

Salamon Endre¹ 

Cianobaktérium-toxinokra vonatkozó hazai és nemzetközi előírások, különös tekintettel a Balatonra mint ivóvízbázisra

Hungarian and International Regulations of Cyanobacterial Toxins, with Special Regard to Lake Balaton as a Drinking Water Supply

A 2020 decemberében kihirdetett új 2020/2184/EU irányelv az ivóvíz minőségére vonatkozóan több új előírás között a cianobaktérium-toxinokra vonatkozó szabályozást is tartalmaz. Jelen tanulmány célja összefoglalni a cianobaktériumok és az algavirágzás ivóvíz-szolgáltatásra gyakorolt hatásaival kapcsolatos műszaki-tudományos ismereteket, és ezek tükrében, más országokban alkalmazott előírásokkal összehasonlítva elemezni a hazai hiányosságokat és megoldási lehetőségeket. Bár a Balaton vízminősége az ezredforduló után javult, a szélsőségesebb környezeti feltételek között időszakosan előforduló algavirágzások ráirányították a figyelmet arra, hogy a probléma máig fennáll és fennállhat jövőben is. A nemzetközi szakirodalomban közzétett adatok és a balatoni felszíni víz-beszerezés helyzetét vizsgálva megállapítható, hogy az EU-s és a hazai szabályozás részletességében elmarad egyes országokétól, ahol a cianobaktériumok problémája fokozottan fennáll. Ellenben a magyarországi viszonyok várhatóan nem fogják indokolni az előírások szigorítását, a szakszerű üzemeltetési kultúra és a jövőbeni vízgazdálkodási fejlesztések miatt, amelyek a probléma kiváltó okát megszüntetik azzal, hogy ivóvíztermelésre nem a cianobaktériumok megjelenésének kitett felszíni vizet használjuk fel.

Kulcsszavak: ivóvíz, cianobaktérium, toxin, vízminőség-szabályozás, határérték

A new drinking water directive, 2020/2184/EU issued in December 2020, contains limit values for cyanobacterial toxins, among other new requirements. The aim of this study is to summarise data available about the effects imposed on drinking water supplies by algal blooms and cyanobacteria

¹ Nemzeti Közszolgálati Egyetem, tanársegéd, e-mail: salamon.endre@uni-nke.hu

and to compare international regulations in order to analyse deficiencies and possible solutions for Hungary. Although the water quality of Lake Balaton improved after the millennium, algal blooms under extreme environmental conditions drew attention to this ever present problem. Based on international literature and on the examination of the state of drinking water supply from the Balaton, it can be concluded that EU and domestic regulations are less detailed compared to other countries, which are more affected by issues related to cyanobacteria. However, it is not expected that Hungarian conditions will require stricter regulations in the future, because of the professional operational culture and the planned development in the water utilities sector, which will eliminate the root of the problem, that is, surface waters exposed to cyanobacteria will not be used as drinking water resources.

Keywords: drinking water, cyanobacteria, toxin, water quality control, limit value

1. Bevezetés

Az algavirágzás időtlen idők óta ismert jelenség a felszíni vizekben, a cianobaktériumok toxikus hatását pedig már 1878-ban dokumentálták.² Habár az elmúlt században a felszíni vizek eutrofizációja révén igen nagy figyelmet kapott a jelenség, az erősen egészségkárosító cianobaktérium-toxinokra az Egészségügyi Világszervezet (WHO) csak 1998-ban, 120 évvel később közölt először számszerű határértéket. Akkor is csupán egyetlen vegyületre, a szakirodalomban legveszélyesebbnek leírt mikrocisztin-LR toxinra.³ A szabályozást mindmáig nehezíti a toxinok és a cianobaktérium-fajok sokfélesége, a toxikológiai adatok hiánya, a cianobaktérium-toxinok kimutatásának korlátozott és költséges analitikai lehetőségei. A cianobaktériumok és toxinjaik Magyarországon mindmáig elsősorban csak a felszíni víz rekreációs hasznosításában, valamint a vízben élő egyéb szervezetekre gyakorolt káros hatásuk révén okoztak gondot.

Országos léptékben az algavirágzás az ivóvízellátásra mindmáig nem gyakorolt számottevő hatást. Ennek oka elsősorban, hogy ivóvizeink kevesebb mint 10%-a származik felszíni vizekből, és e vízbázisok nagyobb része is folyó vagy mesterséges tározó. Az előbbieken a víz mozgása miatt alacsony a cianobaktériumok felhalmozódásának lehetősége, utóbbiakban a nagyobb vízmélység és a vízkivétel mélységének változtathatósága miatt a probléma nem jelentkezik olyan mértékben, mint a sekélyebb tavakban. A Balaton azonban, mint nagy felületű, sekély tó, amelyben a korábbi tapasztalatok alapján szélsőségesebb időjárási körülmények között kialakulhat algavirágzás, a cianobaktériumok által okozott problémákkal érintett lehet a jövőben. A káros algavirágzás és a cianobaktériumok megjelenése a klímaváltozás egyik olyan következménye, amelyre fel kell készülni hazánkban is,⁴ és mérsékelni kell annak a nemzeti infrastruktúrára gyakorolt hatását.

² George Francis: Poisonous Australian lake. *Nature*, 18. (1878), 444. 11–12.

³ Bas W. Ibelings et alii: Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. *Harmful Algae*, 40. (2014). 63–74.

⁴ József Padányi – László Földi: Security research in the field of climate change. In László Nádai – József Padányi (szerk.): *Critical infrastructure protection research: Results of the first critical infrastructure protection research project in Hungary*. 2016. 79–90.

Az ivóvízellátásra gyakorolt hatás, habár ismert és dokumentált kockázat, hazánkban a szakszerű üzemeltetés és kedvező körülmények miatt nem kapott akkora figyelmet, mint azok a károk, amelyek az algavirágzás miatt az idegenforgalmat, illetve az állatállományt érték. Különösen a rekreációs célú hasznosítás akadályoztatása okozhat olyan problémákat, amelyek a közhangulatot is erősen befolyásolják. Így nemcsak a közegészségre gyakorolnak káros hatást, hanem a zavarkeltés és a hatóságokban való bizalom aláásásának kiindulópontjai is lehetnek, a problémát nem kellően ismerő lakosság féltetjékoztatása révén.⁵ A klímaváltozási tendenciák és az egyre magasabb ivóvíz- és fürdővízminőségi elvárások miatt azonban szükséges megvizsgálni, hogy a jövőben milyen, a cianobaktériumokkal és toxinokkal kapcsolatos szabályozások lehetnek szükségesek. Ennek érdekében a tanulmány a teljesség igénye nélkül sorra veszi a korábbi és jelenlegi jogszabályokat, különböző országokban érvényes előírásokat, valamint a cianobaktériumok ivóvízellátásra gyakorolt hatásáról rendelkezésre álló ismereteket.

