén azok a kékalga, cianobaktérium fajok tudtak elszaporodni, melyek kompetitív előnnyel bírnak, gyorsabban tudják felhasználni a megnövekedett tápanyagmennyiséget (38. ábra). A vízre egyébként jellemző tündérrózsa- és vízitőkhínár-fajok ezen a szakaszon nem voltak jelen, a víz 2010-ben szinte teljesen hínármentes volt.



38. ábra: Kékalga (fotó: Vágvölgyi)

- **2011:** A vízkémia, foszfor-eloszlás szempontjából hasonló állapotok uralkodtak, mint 2010-ben: az I. szakasz víztest vége felé eső pontján alacsony (0,14 mg/l) volt az összes foszfor-koncentráció, ez a II. szakasz felé haladva emelkedett (0,48 mg/l), de ahogy a 35. ábra is mutatja, a III. szakaszon érte el a legmagasabb értéket, az innen vett mintában 1,01 mg/l-t mértünk (39. ábra). A kiugróan magas értéket a száraz időszak miatti vízhiány is okozhatta, mivel nem a kotrás helyére esett, nem valószínű, hogy köze lenne hozzá. A kotrás helyén a foszforkoncentráció az előző évhez képest a kisebb vízállással együtt is alacsonyabb volt, lehet, hogy az időközben visszatelepült növényzet tápanyagfelvétele jutott érvényre. A makrofita összetételben továbbra is a kéalgák jelenléte volt meghatározó, illetve a kifejlődő makrofita növényzet a kotrás előtti tündérrózsa- és vízitőkhínár fajok helyett szubmerz növényzet, tócsagazhínáros fejlődött ki.



39. ábra: Foszforformák változása a Belső-Béda hosszán (2011)

4.4.2 Hínárvágás a Belső-Bédán

2011 júniusi mintavételünk során szemtanúi lehettünk annak, amint a Belső-Béda II. szakaszán Truxor típusú gumilánc talpas úszó hínárvágóval a vízfelület megtisztítását végezték (40. ábra).

A gép a vízi növényzet akár 90%-át is képes eltávolítani. Kaszaszerkezete állítható, 60-80 cm mélyen képes levágni a növényzetet. Alkalmazható nád és gyékény kivágására is (Pomogyi, 2011). Ahogy az ábrán is látható, a hínárvágó emelőszerkezettel van ellátva, mely segítségével ki is tudja rakni a levágott növényzetet a partra. Ennek elméletileg több célja is lehet.



40. ábra: Truxor hínárvágó munkában (fotó: Vágvölgyi)

A növények eltávolításával elméletileg a bennük tárolt tápanyagok is eltávolításra kerülnek a vízből. Ennek azonban az adott esetben nem volt különösebb jelentősége, mivel a levágott hínárt közvetlenül a partra helyezték el, nem került elszállításra. A bomlástermékek idővel vissza fognak folyni, be fognak mosódni újra a Bédába.

Így aztán a tevékenység célja a víztest kitisztítása, hínármentesítése volt csupán feltehetőleg. Erre is csak időszakosan nyújt megoldást, mert a Belső-Béda ezen szakaszára jellemző tócsagzhínár gyorsan képes visszatelepedni, pár hét leforgása alatt megterve az eltávolított biomasszát. A hínárvágás egyetlen gyakorlati haszna tehát a Béda időszakos an jobban hajózhatóvá tétele, feltehetőleg a horgászok számára.

4.4.3 Kotrás a Csértán

A 2011 júniusi mintavételnél nem sokkal, csupán pár órával ottlétünk előtt kotrást, illetve meder- és partrendezést végeztek a Cserta áteresz körüli szakaszán, felfele körülbelül 300, alatta mintegy 700 m-en. A Cserta alatti szakaszon már a mederrendezés is megtörtént, a felső szakaszon a

kotrás még teljesen friss volt. Lehetőségünk volt mintát venni mindkét oldali vízből.

Ami a növényzetet illeti, Pomogyi Piroska szerint a víz 2009-ben tapasztalt fajgazdagsága a kotrás hatására csökkent, a visszatelepülő növényzetben kevés taxont azonosított. Azzal kapcsolatban, hogy a növényzet korábbi állapota helyreáll-e, későbbi, ismételt felméréseket javasolt.

