

Sieroslawska, A., Rymuszka, A., Kalinowska, R., Skowronski, T., Bownik, A., Pawlik-Skowronska, B., (2010) Toxicity of cyanobacterial bloom in the eutrophic dam reservoir (Southeast Poland). *Environmental toxicology and chemistry* 29: 556-560.

Skulberg, O., Carmichael, W.W., Andersen, R.A., Matsunaga, S., Moore, R.E., Skulberg, R., (1992) Investigations of a neurotoxic oscillatorial strain (Cyanophyceae) and its toxin. Isolation and characterization of homoanatoxin-a, *Environ. Toxicol. Chem.* 11: 321-329.

Törökne, A.K., László E., Chorus, I., Sivonen, K., Barbosa, F.A.R., (2000) Cyanobacterial toxins detected by thamnotoxkit (A double blind experiment) *Environmental toxicology* 15: 549-553.

Underdal, B., Nordstoga, K., Skulberg, O., M. (1999). Protracted toxic effects caused by saline extracts of *Aphanizomenon flos-aquae* (Cyanophyceae/Cyanobacteria) *Aquatic Toxicology* 46: 269-278.

Wiegand, C., Pflugmacher, S., (2005) Ecotoxicological effects of selected cyanobacterial secondary metabolites: a short review. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 203: 201-218.

Wilson, A.P., Cytotoxicity and viability assays, in J. Masters (Ed.), *Animal Cell Culture: A Practical Approach*, Oxford University Press, New York, 2000, pp. 175-218.

### Comparative studies on the bioactive effects of cyanobacterial extracts isolated from the lake Balaton, Hungary

<sup>1</sup>Vehovszky, Á., <sup>2</sup>Ács, A., <sup>1</sup>Kovács, W. A., <sup>1</sup>Szabó, H., <sup>1</sup>Györi, J., <sup>1</sup>Gácsi, M., <sup>1</sup>Farkas, A.

<sup>1</sup>Balaton Limnological Research Institute, HAS, Tihany, H-8237 Hungary, <sup>2</sup>University of Pannonia, Veszprém, H-8200, Hungary

**Abstract** Cyanobacterial isolates tested *in vivo* (THAMNOTOX-F, ArTox, DAPHTOX-F<sup>TM</sup>, ToxAlert 100 toxicity tests) revealed sporadic appearance of toxic strains of *Cylindrospermopsis* and *Aphanizomenon* species in the lake Balaton and Kis-Balaton area. *In vitro* viability tests on CHO-K1 cell culture separated the short term and long term cytotoxic effects of the *C. raciborskii* strains. The electrophysiological results on identified gastropod neurons similarly suggested different targets (the acetylcholine receptors or the enzyme acetylcholine cholinesterase) behind the neurotoxicological effects of the *Cylindrospermopsis* and *Aphanizomenon* strains tested. Analytical measurements, however, did not prove any of the recently known cyanotoxins in the extracts of *C. raciborskii* strains from Balaton, suggesting the role of other, recently unidentified toxic substances and their likely synergistic interactions.

**Keywords:** *Cylindrospermopsis*, *Aphanizomenon*, toxicity, neuron, LDH.

## Sekélyvizű tározók ökológiai állapotváltozásai az elárasztástól a leürítésig a Tiszaroffi árvízszint csökkentő tározó tapasztalatai alapján

<sup>1</sup>Végyvári Péter, <sup>1</sup>Lovas Attila, <sup>1</sup>Teszárné Nagy Mariann, <sup>1</sup>Csépes Eduárd, <sup>1</sup>K. Szilágyi Enikő, <sup>1</sup>Aranyné R. Anikó, <sup>1</sup>Kovács Pál, <sup>1</sup>Molnár Krisztián, <sup>2</sup>Szabó Attila

<sup>1</sup>Közép-Tisza vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, 5000. Szolnok, Ságvári krt.4.

<sup>2</sup>Károly Róbert Főiskola Gyöngyös, Mátrai út 36.