2. Előzmények, jelenlegi helyzet

2.1. Jogszabályi változások

Hazánkban 20 éve hatályos a 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről, amely az akkori európai uniós jogszabállyal összhangban készült. Mind a hazai jogszabály, mind a Tanács 98/83/EK irányelve (1998. november 3.) az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről több módosításon ment át az évek során. A két jogszabályt összehasonlítva megállapítható, hogy a hazai előírás szigorúbb volt, és jelenleg is bővebb körét ismerteti a vizsgálandó paramétereknek. Már az MSZ 450-2:1991 ivóvíz mikroszkopikus biológiai vizsgálat alapján történő minősítésére vonatkozó szabvány is előírta, hogy „az ivóvíz ne tartalmazzon [...] toxintermelő kékalga fajokat”. Az előírás az algaszám meghatározása volt, a fajlista és az indikátorszervezetek megadásával. A számszerű követelmény algaszámra 10 000 egyed/l, illetve 60 µm-es planktonhálával végzett tömörítés után 100 egyed/m³ (0,1 egyed/l) volt.

A jelenleg hatályos 201/2001. Korm. rendelet cianobaktériumokra és algákra együttesen 5000 egyed/l értéket ír elő. A jogszabály a régebbi szabványhoz képest külön előírja „szakirodalmi hivatkozások alapján potenciálisan toxintermelő” algák előfordulása esetén a soron kívüli beavatkozást. Ennek ellenére a cianobaktériumokkal kapcsolatosan továbbra is több bizonytalanság van jelen. Egyrészt a cianobaktériumok toxintermelő volta még nem jelenti egyértelműen azt, hogy a toxin fel is szabadul, illetve lehetséges, hogy az ivóvíztisztítás során magukat a cianobaktériumokat visszatartják, azonban toxinjaik a tisztított vízben megjelennek. Mivel a jogszabály a tisztított vízre vonatkozik, ezért a cianobaktériumok jelenlétének vizsgálata önmagában nem tekinthető elégségesnek. A helyes gyakorlat a cianobaktériumok ellenőrzése a nyersvízben és a tisztított vízben (amelyet a gyakorlatban a vízbiztonsági tervek tartalmaznak). A toxinok vizsgálata (annak költséges és bonyolult volta miatt) csak akkor indokolt, ha a nyers-

⁵ Zsolt Haig – Veronika Hajdu: New ways in the cognitive dimension of information operations. *Land Forces Academy Review*, 22. (2017), 2. 94–102.

vízben a cianobaktériumok már nagy számban megjelentek. A toxinok vizsgálatát nehezíti, hogy bár a szakirodalom alapján beazonosíthatók a különböző cianobaktérium-fajok és az általuk termelt toxinok, a fajok és a toxinok nagy száma miatt nehéz olyan jogszabályban is előírható toxint kiválasztani, amelynek vizsgálata minden esetben elégséges lehet. A 98/83/EK irányelv sem a cianobaktériumok, sem az algák számának vizsgálatát nem írta elő.

A korábbiakhoz képest az Európai Parlament és a Tanács 2020/2184/EU irányelve (2020. december 16.) az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről bár az algaszám vizsgálatát és a cianobaktériumok vizsgálatát közvetlenül nem írja elő, 1 µg/l-es határértéket közöl a leggyakoribb toxinra, a mikrocisztin-LR-re, azzal a megjegyzéssel, hogy kizárólag algavirágzás, illetve megnövekedett sejtsűrűség esetén kell mérni. A rendelet az átmeneti időszakot 2026. január 12-ig határozta meg, korábban a szolgáltatók nem lesznek kötelesek a mikrocisztin-LR vizsgálatára. Ez az átmeneti időszak más, korábban nem szereplő vegyületek vizsgálatára és a mintavétel rendjére is vonatkozik, az eddigiekhez képest részletesebb előírásokkal.

Az ivóvíz mellett a fürdővizekre közöl számszerű határértéket a 78/2008. (IV. 3.) Korm. rendelet a természetes fürdővizek minőségi követelményeiről, valamint a természetes fürdőhelyek kijelöléséről és üzemeltetéséről. A jogszabály 1. mellékletében a mikrocisztin-LR-ekvivalens toxintartalomra 4, 10, illetve 20 µg/l koncentrációt ír elő, rendre a kiváló, jó, illetve tűrhető minőségi kategóriákra. Ugyancsak megad számszerű értékeket a cianobaktérium-sejtszámra (20 000, 50 000, 100 000 sejt/ml), illetve a klorofill-a-ra (10, 25, 50 µg/l). A fürdővizekre vonatkozó európai uniós irányelv „Az Európai Parlament és a Tanács 2006/7/EK irányelve (2006. február 15.) a fürdővizek minőségéről és a 76/160/EGK irányelv hatályon kívül helyezéséről” nem közöl számszerű értékeket, csupán a cianobaktériumok burjánzása esetén szükséges intézkedésekről rendelkezik általánosságban.

A szabályozás bevezetését tovább nehezíti, hogy bár a szakirodalomban és a piacon már elérhetők a toxinok kimutatására alkalmas módszerek, ezek szabványosítása és akkreditációja még várat magára. A WHO-nál jelenleg is átdolgozás alatt állnak a cianotoxinokra vonatkozó irányelvek. A jelenlegi 1 µg/l-es ajánlás átmeneti határértéknek tekinthető, és országonként ettől eltérő, részletesebb szabályozás is létezik. A toxinok szabványos méréséről szól az ISO 20179:2005 nemzetközi szabvány. Ezzel kapcsolatban meg kell jegyezni, hogy csak a mikrocisztinek mérésére vonatkozik. Az analitikában a mikrocisztinek sokfélesége miatt a mikrocisztin-LR összegző paraméterként is használatos, azaz magában foglalja mindazokat a toxinokat, amelyek az adott analitikai módszerben a mikrocisztin-LR-hez hasonló jelet állítanak elő. Ebben a tekintetben a 2020/2184/EU irányelvben közölt mikrocisztin-LR-határérték hiányosnak tekinthető, ugyanis a szabály nem rendelkezik arról, hogy csak a mikrocisztin-LR vegyületről van szó, vagy az összes vele egyenértékű mikrocisztinről. Ráadásul a mikrocisztinek mellett legalább öt másik toxincsoport is jelen lehet az algavirágzással érintett vízben (nodularinok, cilindropermopszinok, anatoxinok, szaxitoxinok, lipopoliszacharidok-endotoxinok).⁶

⁶ Vasas Gábor: *Algavirágzások környezetterhelése és toxinjainak variabilitása*. MTA doktori értekezés. Debreceni Egyetem, 2014.