A kotrás hatására a vizet leárnýékoló makrofítonok eltűntek, a vízben az algák fotoszintetikus aktivitása megnőtt. Ezt mutatja a víz klorofill-A koncentrációjának magas értéke a kotort területen (az átereszt alatti mintában 447 µg/l-nek, felett 478 µg/l-nek mértük). A magas fotoszintetikus aktivitás következtében az oxigéntelítettség 140-160 %-os volt.

A kotrás közvetlen hatásaként a lebegőanyag-tartalom is megnövekedett. A korábban kotort terület mintájában 41 mg/l volt az értéke, a frissen kotortnál 90,4 mg/l, itt még kevésbé történt meg a lebegőanyag kiülepedése.

Egyéb kémiai komponensek értéke nem köthető a kotráshoz.

4.4.4 Kotrás a Bártai-Dunánál

A Bártai-Duna Bárt településen áthaladó vízfolyás, jelentős antropogén hatások érik. Korábbi látogatásaink alkalmával a mintavételi területen a Bártai-Dunát erősen gyomosodott állapotban levő fás terület övezte, a vízfolyás partfala meredek volt, a fák a víz fölé hajoltak (41. ábra).

2011 júniusi látogatásunk idején nagy változásokat tapasztaltunk: a rendszeres mintavételezési pontunkként is regisztrált bártai híd alatti szakaszon ottjártunkkor kotrási munkálatok folytak (42. ábra). 5 kotrógép végezte a kotrást, a főmeder tisztításának idejére az átfolyás biztosítása érdekében ideiglenes folyómedret hoztak létre.

A munkálatok célja a feliszapolódott eredeti meder megtisztítása, átfolyásának javítása volt. A fás parti zónát eltávolították, helyére mesterségesen a természeteshez hasonló hullámteret alakítottak ki, mely a jövőben a víz állapotának javulásához hozzájárulhat.

Az eltávolított iszapot a part mentén halmozták fel, majd zagytározókba szállították. A kikotort iszap szürke színű volt, ami az eltávolított fenéküledék pseudoglejes, anaerob jellegét jelezte, ennek eltávolítása is kedvező volt a vízminőség szempontjából. További, már érzékelhető hatása a kotrásnak, hogy míg a fák árnyékoló hatása miatt a korábbi években a Bártai-Duna vízi növényzete igen szegényes volt, a 2011-es felmérés során a makrofita felmérés vízi fajok betelepülését észlelte: megjelent az érdes tócsagaz és a süllőhínár. A kotort terület várhatóan gyorsan újra be fog növényesedni.

Víz-kémiai felmérésünk során a kotrás rövidtávú hatásait tudtuk vizsgálni. Vettünk a Bártai-Dunából a kotort terület felett, a nem sokkal korábban kotort területen (a jelenlegi kotrás felett), és a még nem megkotort szakaszon is víz-mintát. A következőket tapasztaltuk:

- Egyértelműen kimutatható a kotrás üledék-felkavaró hatása: a lebegőanyag-tartalom a kotrás alatt 27,3 mg/l-nek lett mérve, míg a kotrás felett az értéke csupán 8,8 mg/l volt.
- A kotort területen magasabb foszfát-koncentrációt mértünk (míg a kotrás felett kimutatása határ alatt volt a koncentráció, a kotort területen 0,79 és 0,83 mg/l-t mértünk). Ennek szintén a bolygatás, felkavarodás az oka.
- A kotort területen az egyéb ionok, így pl ammónium, nitrit, nitrát, karbonát koncentrációja, ezáltal a vezetőképesség is magasabb volt: a kotort terület felett 961 µS/cm-t mértünk, alatta 1082 és 1011 µS/cm-t. A szulfát-koncentráció növekedése elég kifejező: a kotrás felett vett mintában 27 mg/l volt a koncentrációja, a korábban kotort rész mintájában 52 mg/l, a kotrás alatti mintában 95 mg/l.