**Kivonat:** A Tiszán kialakult rendkívüli árvízi helyzet szükségessé tette a Tiszaroffi árvízszint csökkentő tározó 2010. június 10-én történő elárasztását, melynek következtében lehetőség nyílt a feltöltés, a tározás és a leürítés ideje alatt a mozgatott víztömeg ökológiai paramétereinek tanulmányozására. A vizsgálati adatok birtokában, valamint a Kiskörei-tározó feltöltésekor tapasztaltak alapján megkíséreltünk bemutatni a sekélyvízi tározás kezdeti időszakának egyes szakaszait, illetve a víztömeg átalakulásának, ökológiai állapotváltozásainak törvényszerűségeit. Rámutattunk a kezdeti vízminőséget jelentősen befolyásoló mederállapot fontosságára, valamint a leürítés folyamatos ellenőrzésének szükségességére, annak érdekében, hogy a visszavezetett víz a befogadó ökológiai állapotának romlását ne idézhesse elő.

**Kulcsszavak:** árapasztó tározók, vízminőség, tározó üzemeltetés.

### Bevezetés

Az elmúlt években, az egyre nagyobb tetőző vízszintekkel levonuló árvizek olyan katasztrófa helyzetek kialakulásához vezettek, melyeknek kezelése már egy új elemeket is tartalmazó, átgondolt védekezési koncepció kidolgozását tette szükségessé. Ez a Vásárhelyi-terv továbbfejlesztésében (VTT) valósult meg. A VTT többek között a meglévő árvédelmi létesítmények fejlesztésével, a nagyvízi meder vízszállító képességének javításával, valamint árvízszint csökkentő tározók (továbbiakban: *árvízi tározók*) létesítésével kívánja korszerűsíteni, illetve bővíteni a hagyományos védekezési eljárásokat.

Az árvízi tározó-rendszer megvalósítása elkezdődött. A Cigándi és a Tiszaroffi árvízi tározók már átadásra kerültek, a többiek kivitelezés, illetve tervezés alatt állnak.

Az árvízi tározók olyan létesítmények, amelyeknek megnyitásával – veszélyhelyzet esetén – az árhullám tetőzési vízszintje csökkenthető. A műszakilag jól átgondolt és megtervezett létesítmények elárasztásakor azonban egy olyan vízi élettér kialakulásával is számolnunk kell, ahol az ökológiai állapotok az adott körülményektől függően, gyorsan és szélsőségesen is változhatnak, sok esetben a környéken élők számára kevésbé érthető látvánnyal és jelenségekkel párosulva. A Kiskörei-tározó első feltöltését követő kutatómunka eredményeinek, valamint a Tiszaroffi árvízszint csökkentő tározó (továbbiakban: *Tiszaroffi-tározó*) 2010. június 10-i elárasztásának tapasztalatai alapján szeretnénk bemutatni a

sekélyvízi tározás kezdeti állapotváltozásait, a víztérben lejátszódó fizikai, biokémiai és biológiai folyamatok irányának és intenzitásának mértékét és hatásait, valamint ezek vélhető törvényszerűségeit. Szeretnénk továbbá rámutatni az újonnan tervezendő, vagy kivitelezendő szükségeltározók kezdeti vízminőségét jelentős mértékben meghatározó mederállapot kialakításának fontosságára.

### Anyag és módszer

A „Tiszaroffi-tározó ideiglenes kezelési szabályzatának (továbbiakban: *szabályzat*) egyik fejezete foglalkozik a tározó monitoring rendszerének üzemeltetésével, melynek szerves része a vízrajzi monitoringgal összhangban működő vízminőségi monitoring. A vízminőségi monitoring írja elő a tározó üzemeltetése során, a kijelölt mintavételi helyeken történő észlelések, helyszíni vizsgálatok és mintavételek gyakoriságát, és komponenskörét. A szabályzat a tározó üzemeltetésének három időszakára egymástól eltérő feladatokat határoz meg. Ennek megfelelően a feltöltés időszakában három, a feltöltött üzemállapotnál és a leürítéskor pedig öt-öt mintavételi helyen történtek a vizsgálatok. Az árvízi tározó 37 napos üzeme alatt összesen 101 minta megvételére és feldolgozására került sor.

A széles skálájú komponenskör vizsgálata lehetővé tette a vizsgált víztömeg különböző minősítő szabványok és rendszerek (10/2010. VM rend., MSZ 12749:1993, Dévai és mtsi, 1992) alapján történő értékelését. Jelen tanulmányunkban az ökológiai vízminősítés eredményeit ismertetjük.