2.2. Víztisztítási helyzet

Az elmúlt években az EU-s előírásokat kielégítő szennyvíztisztításnak köszönhetően a Balaton foszforterhelése jelentősen csökkent, a nitrogénterheléssel együtt. Ez utóbbit a szakirodalom nem is tekinti egységesen az algavirágzás szükséges és elégséges feltételének. A váratlan algavirágzásokban feltehetően a belső terhelések (elsősorban a foszfor üledékből történő felszabadulása) játszanak szerepet, ennek a folyamatnak a mértéke azonban kiszámíthatatlan és a tó egészének terhelésétől részben független jelenség, amelyet a helyi, időszakos ökológiai viszonyok is erősen befolyásolnak.⁷ Hasonlóan kedvező hatást fejtett ki a Kis-Balaton Védelmi Rendszer kiépítése, amely az eutrofizációs folyamatok áthelyezésével jelentősen csökkentette a vízgyűjtőről érkező tápanyag-utánpótlást.⁸ A jövő egyik kérdése azonban, hogy ez a rendszer mennyi időn át lesz képes ezt a puffertartást kifejteni a továbbiakban, mekkora lehet benne a növényi tápanyagok felhalmozódása, és azokból mennyi juthat tovább a Balatonba. A jelenlegi algavirágzások kialakulásának vizsgálata kutatások tárgyát képezi. Habár a tápanyagterhelés kedvező alakulása miatt a jövőben kevésbé számítunk algavirágzás kialakulására és káros mértékű cianobaktérium-elszaporodásra a Balatonban, a közelmúlt tapasztalatai alapján a szélsőségesebb időjárás és a belső terhelés, az üledékben jelen levő kevés foszfor is algavirágzashoz vezethet.

A szakirodalmi források szerint a foszfor szerepe a tavak eutrofizációjában és az algavirágzás kialakulásában elsőrendű.⁹ A terhelések csökkentésénél más tápanyagokkal szemben, elsősorban a nitrogénnel szemben is elsőbbséget élvez. Schindler és munkatársai¹⁰ összefoglalása alapján a foszforterhelés csökkentése önmagában is megfelelő az eutrofizáció ellen, annak ellenére, hogy a belső terhelés miatt a hatás késleltetett. Ez egyúttal felhívja a figyelmet a belső terhelés, az üledékből felszabaduló foszfor fontosságának kérdésére.¹¹ Azokban a vizekben, ahol az alacsony N:P arány mellett gyorsan szaporodó nitrogénkötő cianobaktérium-fajok okoznak virágzást, a foszforterhelés csökkentése hatékony az algavirágzás megelőzésére. A jelenlegi, az EU vízkeretirányelvének¹² megfelelő szabályozás a szigorú foszforeltávolítás mellett a nitrogén eltávolítására is súlyt helyez, ezért a Balaton esetében várhatóan a belső terhelések és a vízgyűjtőről bekerülő foszforterhelések lesznek meghatározók.

Az amerikai Nagy-tavak esetében az Erie-tó maradandó eutrofizációs problémájának okaként elsősorban szintén a vízgyűjtőről (mezőgazdaságból) bekerülő foszfort nevezték meg, a belső

⁷ W. T. Edmondson – John T. Lehman: The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, 26. (1981), 1. 1–29.

⁸ Kovács József et alii: Introducing sampling frequency estimation using variograms in water research with the example of nutrient loads in the Kis-Balaton Water Protection System (W Hungary). *Ecological Engineering*, 42. (2012). 237–243.

⁹ R. A. Vollenweider – Joseph J. Kerekes: *Synthesis report. Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication Control)*. Report prepared on behalf of the Technical Bureau, Water Management Sector Group, Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development, é. n.

¹⁰ David W. Schindler et alii: Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science and Technology*, 50. (2016), 17. 8923–8929.

¹¹ Istvánovics Vera et alii: Updating water quality targets for shallow Lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication. *Hydrobiologia*, 581. (2007), 1. 305–318.

¹² Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról.

medencében felhalmozódott foszfor visszaoldódása mellett.¹³ Általánosságban a szakirodalom nem egységes abban, hogy elegendő-e a foszforterhelés csökkentése, vagy a nitrogénterhelés csökkentése is feltétlenül szükséges az algavirágzás megelőzéséhez.

Frasner és munkatársai nyolc európai és amerikai tó esettanulmányán keresztül vizsgálták a foszforterhelés csökkenésének hosszú távú hatásait. A megfigyelhető eredmény eléréséhez szükséges időt 5–30 év közöttinek találták. Megfigyeléseik szerint az algavirágzás mindaddig fennállt, amíg a foszfortartalom 50 µg/l körüli határérték alá nem csökkent.¹⁴ Hasonló eredmények európai tavakra 100 µg/l alatti foszforkoncentrációk esetén mutatták a cianobaktériumok és az algavirágzás megszűnését.¹⁵ Müller és munkatársai svájci alpesi tavak 25 éves vizsgálata során úgy találták, hogy a tó helyreállításának késői szakaszában az üledékben megkötött foszfor mennyisége növekedett.¹⁶ Munkájuk egyik igen fontos következtetése volt, hogy a tóban jelen lévő foszfor az a hányada, amely az üledékben évente megkötődik, illetve az a hányada, amely a tóból elfolyó vízzel évente távozik, a külső foszforterhelések fokozatos csökkenése során növekszik. Ebből azt a következtetést vonták le, hogy az oldott foszforformák koncentrációja a külső terhelésekkel nem egyenes arányban, hanem annál jelentősebb mértékben csökken. A Balaton szempontjából ennek azért lehet jelentősége, mert a Balatonból az elfolyás mesterségesen szabályozott, a Sió-csatornára korlátozódik, és évről évre változik. A vízügyi hatóság által közölt éves vízmérlegek¹⁷ alapján 1992 óta voltak évek, amikor leeresztés nem történt, illetve amikor a leeresztett víz mennyisége közel megegyezett a hozzáfolyással. Tehát a Balatonban jelen lévő foszfor megkötődése szempontjából az ülepedés dominál az elfolyással történő kiürülés helyett, azaz az üledékben továbbra is jelen lehet foszfor, amely szélsőségesebb körülmények között elégséges lehet az algavirágzás kialakulásához.