41. ábra: A Bártai-Duna 2010-ben (fotó: Szilágyi)

- A kotort terület alatt jutott érvényre annak hatása, hogy a fák árnyékoló hatása megszűnt: míg a kotrás feletti fás részen 98,1 $\mu\text{g/l}$ volt a klorofill-A koncentráció, a kotrás alatt 166 $\mu\text{g/l}$ -t mértünk.



42. ábra: A 2011-es kotrási munkálatok a Batai-Dunán (fotók: Szilágyi, Vágvölgyi)

Érdekességgént megemlíthető, hogy szemtanúi voltunk annak, milyen nehézségekkel kell szembenézniük a kotrást végző munkásoknak. Az első bátai látogatásunk napján az egyik kotrógép megfeneklett az iszapban, így a munkálatok részben leálltak, a többi kotrógéppel próbálták kisegíteni a megrekedt gépet. Szerencsére mire két nappal később visszamentünk, a probléma megoldódott, a munkálatok zavartalanul folytak.

5 Következtetések

• Vízminőséggel és a vízminőség tartósságával kapcsolatos következtetések

Három év felmérése alapján már lehetőségem nyílt megállapításokat tenni a GBK-i vizek állapotára, a vízminőség tartósságára vonatkozóan. Alapvetően elmondható, hogy a GBK-n vizsgált vizek állapota jó. Ez megfelel elvárásainknak, hisz természetvédelmi területen helyezkednek el, ipari telephelyek, nagyobb települések nincsenek a közelükben.

Azonban a vizek kisebb-nagyobb mértékben érzékenyek az időjárási viszonyokra. A nagyobb vízállású években, 2009-ben és 2010-ben több víz kapott a vízkémiai értékelésnél kedvezőbb megítélést, mint a száraz, kis vízállású 2011 júniusi időszakban. Nagyobb vízmennyiségben a szennyezőanyagok felhígulnak, így koncentrációjuk kisebb. Kedvezőtlen hatása van azonban a vízkémiaira a hosszú ideig tartó kiemelkedően magas vízállásnak is, mivel a víz alá kerülő, elpusztuló növényzet szervesanyag-terhelést okoz. Száraz időszakban a szárazra került, elpusztult vízi élővilág bomlástermékei okoznak szervesanyag-terhelést.

Makrofita szempontból a vizek megítélése egy-egy mintavételi ponton állandó volt, többnyire "jó" minősítést kaptak, hiszen emberi befolyásoltságtól mentes, természetközeli vizek (v. víztest). Kivételt képez az erősen feliszapolódott, makrofítákban szegény Rezáti-Duna, illetve a Batai település által terhelt Batai-Duna. Utóbbi makrofita állapota a 2011-es kotrás után változhat. A vizek "jó" ökológiai megítélése annak ellenére tartotta magát, hogy sok víztér esetében évről évre

szélsőséges változásokon ment keresztül a növényzet.

Legszélsőségesebb változások azoknak a vizeknek az állapotában következtek be, amik legkevésbé szoros kapcsolatban állnak a Dunával, azaz legjobban függ vízkicserélődésük a vízállástól. Ilyen vizek a Forgó-tó és a Báli-tó (már 570 és 670 cm-es, viszonylag magas bajai vízállásnál lefűződnek). Ezek képében 2010-ről 2011-re igen szélsőséges változás következett be, 2011-ben a több hónapos lefűződés alatt vízborított területük a töredékére csökkent; az irodalmi részben ismertetett “állóvízzé válás” folyamatának több komponense is megjelent. Kevésbé voltak megfigyelhetők ilyen változások azoknál a vizeknél, amik a kis vízállású 2011-es évben is kaptak folyóvizet a Dunától (pl. Rezéti-Duna, Cserta).

Megfigyelhető volt az is, hogy egy-egy víztér különböző mintavételi pontjain a lokális hatások miatt igen eltérő lehet a vízminőség. Erre kiváló példa a Belső-Béda, ahol a 2010-es halpusztulás, vagy a 2009-es kotrás következtében az egyes szakaszok állapota igen eltérő tudott lenni (igaz, az eltérést erősíti az is, hogy a szakaszokat elválasztó halfogórácsok is gátolják némileg a vízkicserélődést, erősítve az eltéréseket). A Csertánál jelentősen eltért annak a mintavételi pontnak az állapota, mely alatt egy hajdani meder eltemetett anaerob üledéke helyezkedett el. Itt az anaerob, reduktív hatás kedvezőtlenül befolyásolta az amúgy jó vízminőséget.