## Eredmények

A Tiszaroffi-tározó üzemelése három jól elkülöníthető szakaszból, a töltő-ürítő műtárgyak árvízszint csökkenését céljából történő megnyitásától, azok lezárásáig tartó **feltöltés**, a feltöltés befejezésétől az ürítés kezdetéig tartó **feltöltött üzemállapot**, és a töltő-ürítő műtárgyaknak a tározott víz befogadóba történő visszavezetése céljából történő megnyitásától azok lezárásáig tartó **ürítés** időszakából tevődött össze. Mindhárom időszak ökológiai állapotát és változásait a víztestek tulajdonságait (*minőségét*) legjobban megjelenítő „Ökológiai vízminőség” (Dévai és mtsi, 1992) tematikája alapján értékeltük, illetve hasonlítottuk össze.

### A tározó töltésének időszaka

Az árvízi tározók megnyitására a veszélyhelyzet kialakulását előidéző igen magas vízállás alkalmával kerül sor. Ilyenkor már a nagyvízi mederben folyó, jelentős mértékben felhígult, s lelassult víztömeg lebegőanyag tartalmának nagy részét elejtve, a sekélyvízi tározás szempontjából viszonylag kedvező összetétellel kerül az elárasztandó területre.

A Tiszaroffi-tározó megnyitása 2010. június 10-én 17 órakor történt. A 22,8 km<sup>2</sup> területű, 97 millió m<sup>3</sup> maximális befogadóképességű mederbe mintegy 56,8 millió m<sup>3</sup> Tiszavíz jutott. A folyóból kiengedett víztömeg áramlási és örvénylési viszonyait a mérsékelt gyors folyású, mérsékelt – erősséggel örvénylő-keveredő állapot határozta meg. A kis hőmérséklet-változású víztömeg alacsony fajlagos elektromos vezetéssel rendelkezett, gyengén változó kation-, és állandó anion-típusú vízének uralkodó kationjai a kalcium és a magnézium, anionja pedig a hidrogén-karbonát volt. Protonaktivitása állandó, kémhatása az enyhén lúgos kategóriába esett, 8,0 alatti pH értékekkel. Gyenge fényellátottságát a 20-40 cm közötti Secchi-átlátszóság értékek mutatták. Az aerob víztömeg kis mértékben változó, közepes oxigén tartalommal rendelkezett, oxigéntelítettsége nem érte el a 80 %-ot. Trofitás szempontjából oldott ortofoszfát-foszforban szegény, szerves kötéstű nitrogénben viszont gazdag vizet találtunk. Szaprobítását a szerves táplálékban szegény, konstruktivitását pedig az építő (*konstruáló*) szervezetekben igen szegény állapot jellemezte.

### A feltöltött üzemállapot időszaka

A feltöltés befejeztével, 2010. június 13-án 18 órakor a töltő-ürítő műtárgyak lezárásra kerültek, ezzel a tározás időszaka elkezdődött. Már az első napokban a vártnál gyorsabb és intenzívebb változásoknak lehettünk tanúi. Az eltelt mintegy 15 nap alatt három, jól elkülönülő állapotot regisztráltunk.

Főként a folyóból érkező jelentős szerves növényi tápanyag kínálat hatására, az elárasztott terület algákban gazdag belvizeiből származó, hirtelen feljutású fitoplankton állomány alakult ki, 60 millió/L-t meghaladó egyedszámmal és *Chlamydomonas* sp. dominanciával. Ezt az időszakot „Első konstruktív (beépülési)” szakasznak neveztük el.

A túlszaporodott fitoplankton állomány összeomlásával és pusztulásával, valamint a mederben maradt szárazföldi növényzet könnyen bontható részének és más szerves anyagok mineralizálódásával a „Destruktív (lebontási)” szakasz folyamatainak előtérbe kerülését tanulmányozhattuk.

A szerves anyagok lebontásakor folyamatosan keletkező szerves növényi tápanyagokon fokozatosan felépülő új planktonállomány kialakulása, valamint a vízi makrovegetáció első képviselőjének megjelenése a „Második konstruktív (beépülési)” szakaszt jellemezte.