Több esetben a tavak foszfortartalmát vas, alumínium és más, foszfor kicsapását és megkötését elősegítő vegyületekkel csökkentették. Módosított bentonit agyagásvány segítségével a holland Rauwbraken-tóbeli foszforkoncentrációt 92%-kal csökkentették.¹⁸ A német Gross-Glienecker-tóban vassal történő kezelés után az összes foszfor 500 µg/l-ről 30-40 µg/l-re csökkent. A kémiai kezelés nagyméretű tavak esetében azonban túlzott költségekkel jár.¹⁹

Egyes tavak esetében az oldott foszfor koncentrációját úgy csökkentették, hogy nitrátadagolással oxidálódóbb körülményeket teremtettek az üledék és a víztest határán, ezzel akadályozva meg a foszfor mobilizációját, így csökkentve a belső terhelést. A nitrát szerepe ebben az esetben

¹³ Eugene B. Welch: Should nitrogen be reduced to manage eutrophication if it is growth limiting? Evidence from Moses Lake. *Lake and Reservoir Management*, 25. (2009), 4. 401–409.

¹⁴ Jutta Fastner et alii: Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load – experiences from eight case studies. *Aquatic Ecology*, 50. (2016), 3. 367–383.

¹⁵ Laurence Carvalho et alii: Sustaining recreational quality of European lakes: Minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. *Journal of Applied Ecology*, 50. (2013), 2. 315–323.

¹⁶ Beat Müller – René Gächter – Alfred Wüest: Accelerated water quality improvement during oligotrophication in peri-alpine lakes. *Environmental Science and Technology*, 48. (2014), 12. 6671–6677.

¹⁷ *A Balaton és a törészek havi vízháztartási jellemzőinek meghatározása, 2019.* Közép-dunántúli Vízügyi Igazgatóság.

¹⁸ Miquel Lürling – Frank van Oosterhout: Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research*, 47. (2013), 17. 6527–6537.

¹⁹ Klaus-Dieter Wolter: Restoration of eutrophic lakes by phosphorus precipitation, with a case study on Lake Gross-Glienecker. In Martina Eiseltová (szerk.): *Restoration of lakes, streams, floodplains, and bogs in Europe.* Dordrecht, Springer, 2010. 85–99.

az, hogy termináliselektron-akceptorként viselkedik egyes mikroorganizmusok anyagcseréje során (nitrátlégzés, denitrifikáció), így nitrát jelenlétében az oxidációs anyagcserét végző mikroorganizmusok kiszorítják azokat az anaerob mikroorganizmusokat, amelyek anyagcseréjük során foszfort szabadítanak fel az üledékből. A módszert az USA-ban és az EU-ban is használták.²⁰ Ez a módszer előnyösnek bizonyult más, nemkívánatos anyagok kioldódásának csökkentésében is (metil-higany, arzén).²¹

Mivel a felhasználást a ppb (parts per billion, azaz a közeg egymilliárd egységében jelen lévő anyagmennyiség) koncentrációtartományban már fürdővizek esetében is befolyásolják a cianobaktérium-toxinok, mindenképpen kiemelten fontos foglalkozni a szabályozás problémájával. A toxinok lokális megjelenését ugyanis a szélsőséges időjárási körülmények között, kismértékű belső foszforterhelés mellett megjelenő algavirágzás is előidézhetheti. Tehát a Balaton általánosan kedvezőnek mondható állapota sem a hazai, sem a külföldi tapasztalatok alapján nem zárja ki teljesen a cianobaktériumok káros elszaporodásának lehetőségét. Az ezt előidéző körülmények (üledék foszfortartalmának felszabadulása, időjárási feltételek stb.) vizsgálata még a jövő kutatásainak tárgyát kell, hogy képezzék.

3. Szakirodalmi áttekintés

3.1. Cianobaktériumok lehetséges hatásai az ivóvíz-szolgáltatásban

A cianobaktériumok az ivóvízben egyrészt a cianotoxinok, másrészt az íz- és szagproblémák miatt jelentenek gondot. Kisebb mértékben az alga biomassa mint szerves anyag prekuzorként viselkedhet, a tisztítás és a víz elosztása során fertőtlenítési melléktermékek képződéséhez járulhat hozzá.²² Ez azonban nem a legjelentősebb hatás. A toxinok megjelenésével kapcsolatos bizonytalanságok fő forrása, hogy ezek a sejteken belül is előfordulnak, nem csak a vízben oldott formában.²³ A sejten belül kötött toxinok hagyományos módszerekkel (például derítéssel, szűréssel), a sejtekkel együtt eltávolíthatók.²⁴ Azonban a toxinok eltávolításához használható oxidációs eljárások roncsolhatják a sejteket és további toxinok felszabadulásához vezethetnek.²⁵

²⁰ David W. Schindler: The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279. (2012), 1746. 4322–4333.

²¹ David A. Matthews et alii: Whole-lake nitrate addition for control of methylmercury in mercury-contaminated Onondaga Lake, NY. *Environmental Research*, 125. (2013), 52–60.; illetve Harold F. Hemond – Katherine Lin: Nitrate suppresses internal phosphorus loading in an eutrophic lake. *Water Research*, 44. (2010), 12. 3645–3650.

²² Lap-Cuong Hua et alii: Allogenic organic matter derived DBPs: Precursor characterization, formation, and future perspectives – A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49. (2019), 19. 1803–1834.

²³ Jie Xu et alii: Enhanced algae removal by Ti-based coagulant: Comparison with conventional Al- and Fe-based coagulants. *Environmental Science and Pollution Research*, 25. (2018), 13. 13147–13158.

²⁴ Djamel Ghernaout et alii: Coagulation process for removing algae and algal organic matter – An overview. *Open Access Library Journal*, 7. (2020), 4. 1–21.