Végül, a Duna vizének minőségével összehasonlítva azt állapíthatjuk meg, hogy amennyiben ugyanazokat a határértékeket használjuk a hullámtéri vizeknél, mint amik a Dunára vonatkoznak (VKI, vízkémia), a vizek minősége a legtöbb esetben egyezik a Dunáéval – azaz: “jó” minősítést kap. Azok a vizek, amik elváltak a Dunától (leginkább a Forgó-tó és a Báli-tó jöhet szóba), viszont jellegükben jelentősen eltérnek a Dunától, így kedvezőtlenebb minősítést kapnak, ha a nagy folyamra vonatkozó határértékekkel minősítjük őket. A Duna-víz, mint víztípus jó állapot esetén kisebb szervesanyag-terheléssel, és kevésbé eutróf állapotokkal jellemezhető. Azonban míg az oxigén-háztartási paraméterek romlást mutattak a betározott vizeknél (ezzel esetleg kedvezőtlenebb vízminőséget idézve elő), a növényi tápanyagok eltávolításával kedvező folyamatok is érvényre jutottak.

Roszsabb minőségűvé vált a Duna-víz emellett lokális hatások, beavatkozások (bátai kotrás) miatt alakultak még ki.

• A különböző minősítőrendszerek összevetése

A 4.2. pontban részletesen kifejtettem a témát, itt csak néhány mondatban összefoglalom.

Minősítési eredményeink alapján az mondható el, hogy a VKI ökológiai és kémiai vízminősítése a legtöbb esetben egymást igazoló eredményeket hoz.

A makrofita minősítés (a Rezéti-Duna és a Bátai-Duna kivételével) “jó”-nak állapította meg a vizek ökológiai állapotát, mivel azt vette figyelembe, az adott víz a természetes állapottól elvárt növényzettel rendelkezik-e. Ez teljesült, mivel a vizek nagyjából érintetlen, természetes környezetben vannak.

A kémiai értékelés a lokális, időszakos kedvezőtlen hatások következtében több alkalommal hozott “rossz” minősítést. 2011-ben a tóként minősített, viszont sekély, mocsaras állapotú Forgó-tó és Báli-tó vízterek kedvezőtlen VKI kémiai megítélést kaptak. Itt igazolódott leginkább az a feltevés, hogy a hullámtéri vizek saját minősítőrendszer, tipológiát érdemelnének. Habár ezek a vizek tóvízként értékelve valóban igen magas szervesanyag-terheléssel (foszfor- és nitrogénformákat is beleértve), klorofilltartalommal és oxigéntúltelítettséggel jellemezhetők, ahogy a makrofita értékelés is megállapítja, érintetlen (azaz nem szennyezett), “jó” állapotban levő vízterek. Természetes sajátosságuk a jellegük időszakos megváltozása, melyet egyelőre semmilyen Magyarországon használt kémiai értékelőrendszer nem követ.

A VKI és a Magyarországon korábban használt MSZ 12749 szabvány kémiai minősítőrendszereit összevetve, a szabvány korábbi, “egy rossz-mind rossz” elvet követő összegző minősítése – érthető módon - kedvezőtlenebb besorolásokat hozott, mint az átlagolással “felpuhított” VKI-minősítés. A VKI-féle minősítést direkt enyhébb, mivel az EU keretirányelve

szerint a “jó” minősítést nem megkapó vizeken minőségjavító beavatkozásokat kell véghezvinni. Ezek igen költségesek, ezért csak indokolt esetben adható rossz besorolás.

• Emberi beavatkozások hatásának vizsgálata

A GBK területének ökológiai, víztisztításban is játszott szerepét különböző beavatkozásokkal szándékoznak javítani, fenntartani. Tudtuk vizsgálni a Csertán, a Bártai-Dunán végzett kotrások rövidtávú, a Belső-Bédán végzett 2009-es kísérleti kotrás rövid és hosszabb távú hatását, illetve a Belső-Bédán a hínárvágás hatását. Emellett a mesterséges halbetelepítés egy negatív következményét is megismerhettük.