### Első konstruktív (beépülési) szakasz

A mederben szétterült víz áramlási és örvénylési viszonyai jelentős változáson mentek keresztül. A víztömeg nyugalmi állapotban lévő, számottevő áramlások nélküli állóvízzé alakult. Kis hőmérséklet-változása, alacsony fajlagos elektromos vezetése, gyengén változó kation- és állandó anion-típusa, uralkodó kationjai és anionjai nem változtak. Protonaktivitása gyengén változóvá, kémhatása lúgossá vált, 9,0 fölötti pH értékkel. Gyenge fényellátottsága közepesre nőtt, 40-80 cm közötti Secchi-átlátszósággal. Az aerob víztömeg nagy mértékben változó, magas oxigén tartalmúvá, oxigéntelítettsége 150% fölé emelkedett. Trofitás szempontjából – a beépülés következtében – szerves növényi tápanyagokban szegény víz alakult ki. Szaprobítását a szerves táplálékban mérsékelt gazdag, konstruktivitását pedig az építő (*konstruáló*) szervezetekben gazdag állapot jellemezte. Az erősen zöld színű víz enyhe halszagot árasztott.

### Destruktív (lebontási) szakasz

A tározó áramlási viszonyaiban változás nem történt, a több napig tartó viharos, szeles időjárás hatására azonban egy mérsékelt erősséggel hullámzó víztömeg alakult ki. Kis hőmérséklet-változása, alacsony fajlagos elektromos vezetése, gyengén változó kation- és állandó anion-típusa, uralkodó kationjai és anionja továbbra sem mutattak számottevő eltérést. Protonaktivitása ismét állandóvá, kémhatása pedig enyhén lúgossá mérséklődött, 7,6 alatti pH értékekkel. A plankton állomány pusztulása és kiülepedése miatt jelentősen megnőtt a víz átlátszósága (80-140 cm), így fényellátottsága is a jó kategóriába került. A még mindig a teljes vízrétegben aerob víztömeg, közepes mértékben változó, de továbbra is magas oxigén tartalmú vízének oxigéntelítettsége azonban a 80 %-ot már nem érte el. A lebontás során folyamatosan felszabaduló szerves növényi tápanyagok hatására nőtt az oldott ortofoszfát-foszfor és a szerves kötéstű nitrogén koncentrációja, de trofitásában kategóriaváltozás nem következett be. Szaprobítását – az elpusztult planktonalag következtében – a szerves táplálékban szegény, konstruktivitását pedig az építő (*konstruáló*) szervezetekben igen szegény állapot váltotta fel. A víz színe barnára változott, és kellemetlen, rothadó szerves anyag szag volt érezhető a víztér fölött és annak környezetében.

### Második konstruktív (beépülési) szakasz

A változékony, viharos-szeles időjárást követő csendes, napsütéses meleg időszak alatt a vízrétegben fokozatosan kialakuló hőmérsékletretegződés, és a hajnali felkeveredés hatására a víztömeg helyenként konvekciós áramlásokkal befolyásolt állóvízzé módosult. A hullámzás is mérséklődött, így egy gyengén hullámzó, nyugodt vízfelszín jött létre. A kis hőmérséklet-változású víz a rétegzettség miatt közepes hőmérséklet-változásúvá vált. A fajlagos elektromos vezetési értékeiben, valamint a domináló kationok és az anionok esetében változást most sem tapasztaltunk. Protonaktivitása továbbra is állandó maradt, de az enyhén lúgos kategóriába tartozó víz pH értékeinél kis mértékű növekedést mérünk.

A lebontási folyamatok lelassulását követően, a fokozatosan felszabaduló szerves növényi tápanyagokon folyamatosan felépülő, új fitoplankton állomány hatására csökkent az átlátszóság, és a víz közepes fényellátottságúvá vált. A Secchi-átlátszóság értékek 40-80 cm között változtak. Az oxigén viszonyok esetében is jelentős változást tapasztaltunk. A mélyebb vízrétegekben kialakult a vertikális oxigén