²⁵ Zixiao Ren et alii: Ferrous-activated sodium percarbonate pre-oxidation for membrane fouling control during ultrafiltration of algae-laden water. *Science of the Total Environment*, 739. (2020), 140030.

Nem tisztázott az sem, hogy pontosan mely körülmények között szabadítanak fel az egyes cianobaktérium-fajok toxinokat.²⁶

A cianobaktériumok okozta kockázat kezelésére a vízbázis védelmén (algavirágzás megelőzésén) túlmenően általános gyakorlat tározóknál és tavaknál a vízkivétel mélységének megfelelő megválasztása, hogy az a tónak abból a rétegéből történjen, ahol az algaszám minimális. A hasonló lehetőségek a balatoni felszíni vízkivételi műveknél, a vízszerzés kialakítása és a sekély vízmélység miatt, korlátozottak.

A víztisztítás során alkalmazott módszerek egyrészt a hatékonyabb, speciális víztisztítási technológiák alkalmazását jelentik, elsősorban jobb hatásfokú fizikai eltávolítást (derítés, mélységi szűrés, membránszűrés), másrészt az erőteljesebb előoxidációt és az algák roncsolását. Az algavirágzással és a cianobaktérium-toxinokkal érintett helyeken a vízminőségi monitoring kiegészül a toxinok koncentrációjának rendszeres mérésével, valamint a lakosság tájékoztatásával és a vízfogyasztás különböző mértékű korlátozásával a cianobaktérium-toxinok adott szintjének átlépésekor.

3.2. Cianobaktériumok hatása a vízszerzésre

Az algák bekerülése a tisztításra kitermelt vízbe a vízkivétel során a vízkivétel megfelelő kialakításával korlátozott mértékben ugyan, de befolyásolható. Az algavirágzással érintett felszíni víztestekből (tavak, tározók) történő vízkivétel során a műtárgyak kialakítása úgy történik, hogy a beömlés mélysége változtatható, így mindig abból a rétegből történhet, ahol a zavarosság, az algák száma minimális. Sekély tavakban azonban erre nincs lehetőség. A cianobaktériumok mennyiségi eloszlása a vízmélység mentén többféle mintát követhet, amelyek egymásba rövid idő alatt (naponta) átalakulhatnak. A hőmérsékleti rétegződésen túl a fényviszonyoknak, az áramlási-keveredési viszonyoknak, a hullámverésnek van meghatározó szerepe a kialakuló eloszlás meghatározásában.²⁷

A cianobaktériumok vertikális eloszlása többféle mintát követhet, amelyek között átmenetek lehetségesek. A mintázatot az egyes fajok ökológiai igényei határozzák meg. A víztest kellő átkeveredése esetén az eloszlásuk homogénné válhat, ami azt jelenti, hogy a vízszlopban nagyjából egyforma a cianobaktériumok koncentrációja. Hőmérsékleti rétegződés esetén előfordulhat, hogy homogén eloszlás csak az epilimnionon (felső rétegen) belül alakul ki, máshová nem kerülnek cianobaktériumok. Ugyanígy kialakulhat csak a metalimniont (középső réteget) érintő felhalmozódás. Lebegő cianobaktériumok a felszín felé sűrűsödhetnek felúszás esetén, illetve a vízfelületen is felhalmozódhatnak. Végül ülepedés hatására a cianobaktériumok felhalmozódhatnak a fenéken is, illetve bentikus cianobaktériumok bevonatként a szilárd fenéken.²⁸

A horizontális eloszlás a planktonikus cianobaktériumok esetében az adott víztest áramlási viszonyaitól, a hullámveréstől és a széliránytól függ. A tengerparti úszó vízkivételi művek ki-

²⁶ M. Pivokonsky et alii: The impact of algogenic organic matter on water treatment plant operation and water quality: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 46. (2016), 4. 291–335.

²⁷ United States Environmental Protection Agency: *EPA Drinking Water Health Advisories for Cyanotoxins*. é. n.

²⁸ United States Environmental Protection Agency (é. n.) i. m.

vételével a vízkivétel helye általában kötött, illetve véges számú, parthoz közelebbi és parttól távolabbi vízkivételi pont lehetséges több szívócső alkalmazásával. A legnagyobb kockázat akkor alakul ki, ha a cianobaktériumok alkotta úszó vagy lebegő algaszőnyeg a szél és a hullámverés miatt a partközelen vagy a vízkivételi pont közelében koncentrálódik. Ez ellen megfelelő hullámtörőkkel, szűrőgétekkel lehet védekezni. Az erős, teljes elkeveredést okozó széljárás kedvezőnek tekinthető, mert homogén eloszlást idéz elő. Szélcsendes időben felúszás és felszínen történő felhalmozódás alakulhat ki, illetve egyenletes széljárás esetén a legkedvezőtlenebb, part mentén történő felhalmozódás jelenségével kell számolni.²⁹

A vízszerezés kialakításával kapcsolatban az Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége (US EPA) több lehetséges védekezési módot is felsorol, mint a cianobaktériumok elleni intézkedést a vízkivételnél.³⁰ Biológiai módszerek tekinthető például a vízfelszínen elhelyezett matracokon lebegő növények, ahol a gyökerek felületükön megkötik a tápanyagokat és a mikroorganizmusokat, nitrogén- és foszforfelvételt valósítanak meg, illetve elzárják a fényt a cianobaktériumok elől. A parti növényzet (fák, bokrok, nádas) puffereli a vízgyűjtőről bemosódó szennyezést, a part mentén árnyékol, fényt és hőmérsékletet csökkent, minimális fenntartási igény mellett.