- **Kotrás a Csertán:** A kotrás rövidtávú hatása a növényzet szempontjából a makrofitonok eltávolítása volt, ezek árnyékoló hatásának megszűntével a vízben az algafajok elszaporodtak, a fotoszintetikus aktivitás megnőtt. A kotrás felkavarta a vizet, a lebegőanyag-tartalom megnövekedett, ez a régebben kotort szakaszon már ülepedni kezdett.
- **Kotrás a Bártai-Dunán:** A kikotort üledék pszeudoglejes, anaerob volt, a vízminőségre pozitív hatással lesz eltávolítása. A növényzet várhatóan gyorsan vissza fog települni, jó eséllyel összetétele kedvezőbb, kevésbé gyomos lesz a korábban megállapítottaknál. Már ottjártunkkor, a kotrási munkálatok idején is azon a területen, ahol a kotrást pár napja befejezték, az érdes tócsagáz és a süllőhínár megfigyelhető volt a vízben. A klorofill-koncentráció is megnőtt, mivel a fák árnyékoló hatása megszűnt. Vízkémia szempontjából még a lebegőanyag növekedése kimutatható volt: nőtt koncentrációja a kotrás alatti szakaszon a kotrás feletti mintavételi ponthoz képest. A kotrás alatt az ionok, így pl. a szulfát és az ammónia koncentrációja is magasabb volt. A kotrás hosszútávú hatásainak megállapítására folyamatos monitoring szükséges. A kotrástól pozitív vízminőség- és növényzetbeli változásokat várunk.
- **Kotrás a Belső-Bédán:** A kotrás 2009-es mintavételkor tapasztalt rövidtávú hatásai a következők voltak: A növényzet a kotrógépek miatt a kotort szakaszon jelentősen sérült. A vízkémiában csupán a lebegőanyag-tartalom növekedése volt kimutatható. 2010-ben a kotrás pontján a víz foszfortartalma kimutathatóan megnövekedett, és ez a hatás a III. és IV. Béda-szakaszon is érződött. Ennek oka nem egyértelmű, lehet a mélyebb üledékrétegek foszfortartalmának felszabadulása, a növényzet foszforfelvételének elmaradása, vagy akár egyéb ok miatt. A magasabb foszfortartalom még 2011-ben is kimutatható volt. Az eltávolított növényzet helyén első betelepülőként kékalgák jelentek meg, melyek jobban ki tudták használni a megemelkedett foszfortartalmat. 2010-ben amúgy a kotort terület szinte teljesen hínármentes volt. 2011-ben a kotrás előtti tündérrózsa- és vízitőkhínár helyett tócsagázhínárok jelentek meg. Kimutatható volt, hogy a kotrásnak van vízminőségre és növényzetre gyakorolt hatása, ám feltételezett előnyei nem mutatkoztak meg a Belső-Béda II. szakaszának kotrása esetén.
- **Hínárvágás a Belső-Bédán:** Mivel a levágott hínárt a part mellett helyezték el, a rothadó hínár bomlástermékei a Bédába vissza fognak folyni. A hínárvágásnak akkor lett volna vízkémiai szempontból pozitív, növényi tápanyag- és szervesanyag eltávolító hatása, ha a levágott hínárt a víztől távolabb helyezték volna el. A levágott növényzet gyorsan vissza fog növekedni, így egyetlen igazi hatása a műveletnek, hogy időszakosan javult a szakasz csónakkal való bejárhatósága, ami főleg a horgászok számára előnyös.
- **Amur betelepítés a Belső-Béda I. szakaszára:** Az amurok 2010-es halászati célú betelepítése rossz döntésnek bizonyult, mivel a nagytestű halak lelegelték a vízi növényzetet. Amellett, hogy így kárt tettek például a szakasz tündérrózsa-populációjában (szinte teljesen eltűnt ez a faj), a növényzet hiánya a fotoszintézis csökkenésével

oxigénhiányhoz, halpusztuláshoz vezetett.