rétegzettség. Ezt tanulmányoztuk a Gó-i-árok 350 cm mélyű vízoszlopában. A fenék közeli oxigénhiányos állapot a napok múlásával a fenék közeléből egyre feljebb emelkedett, és az időszak végére már egy méteres mélységnél is kimérhető volt. Egyes esetekben az oxigénhiányos állapotok a konvekciós felkeveredés hatására mérséklődtek. Összességében a víztömeg már csak részben volt aerob, de az anaerob víztömeg részaránya még kisebb volt, mint 20 %. Az oldott oxigén tartalom horizontálisan, vertikálisan és napszakosan is nagymértékben változóvá vált. Trofitás szempontjából a víz még mindig a szervesetlen növényi tápanyagokban szegény kategóriában maradt, az oldott ortofoszfát-foszfor és a szerves kötésű nitrogén koncentrációjának kis mértékű növekedése azonban a folyamatos tápanyag beépülés mellett továbbra is működő lebontási folyamatokat igazolta. Szaprobítását – az elsődleges szerves anyag termelés fokozódása következtében – a szerves táplálékban mérsékelten gazdag állapot jellemezte. Konstruktivitása az építő (konstruáló) szervezetekben igen szegény kategóriából a szegény kategóriába került. Megjelent a vízi makrovegetáció első képviselője a Vidrakeserűfű (Bancsi és mtsi, 1987, Aranyiné és mtsi, 2003) amely több helyen 50-80 m<sup>2</sup>-es növényfoltokat alkotott. A közel szagtalan, sárgás-zöld színű víz már kellemesebb benyomást keltett.

#### A tározó ürítésének időszaka

A tározó ürítésének feltétele, hogy a befogadó Tisza vízszintje a tározó vízszintje alá csökkenjen. Ez az állapot az esési viszonyok miatt először a Déli mőtárgynál következett be, így annak 2010. június 26-án 08 órakor történő megnyitásával kezdődött meg az ürítés időszaka. A folyamatos leürítést 2010. július 10-én meg kellett szakítani, mivel a Tiszán érkező újabb árhullám miatt a befogadó vízszintje a tározói vízszint fölé emelkedett. Az árhullám elvonulását követően, a Déli mőtárgy ismételt megnyitására 2010. július 14-én 09 órakor került sor.

A tározóból kiengedett víztömeg áramlási és örvénylési viszonyait – a feltöltés időszakához hasonlóan – ismét a mérsékelten gyors folyású (*közepes mértékben az áramlások által befolyásolt állóvíz*), mérsékelt erősséggel örvénylő-keveredő állapota határozta meg. Az elkeveredés miatt a közepes hőmérséklet-változás újra kis hőmérséklet-változássá szűkül.

A halobitás egyes mutatói (*fajlagos elektromos vezetés, domináló kationok és anionok*) a feltöltéskori állapottól lényegesen eltérést nem mutatva kerültek vissza a befogadóba.

Állandó protonaktivitása és enyhén lúgos kémhatása is a feltöltés-kori állapothoz tért vissza. Fényellátottsága közepesen növekedett, 40-80 cm közötti Secchi-átlátszóságokkal. Az áramlások hatására megszűnt az oxigén rétegzettség, ismét aerob lett a teljes víztömeg, a feltöltő vízhez képest nagyobb mértékben változó, magasabb oldott oxigén tartalom, és 90 %-ot megközelítő oxigéntelítettség alakult ki. A víz trofitását jellemző szervesetlen növényi tápanyagok csökkentek, szaprobítása és konstruktivitása viszont a feltöltő víznél gazdagabb állapotot mutatott, mind szerves táplálékban, mind pedig építő (*konstruáló*) szervezetekben mérsékelten gazdag víztömeg alakult ki.

A tározott víz visszavezetése a vízmennyiség és a vízminőség vonatkozásában is, folyamatos ellenőrzés mellett történt. Követelményként azt a célt tűztük ki, hogy a leürítés során a befogadó ökológiai állapota nem romolhat, azaz csak úgy történhet a visszavezetés, hogy a befogadóban mért paraméterek egyikénél sem következhet be vízminősé-

gi osztályromlás. Ennek figyelemmel kísérése érdekében két új fogalom bevezetésére is sor került. Az egyik az *elméleti koncentráció [EC]*, amely megmutatja, hogy mennyi lenne egy adott paraméter koncentrációja a befogadó és a leürített víz elkeveredése után, keverési egyenlettel számolva, ideális körülmények megléte esetén. A másik az *ökológiai vízhozam [ÖQ]*, amely megadja azt a másodpercenként a tározóból leengedhető legnagyobb vízmennyiséget, amelynél a leengedett vízben mért legkedvezőtlenebb értékű vízminőségi paraméter sem okoz osztályromlást a befogadó Tisza vízében.

A naponta mért adatokból számolt mutatók alapján lehetett a leürítés ütemét és mértékét meghatározni.