Fizikai védekezési módszerként létrejöhet a fenékre telepített diffúzor, amely a levegőztetés helyétől távolodó áramlást hoz létre a felszínen, és a felszínen található tápanyag mennyiségét korlátozza, nem engedi az algaszőnyeg vízszintes helyváltoztatását. Az oxigénszint fenntartásával csökkenti a cianobaktériumok kompetitív előnyeit. Ugyanezt a hatást fejt ki a mechanikai keverés és levegőztetés is. A hipolimnion levegőztetése, amely az oldott oxigén szintjét növeli a fenék közelében, süllyesztett levegőkamrákkal, mellékáramú levegőztetéssel, közvetlen oxigéninjektálással valósítható meg. Ez megakadályozza az üledékből a tápanyag-felzabradulást, előnye a minimális hatás a hipolimnionra és a fennmaradó rétegzettség.³¹

A kémiai módszerek közül a koaguláció-flokkuláció segíti a lebegő cianobaktériumok leüleltetését, a foszfor megkötését, leüleltetését. A fenéken kialakuló réteg megakadályozza a foszfor visszaoldódását. A napfénynek kitett árszalma az algák növekedését gátló anyagot termel, általában a vízbe merülő úszó bálákat telepítenek. Ennek hátránya, hogy a meglévő algákat nem pusztítja el, csak az újak növekedését gátolja. A hatás jelentkezése 2–8 hetet is igénybe vehet. A lebomlás oxigént fogyaszt és halpusztuláshoz is vezethet.³²

Összefoglalásképpen kijelenthető, hogy a vízbeszerzés helyén történő beavatkozás, bár vízbiztonsági szempontból valamilyen mértékben szükséges, az algavirágzás hatásai ellen nem hatékony módszer, mert a kiváltó okokat vagy nem szünteti meg, vagy túlzottan nagy erőforrásokat igényel, és erősen beleavatkozik a víztestbe. A hangsúlyt a vízbeszerzés kialakítására és a vízbázisvédelemre, a víztest növényitápanyag-terhelésének korlátozására kell fektetni.

²⁹ Jamie Bartram – Ingrid Chorus: *Toxic Cyanobacteria in Water – A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London, CRC Press, 1999.

³⁰ United States Environmental Protection Agency: *Preventative Measures for Cyanobacterial HABs in Surface Water*. EPA.

³¹ EPA *Drinking Water Health Advisories for Cyanotoxins* (é. n.) i. m.

³² EPA *Drinking Water Health Advisories for Cyanotoxins* (é. n.) i. m.

3.3. Cianobaktériumok hatása a víztisztításra

A víztisztítás során a cianobaktériumokkal kapcsolatosan két egymásnak részben ellentmondó célt kell megvalósítani. Egyrészt a sértetlen sejteket kell eltávolítani anélkül, hogy a toxinok felszabadulnának. Másrészt az extracelluláris toxinok roncsolása és eltávolítása is szükséges.³³ Mindezek miatt az előoxidáció hatása és alkalmazása kiemelt jelentőségű, és gondos mérlegelést igényel, egyértelműen csak üzemeltetési tapasztalatok alapján határozható meg. Az EPA ajánlásait az 1. táblázat foglalja össze:

1. táblázat. Oxidációs eljárások különböző cianotoxinok esetén

Oxidáló anyag	Anatoxin-a	Cilindrospermoszpin	Mikrocisztinek	Szaxitoxin
Elemi klór	Nem hatékony	Hatékony (alacsony pH-nál)	Hatékony*	Kissé hatékony
Klóramin	Nem hatékony	Nem hatékony	Normál koncentrációkban nem hatékony	Nincs elég adat
Klór-dioxid	Normál koncentrációkban nem hatékony	Nem hatékony	Normál koncentrációkban nem hatékony	Nincs elég adat
KMnO ₄	Hatékony	Nem hatékony – kissé hatékony	Hatékony*	Nem hatékony
Ózon	Hatékony	Hatékony	Nagyon hatékony	Nem hatékony
UV / AOP	Hatékony	Hatékony	Nagy UV-dózisnál hatékony*	Nincs elég adat

* pH-tól, hőmérséklettől és természetes szerves anyag jelenlététől függően

Forrás: Mark H. Weir – Traven A. Wood – Amy Zimmer-Faust: Development of methods to estimate microcystins removal and water treatment resiliency using mechanistic risk modelling. *Water Research*, 190. (2021), 116763.

Az AOP-k (*Advanced Oxidation Process*) nagy hatékonyságú vagy fejlett oxidációs eljárások, amelyekben nagy reaktivitású gyökökkel, leggyakrabban hidroxilgyökökkel valósítják meg az oxidációt. A módszernek számos megvalósítása lehetséges, például Fenton-reakciót, UV-besugárzást, elektrokémiai oxidációt, ózont, hidrogén-peroxidot, illetve ezek kombinációit használó folyamatokban. Bár az AOP-módszerek a szerves vegyületek, így a gyakoribb cianobaktérium-toxinok roncsolásához hatékonyak, a költségek miatt a kommunális ivóvízellátásban nem terjedtek el.

Az algák mint lebegő anyagok eltávolításának fő technológiai lépése a klasszikus felszíni víztisztításban a derítés. A koaguláció/flokkuláció és az azt követő fázisszétválasztás igen hatékony lehet a sejtek eltávolításában.³⁴ Azonban hatásfoka erősen függhet a jelen lévő fajoktól.³⁵ A hagyományos derítés során a *Microcystis*, *Anabaena* és *Pseudoanabaena* fajokra

³³ Alejandro de la Fuente et alii: Electrocoagulation/flocculation of cyanobacteria from surface waters. *Journal of Cleaner Production*, 238. (2019), 117964.

³⁴ Mary Drikas et alii: Using coagulation, and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal – American Water Works Association*, 93. (2001), 2. 100–111.; Margarida Ribau Teixeira et alii: Green technologies for cyanobacteria and natural organic matter water treatment using natural based products. *Journal of Cleaner Production*, 162. (2017), 484–490.

³⁵ Rita Henderson – Simon A. Parsons – Bruce Jefferson: The impact of algal properties and pre-oxidation on solid-liquid separation of algae. *Water Research*, 42. (2008), 8–9. 1827–1845.