Összegzésként azt mondhatjuk, az emberi beavatkozásoknak sikerült igazolnunk több hatását is. A negatívumok ismeretében kijelenthetjük, hogy fontos: a beavatkozásokat nagy körültekintéssel kell végezni, különben nem jutnak érvényre a várt eredmények. Több beavatkozás későbbi, hosszabb távú hatásainak megismerésére a monitoring program folytatása szükséges.

6 Javaslatok

Ugyan dolgozatom három év munkáját foglalja össze, az általa tárgyalt téma még rengeteg kutatási lehetőséget kínál::

- A 2011-es felmérés idején szélsőséges, vízhiányos állapotok uralkodtak. A következő évek felmérései kimutathatják a hosszú ideig tartó lefűződés, kiszáradás később megmutatkozó hatásait (elsősorban a növényzetre vonatkozóan).
- A különböző beavatkozások hatásának nyomon követése feltétlenül szükséges, ezek igazolhatják (vagy cáfolhatják) a beavatkozások hasznosságát, szükségességét; a Tápanyagcsökkentési Projekt eddigi eredményeit. A vízminőség-változás mellett fontos monitoringozni, hogy a kotrások helyén az újonnan betelepülő növényzet összetétele milyen egy, illetve több év elmúltával.
- Bebizonyosodott a kémiai minősítésnél, hogy a meglévő víztest-kategóriák határértékei alapján a hullámtéri vizek megítélése megtévesztő lehet. Ideális lenne a hullámtéri vizek számára tipológiát, minősítőrendszert kialakítani, habár ez egy bonyolult, összetett, nagy ráfordítást igénylő feladat. A folyó vízhozamától nagyon függő, magas lefűződési küszöbszintű vizek állapota nagyon függ az időjárási viszonyoktól, vízük természetes összetétele is igen változékony. A minősítőrendszernek ezt is figyelembe kellene venni.
- A vizek lefűződés óta eltelt ideje és a vízminőség kapcsolatát, mely 2010-ben vizsgálatunk egyik fő témája volt, nem sikerült még feltérképeznünk. Olyan vizsgálatot lehetne végezni, melynél ugyanarról a (lefűződött) víztérről hosszabb időn keresztül folyamatosan vennénk és mérnénk le mintákat, vízminőség-idősorokat állítva elő.

A hullámtéri vizek ökológiailag értékes, magas diverzitású élőhelyek, emellett egyéb hasznos szolgáltatásokat is nyújtanak. Pozitív hatásuk erősítése lehetséges különböző beavatkozásokkal, ám csak akkor, ha ezek jól optimalizáltak, megfelelő áttekintéssel történnek. A vízjárta területek kutatása ezért is fontos, és még sok lehetőséget rejt magában.

7 Irodalomjegyzék

- Barta K. (2009): Gemenc Béda-Karapancsa fontos ágrendszer foszfor adszorpciós jellemzőinek vizsgálata (Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék)
- Bíró P., Oertel N. (2004): A hidrobiológia főbb irányvonalai és feladatai (Magyar Tudomány, 2004/1, 37.o.)
- Böhm-Szabó (2001): Folyóparti vizes élőhelyek – fogalomtár (Kézirat)
- Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszéke (2009): GEF Tápanyag-csökkentési projekt - Alapállapot- felvétel és a monitorig rendszer üzembe helyezése (Témabeszámoló)
- Clement A., Kovács Á. S., Bácskai Gy. (2006): Víz Keretirányelv végrehajtásának elősegítése, II.

fázis – Felszíni vizek kémiai állapota (BME VKKT; EVI-QUA BT., Budapest)