Ha az ökológiai vízhozam egyenlő, vagy nagyobb, mint a mőtárgy teljes nyitásával elérhető vízhozam (*gyakorlati vízhozam [GQ]*), és nagyobb a mőtárgy beállított nyílásain átfolyó vízhozamnál is (*tényleges vízhozam [TQ]*), a leürítés – a hidrológiai viszonyok figyelembe vételével – a gyakorlati vízhozamig növelhető.

Ha az ökológiai vízhozam kisebb, mint a gyakorlati vízhozam, a tényleges vízhozamot (*a leürítés ütemét és mértékét*) az ökológiai vízhozam alapján kell beállítani, azaz a mőtárgy nyílásainak szűkítésével a tényleges vízhozamot legalább az ökológiai vízhozam értékéig csökkenteni kell. Minél nagyobb a befogadó vízhozama, annál biztonságosabban és gyorsabban történhet az ürítés.

A Tiszaroffi-tározó üzemeltetése eredményesen zárult, a leürítés ideje alatt az ökológiai vízhozam miatti korlátozást nem kellett alkalmazni.

#### Összefoglalás

Az árvízi tározók üzemelése előre nem tervezhető, ugyanis akkor kell megnyitni, amikor a veszélyhelyzet szükségessé teszi, addig kell a vizet a tározóban tartani, amíg a hidrológiai körülmények az ürítést lehetővé nem teszik, azt az összetételű (*minőségű*) vizet kell a befogadóba visszavezetni, ami a tározóban kialakult, és olyan ütemben lehet leüríteni, amelyet a hidrológiai körülmények és a vízminőségi állapotok lehetővé tesznek.

Ennek következtében az árvízi tározók működését és a kialakult ökológiai állapotot döntő mértékben az adott körülmények határozzák meg. Fontos, hogy melyik évszakban, milyen mederállapot mellett történik az elárasztás, milyen összetételű a tározóban lévő vízi élőhelyek életközössége, milyen a kijuttatott víz minősége, mennyi a tározott víz tartózkodás ideje, és milyen időjárási körülmények befolyásolják az ökológiai állapot változásait (Bancsi és mtsi, 1987, Aranyiné és mtsi, 2003).

Az árvízi tározók megnyitására a veszélyhelyzet kialakulását előidéző igen magas vízállás alkalmával kerül sor, amikor már egy kisebb lebegőanyag tartalmú, kis sótartalmú, a sekélyvízi tározás szempontjából viszonylag kedvező összetételű víztömeg kerül kivezetésre. A feltöltő vízzel azonban jelentős mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfor és szervesetlen kötésű nitrogén jut a tározótérre, bőséges tápanyag kínálatot biztosítva a terület belvizeiben, csatornáiban élő fitoplankton állományoknak.

A feltöltött üzemállapot alatt, a sekélyvízi tározás kezdeti időszakára jellemző három egymástól jól elkülönülő ökológiai állapot tanulmányozása vált lehetővé.

Az első konstruktív (*beépülési*) szakasz egy rövid lefolyású időszak. Fő jellemzője, az allochton (*külről érkező*) tápanyag kínálaton felszaporodó autochton (*belső*) plankton állomány. Jellemzői, a magas algaszám (*kis fajszám*), nagy

a-klorofill tartalom, 100 % fölötti oxigén telítettség, magas pH érték, gyorsan csökkenő szervesanyag tartalom, enyhén halszagú, zöld színű víz

A destruktív (lebontási) szakasz már egy kicsit hosszabb lefutású, melynek kezdeti intenzitása a könnyen bontható szerves anyagok csökkenésével erőteljesen lelassul. Fő jellemzője az összeomlott plankton állomány és a szárazföldi növényzet bomlása, szervesanyagok felszabadulása. Jellemzői a hirtelen lecsökkent fitoplankton, a kis a-klorofill tartalom, a 80 % alatti oxigén telítettség, az alacsony pH érték, a növekvő szervesanyag tartalom, a kellemetlen, erősen rothadó, szerves anyag szagú, barna színű víz.

A második konstruktív (*beépülési*) szakasz egy hosszú lefolyású időszak, ahol az elkezdődött folyamatok végkifejletére a leürítés miatt már nem kerül sor. Fő jellemzője a lebontás során folyamatosan felszabaduló autochton növényi tápanyagon fokozatosan felépülő új plankton állomány, valamint a makrovegetáció megjelenése. Jellemzői a változatos fajösszetételű, emelkedő egyedszámú fitoplankton, a növekvő a-klorofill tartalom, a 100 %-ot megközelítő oxigén telítettség, az emelkedő pH érték, a lassan csökkenő szervesanyag tartalom, a hőmérséklet- és oxigén-réteg-

ződés kialakulása, a konvekciós áramlások megerősödése, a közel szagtalan, sárgás-zöld színű víz.