99%-os eltávolítási hatásfokot is kimutattak,³⁶ azonban az *Aphanizomenon* eltávolítása csak 54–74%-os hatásfokkal valósult meg, és közben a sejtek felbomlását (lízisét) is megfigyelték. Más vizsgálatok az *Oscillatory limnetica* gyenge eltávolítási hatásfokát írták le.³⁷ Több esetben is a WHO által javasolt koncentrációt meghaladó mikrocisztin-koncentrációt tapasztaltak a koaguláció-flokkuláció során a sejtek felbomlása miatt.³⁸

A lassú szűrés önmagában nem hatékony megoldás a cianobaktériumok eltávolítására. Pereira és munkatársainak kutatása szerint a lassú szűrés előkezelésként kavicsszűrés igényelt, és a szűrt víz továbbra is el nem fogadható mennyiségű sejtet és toxint tartalmazott.³⁹ Németországi kísérletekben a lassú szűrőben az oldott mikrocisztin biodegradáció útján történő eltávolítására 95%-ot meghaladó hatásfokot mértek, az adszorpció mértékét elhanyagolhatónak találták. A sejthez kötött mikrocisztin-eltávolítás hatásfoka 85%-ot meghaladó volt. Négy foknál kisebb hőmérséklet mellett az eltávolítás hatásfoka azonban 60% alá süllyedt, valamint szükséges volt, hogy a lassú szűrőn kialakuló biofilm előzetesen már érintkezzen mikrocisztint tartalmazó vízzel, hogy a lebontást végző biomassza ki tudjon alakulni.⁴⁰ Házi lassú szűrőkkel végzett kísérletekben a szűrt vízben a mikrocisztin-koncentráció *Microcystis aeruginosa*-val végzett kísérletekben a WHO által javasolt 1 µg/l érték alatt maradt már 1–2 napos üzem után is.⁴¹ Parti szűréses kísérletekben a sejtek 95%-os eltávolítási hatásfokát figyelték meg a szivárgás első 2 cm-én.⁴²

Homokgyorsszűrők önálló alkalmazásáról vagy direkt koagulációs gyorszűrésről a cianobaktériumok eltávolításával kapcsolatban a szakirodalomban kevés említés történik, a gyorszűrés rendszerint mindig koaguláció-flokkulációt követő lépésként jelenik meg. Ennek oka feltehetően, hogy a gyorszűrőben megrekedő sejtek pusztulásakor a toxin felszabadulna. Kálium-permanganátos oxidációt követő gyorszűrésű kísérletben megfigyelték, hogy a szűrő a sejtek számát hatékonyan csökkentette, azonban a Mn²⁺ beoldódását és a mikrocisztin-LR-koncentrációt nem. Mangánoxidáló baktériumokkal történő beoltás után azonban a biológiai mangán-oxid-formáció képes volt a Mn²⁺ és a mikrocisztin-LR visszatartására is.⁴³

Az aktív szenet a szakirodalom a cianotoxinok megkötésére alkalmasnak írja le, függetlenül annak anyagától és alkalmazási formájától (PAC, *Powdered Activated Carbon*, por alakú aktív szén, vagy GAC, *Granulated Activated Carbon* granulált aktív szén). Néhány aktív szén

³⁶ Arash Zamyadi et alii: Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes. *Water Research*, 47. (2013), 8. 2689–2700.

³⁷ Zakaria A. Mohamed: Breakthrough of *oscillatoria limnetica* and microcystin toxins into drinking water treatment plants – examples from the Nile river, Egypt. *Water SA*, 42. (2016), 1. 161–165.

³⁸ Lixia Shang et alii: Co-occurrence of microcystins and taste-and-odor compounds in drinking water source and their removal in a full-scale drinking water treatment plant. *Toxins*, 10. (2018), 1. 26.

³⁹ Silvano Porto Pereira et alii: Removal of cyanobacteria by slow sand filtration for drinking water. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 2. (2012), 3. 133–145.

⁴⁰ Gesche Grützmacher et alii: Removal of microcystins by slow sand filtration. *Environmental Toxicology*, 17. (2002), 4. 386–394.

⁴¹ U. C. Terin – L. P. Sabogal-Paz: *Microcystis aeruginosa* and microcystin-LR removal by household slow sand filters operating in continuous and intermittent flows. *Water Research*, 150. (2019), 29–39.

⁴² L. G. Romero et alii: Removal of cyanobacteria and cyanotoxins during lake bank filtration at Lagoa do Peri, Brazil. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16. (2014), 6. 1133–1143.

⁴³ Zhiyu Jian et alii: Removal of micropollutants and cyanobacteria from drinking water using KMnO₄ pre-oxidation coupled with bioaugmentation. *Chemosphere*, 215. (2019). 1–7.

hatékonyságát és kapacitását a különböző cianotoxinokra a 2. táblázat foglalja össze. Egyes publikációk az adszorbens kapacitását, mások a százalékos eltávolítási hatásfokot közlik, a táblázat ennek megfelelően csoportosítja az eredményeket. Ren és munkatársai nátrium-alginátot és *Sphingopyxis sp.*-t tartalmazó aktív szén-rostokon vizsgálták a mikrocisztin-RR lebomlási sebességét, eredményeik a 0,27–0,77 µg/ml/h tartományban mozogtak.⁴⁴

2. táblázat. Cianotoxin-eltávolítás különböző aktív széneken

Toxin	Aktív szén-forma	Aktív szén-alapanyag	Eltávolítási hatásfok (%)
Mikrocisztin-RR/-LR/-YR/-LA ⁴⁵	PAC	fa	MC-RR ≈ 85 MC-YR ≈ 5 MC-LR ≈ 37 MC-LA ≈ 5
	PAC	ásványi PAC	MC-RR ≈ 98 MC-YR ≈ 79 MC-LR ≈ 70 MC-LA ≈ 30
Mikrocisztin-LR/-LA ⁴⁶	GAC	biológiai GAC	100
Szaxitoxin ⁴⁷	PAC	ásványi PAC	85–100
			kapacitás (µg/mg)
Cilindrospemoszpin ⁴⁸	PAC	gumia broncs-PAC	0,107
Szaxitoxin (STX), dc-STX ⁴⁹	GAC	GAC	1 dc-STX = 7 STX = 3
Anatoxin-a ⁵⁰	GAC	F400 GAC	7,1
Mikrocisztin-LR ⁵¹	GAC	bitumenes alapú GAC	6–10
Nodularin ⁵²	PAC	gumia broncs	0,345

Forrás: Tauqeer Abbas et alii: Recent advancements in the removal of cyanotoxins from water using conventional and modified adsorbents – A contemporary review. *Water*, 12. (2020), 10. 2756.