- Davies D. (2001): Functions and values of wetlands (United States Environmental Protection Agency, Office of Water – Office of Wetlands, Oceans and Watersheds (4502T), EPA 843-F-01-002c)
- Dévai G., Dévai I., Feldöldy L., Wittner I. (1992): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója; 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei – In: Dévai Gy. (szerk.): Vízminőség és ökológiai vízminősítés – Acta Biol. Debr. Oecd. Hung., 2007
- DHV Magyarország Kft. (2005): A tápanyagterhelés csökkentése (DDNP) (GEF # TF 051 289) (Zárójelentés a Dél-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság megbízásából)
- Fleit E. (2009): GEF Tápanyag-csökkentési projekt, Kiindulási Jelentés: Monitoring rendszer (tervezése és kialakítása, fenntartása és működtetése), hatás becslés módszertanának kifejlesztése (vizsgálatok és kapacitásépítés), természetvédelmi kezelési terv aktualizálása (BME, VKKT; BIOAQUAPRO Kft.) - Témabeszámoló
- Galli A., Sándor J., Barati S., Gyulai I., Nagy D. (2001): Élőhelyek, ökológiai folyosók (Ökológiai Intézet a Fenntartható Fejődésért Alapítvány – Miskolc)
- Garami L. (1997): Zöld utakon: Védett természeti értékeink útikalauza, 203-213. o. (Mezőgazda Kiadó, Budapest)
- Grimwall A., Stalnacke P., Tonderski A. (2000): Time scales of nutrient losses from land to sea - a European perspective
- Guti Gábor, Dr. (2005): A Duna és a hullámtéri vízterek közötti oldalirányú kölcsönhatások jelentősége a halállomány biológiai sokféleségének megőrzésében (in Élet a Duna - ártéren – ember a természetben: 51-57. o.; felelős kiadó: dr. Kalocsa Béla, Baja)
- Hartwig Á. (2000): Ivóvízszabványok összehasonlítása néhány vízkémiai paraméter tekintetében -Tudományos Diákköri Dolgozat (BME-ÉÖK)
- Hein T., Baranyi C., Reckendorfer W., Fritz S. (2003): The impact of surface water exchange on the nutrient and particle dynamics in side-arms along the River Danube, Austria (Institute of Ecology and Conservation Biology, Department of Limnology, University of Vienna; Vienna, Austria)
- Kalocsa B., Tamás E. (2003): A folyamszabályozás morfológiai hatásai a Dunán (in Élet a Duna-ártéren – természetvédelemről sokszemközt: 213-223. o.; felelős kiadó: dr. Iványi Ildikó, Pécs)
- Kassai Zs. (2009): Az iszapkotrás hatása a Gemenc – Béda-Karapanca ágrendszer foszforforgalmára: A Béda esettanulmány (Budapest Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem)
- Kiss A., Csányi B., Heilmann D., Ritvayné Sz. M., Lázár A., Fehér J. (2003): Szennyezés-terhelés hatásait vizsgáló módszerek alkalmazása a Kapos vízgyűjtőn (VITUKI CONSULT Rt., VITUKI Rt., Budapest)
- Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (2009): A Duna – természetesen. Tápanyagcsökkentéssel a Duna természetes állapotának helyreállításáért. (Dél-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság; Pécs)
- Lewandowski J.; Nützmann G. (2009): Nutrient retention and release in a floodplain's aquifer and in the hyporheic zone of a lowland river (Leibniz-Institute of Freshwater Ecology and Inland Fisheries, Department of Ecohydrology, Müggelseedamm; Berlin, Germany)
- Majer J. (2003): Néhány gemenci holtág medermorfológiai és vízminőségi vizsgálata (in Élet a

Duna-ártéren – természetvédelemről sokszemközt: 154-160. o.; felelős kiadó: dr. Iványi Ildikó, Pécs)