Az árvízi tározás legkritikusabb szakasza a leürítés időszaka. A leürítést, a befogadó egyre csökkenő vízhozama mellett kell ellenőrzött módon végrehajtani, úgy, hogy a befogadóban mért paraméterek egyikénél sem következzen be vízminőségi osztályromlás. Ennek biztosításához napi gyakoriságú vízhozam mérések és vízminőségi vizsgálatok szükségesek. A kapott adatokból számítható ökológiai vízhozam figyelembe vételével történhet a leürítés üteme és intenzitása.

#### Irodalom

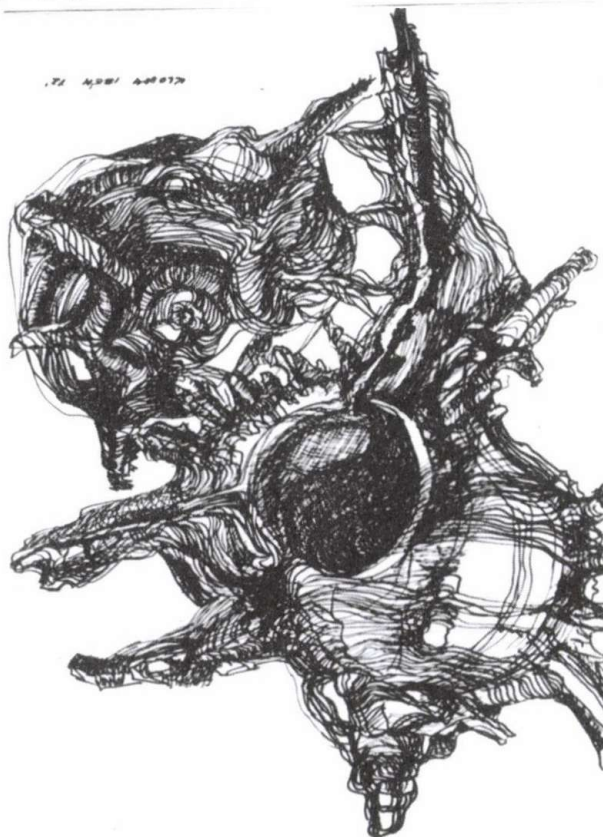
- Dévai Gy. – Dévai I. – Felföldi L. – Wittner I. 1992: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. – *Acta biol. Debrecina, Suuppl. oecol. hung.* 4:29–47.
- 10/2010. (VIII. 18) VM rendelet: A felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól. 1–8.
- MSZ 12749: 1993: Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés. 1–12.
- Bancsi I. – Karcagi G. 1987: Album a Kiskörei tározó térségéről. *VD-SZ kiadó ISBN 963 602 474 X 121-224.*
- Aranyiné R.A. – Bancsi I. – Csépes E. – Kovács P. – Teszárné N. M. – Végyvári P. 2003: A sekélyvízi tározás jellemzői. 1–35. (*Kézirat*).

#### Ecological changes of shallow reservoirs from flooding to emptying in the perspective of the Overflow Reservoir of Tiszaroff

P Végyvári, A.Lovas, M.Teszárné Nagy, E. Csépes, E.K.Szilágyi, A. Aranyiné R., P. Kovács, K. Molnár, A.Szabó

**Abstract:** Due to the extraordinary flood on the river Tisza, the inundation of the Overflow Reservoir of Tiszaroff was inevitable on 10 June 2010, however, this situation allowed us to evaluate the hydroecological parameters of the body of water in the periods of filling, storage and draining of the reservoir. Having our data of survey, combined with the experience of filling the Kisköre Reservoir, we tried to present the initial periods of the storage process as well as demonstrate the ecological changes in the body of water. As it considerably affects the initial quality of the water, we stressed the importance of the state of bed. We also emphasized the necessity of monitoring the complete emptying process in order to avoid the negative effects of returning the water to the recipient.

**Keywords:** overflow reservoirs, water quality, operation of reservoir.



Klossy Irén alkotása