- Mátrai I. (2005): A makrovegetáció és a vízminőség összefüggései gemenci holtmedrek példáján (Eötvös József Főiskola Műszaki Fakultás Környezettechnológia Tanszék, Baja) – in élet a Duna-ártéren – ember a természetben (szerk.: Tamás Enikő Anna, Baja, 2005)
- Mátrai I., Buzetzký Gy., Lakatos Gy. (2009): Ecological status of waterfowl habitat on the Gemenc floodplain area in Hungary (Journal of Ecology and The Natural Environment Vol. 1(5), pp. 120-129, August, 2009)
- Middleton B.A. (2002): The Flood Pulse Concept in Wetland Restoration (National Wetlands Research Center, USGS, Lafayette, Louisiana)
- Miller B. K. (2004): (Purdue University, West Lafayette, Louisiana, USA: Department of Forestry and Natural Resources)
- MSZ 12749 (1993) szabvány
- NYUDUVIZIG KÜM (2006): Jelentés a Kis-Balaton védőrendszer 2006. évi vízminőségi vizsgálatainak eredményeiről. – NYUDUVIZIG KÜM témabeszámoló, kézirat
- ÖKO Zrt. vezette Konzorcium (2009): „Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése” című KEOP-2.5.0. A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése (TED [2008/S 169-226955]) – Háttéranyag a 2. részteljesítési jelentéshez
- Oláh J. (2002): Természetes folyógazdálkodás - Ártéri erőforrások és haszonvételek (Magyar Tudomány, 2002/9.)
- Oláh J. (2002): Ártéri erőforrások és haszonvételek II. (Magyar Tudomány, 2002/9.; A tudás 365 napja – 307. előadás)
- Oláh J., Janurik E., Pekár F., Szabó P. (1990): Biológiai anyagforgalmi vizsgálatok a Dunakiliti-tározó várható trofitási szintjeinek elemzésére
- Osmond, D.L., Line D.E., Gale J.A., Gannon R.W., Knott C.B., Bartenhagen K.A., Turner M.H., Coffey S.W., Spooner J., Wells J., Walker J.C., Hargrove L.L., Foster M.A., Robillard P.D., and Lehning D.W. (1995): *WATERSHEDSS: Water, Soil and Hydro-Environmental Decision Support System*: Information on wetlands (<http://h2osparc.wq.ncsu.edu>)
- Pomogyi P. (2009): Makrofita monitoringrendszer tervezése és működtetése a Gemenc- Béda-Karapancsa területen (BME, VKKT; Enisz és Társa Bt.)
- Pomogyi P. (2010): Makrofita monitoringrendszer tervezése és működtetése a Gemenc- Béda-Karapancsa területen – 2010. évi zárójelentés (BME, VKKT; Enisz és Társa Bt.)
- Pomogyi P. (2011): Makrofita monitoringrendszer tervezése és működtetése a Gemenc- Béda-Karapancsa területen – 2011. évi zárójelentés (BME, VKKT; Enisz és Társa Bt.)
- Price T., Probert D. (1997): Role of Constructed Wetlands in environmentally-sustainable Developments (Applied Energy Department, Cranfield University, Bedford, UK)
- Séner B.(2005): A vizes élőhelyek természetvédelmi jelentősége és helyreállításuk lehetséges módszerei (Eötvös Lóránt Tudományi Egyetem; Budapest)
- Steiger, J A.M. Gurnell (2002): Spatial hydrogeomorphological influences on sediment and nutrient deposition in riparian zones: observations from the Garonne River, France. - Geomorphology 49: 1 –23.

- Sziebert J. (2005): Gemenci holtágak revitalizációjának vízforgalmi tervezése (in Élet a Duna - ártéren – ember a természetben: 99-124. o.; felelős kiadó: Kalocsa Béla, Baja)
- Szilágyi F. (2007): Mérnökökológia jegyzet – Kézirat
- Szilágyi F. (2007): Vizes élőhelyek (Szilágyi – Orbán: Alkalmazott hidrobiológia; Kiadó: Magyar Vízi Közmű Szövetség, Budapest)
- Teszárné Nagy M., Végvári P., Zsuga K., Aranyiné Rózsavári A., K. Szilágyi E., Csépes E., Kovács P. (2009): A felszíni vizek monitorozásának eddigi tapasztalati, javaslatok a jövőre vonatkozóan (Közép-Tisza vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság Szolnoki Szakasztechnika, Szolnok)
- VITUKI, VTK (2005): Tápanyagterhelés csökkentési projekt (DDNP komponens) - Környezeti és Társadalmi-Gazdasági Hatáselemzés (Témabeszámoló - kézirat)
- Winkler, P., I. Zsuffa, T. Hein, (2009): Ecological comparison of the Gemenc and Lobau floodplains by hydro-morphological indicators. - Report on the MOEL project (Report, Manuscript)
- Zsuffa I.; Bogárdi J.J. (1995): Floodplain Restoration by Means of Water Regime Control (Department of Water Resources, Wageningen Agricultural University, Wageningen, The Netherlands)

<http://www.foek.hu/zsibongo/termve/np/ddnp.htm>

<http://ddnp.nemzetipark.gov.hu/nemzeti-park-duna-menti-teruletek>

www.met.hu