- ⁴⁴ Guofeng Ren et alii: Biodegradation of microcystin-RR and nutrient pollutants using *Sphingopyxis sp.* YF1 immobilized activated carbon fibers-sodium alginate. *Environmental Science and Pollution Research*, 27. (2020), 10. 10811–10821.
- ⁴⁵ D. Cook – G. Newcombe: Removal of microcystin variants with powdered activated carbon. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2. (2002), 5–6. 201–207.
- ⁴⁶ Haixiang Wang et alii: Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins. *Water Research*, 41. (2007), 18. 4262–4270.
- ⁴⁷ Honglan Shi et alii: pH effects on the adsorption of saxitoxin by powdered activated carbon. *Harmful Algae*, 19. (2012). 61–67.
- ⁴⁸ Phodiso P. Mashile – Mogolodi K. Dimpe – Philiswa N. Nomngongo: Application of waste tyre-based powdered activated carbon for the adsorptive removal of cylindrospormopsin toxins from environmental matrices: Optimization using response surface methodology and desirability function. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 54. (2019), 7. 679–685.
- ⁴⁹ Neuma Maria Silva Buarque – Hugo Leonardo De Brito Buarque – Jose Capelo-Neto: Adsorption kinetics and diffusion of Saxitoxins on granular-activated carbon: Influence of pore size distribution. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 64. (2015), 3. 344–353.
- ⁵⁰ Silvia Vlad et alii: Anatoxin-a adsorption by virgin and preloaded granular activated carbon. *AWWA Water Science*, 1. (2019), 1. e1116.
- ⁵¹ Kathryn Villars – Yuzhou Huang – John J. Lenhart: Removal of the Cyanotoxin Microcystin-LR from Drinking Water Using Granular Activated Carbon. *Environmental Engineering Science*, 37. (2020), 9. 585–595.
- ⁵² Phodiso P. Mashile et alii: Occurrence, quantification, and adsorptive removal of nodularin in seawater, wastewater and river water. *Toxicol*, 180. (2020). 18–27.

Az eltávolítási hatásfokot elsősorban az aktív szén pórusmérete, a pórusméret eloszlása, illetve a felület jellege, az aktív szén felületének elektrokémiai jellege befolyásolja, a megkötött toxin anyagminősége mellett. A kezelendő vízben jelen lévő egyéb szerves anyagok az aktív szén cianotoxin-megkötő képességét erősen rontják, a nagyobb molekulák eltömhetik a pórusokat, illetve a humuszsavak egyes funkciós csoportjai negatívabbá tehetik a felületét. Hasonló hatást fejthet ki a pH változása is. Biológiai aktív szenek tartósabb és nagyobb hatásfokú eltávolításra is képesek lehetnek, amennyiben a biológiai aktivitás fennmarad bennük.⁵³

A membránszűrés alkalmas a sejtek és kisebb mértékben a toxinok visszatartására is. Nanoszűrőkkel és fordított ozmózissal mikrocisztinre 82% feletti eltávolítási hatásfokot értek el.⁵⁴ Fordított ozmózissal mikrocisztin-LR és -RR esetében 95%-os eltávolítási hatásfokot is mértek.⁵⁵ Mikrocisztin-RR/-LR/-YR/-LA és anatoxin-a esetében az eltávolítás hatásfokát 200 Da molekulatömeget visszatartó membránon 96% felettinek találták.⁵⁶ Az ultraszűrők a vízben oldott toxinokat már érdemben nem képesek visszatartani. Koagulációt és flokkulációt követően viszont a sejtek visszatartására alkalmasak. Újabb kutatások vizsgálták az algáknak a membrán eltömődésére gyakorolt hatását. Bár az ultraszűrő membrán irreverzibilisen is eltömődhet az alga eredetű szerves anyagoktól, a membránon kialakuló bevonat a cianobaktériumok és toxinjaik eltávolítását javíthatja.⁵⁷

3.4. Vízellátás

A cianobaktérium-sejtek bejutása a vízellátó hálózatba hazánkban havária jellegű eseménynek tekinthető. A toxinok terjedéséről a technológián át a szolgáltatott vízbe azonban kevés információ áll rendelkezésre. A szakirodalomban ismeretesek nagyobb, az ivóvízhasználatot érintő tömeges cianobaktérium-jelenléttel járó algavirágzások, amelyeket követően a lakosság körében halálozások is előfordultak. Néhány esetet a 3. táblázat foglal össze. Ezek túlnyomó része elsősorban a kezeletlen ivóvizet fogyasztó szervezetekre fejtett ki kedvezőtlen hatást, de ipari országok ivóvizében is előfordultak cianobaktériumokhoz köthető egészségkárosodások. Az adatokkal kapcsolatban meg kell jegyezni, hogy a toxinok hatása elsősorban az emésztőszerveket érinti, ezért az ilyen panaszokat, hacsak nem tömegesen jelentkeznek, ritkán kapcsolják az ivóvízhez, ezért a valós esetszám vélhetően nagyobb, mint a dokumentált.

⁵³ Abbas (2020) i. m.

⁵⁴ Judy A. Westrick et alii: A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 397. (2010), 5. 1705–1714.

⁵⁵ Uwe Neumann – Jürgen Weckesser: Elimination of microcystin peptide toxins from water by reverse osmosis. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 13. (1998), 2. 143–148. és Erkki Vuori et alii: Removal of nodularin from brackish water with reverse osmosis or vacuum distillation. *Water Research*, 31. (1997), 11. 2922–2924.

⁵⁶ A. J. Gijsbertsen-Abrahamse et alii: Removal of cyanotoxins by ultrafiltration and nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 276. (2006), 1–2. 252–259.

⁵⁷ Huikai Liang et alii: The role of extracellular organic matter on the cyanobacteria ultrafiltration process. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 2021. március.

3. táblázat. Toxikus cianobaktérium-virágzások

Hely	Év	Esemény	Toxin
Alexandria-tó (Ausztrália)	1878	Haszonállat-pusztulás	Nodularin
Alpesi tavak (Svájc)	1974–1994	Szarvasmarha-pusztulás, májkárosodás	Protein-foszfát-inhibíció
Armidale (Ausztrália)	1983	Emberi májkárosodás	Ismeretlen
Richmond-tó (USA)	1988	Haszonállat-, madár-, kutya-, halpusztulás	Anatoxin-a
Itaparicai-tározó (Brazília)	1993	88 halálozás, gastroenteritis	Ismeretlen
Nandong körzet (Kína)	1994–1995	100 000 főből 100 májrákos eset, aflatoxin- és hepatitis B-antigén	Mikrocisztinek
Caruaru (Brazília)	1996	60 halálozás hemodialízissel kezelt betegek esetében.	Mikrocisztinek

Forrás: Bettina C. Hitzfeld – Stefan J. Höger – Daniel R. Dietrich: Cyanobacterial toxins: Removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 108. (2000), 1. 113–122.

A cianobaktériumok vizsgálatára olcsón és hatékonyan alkalmazható módszer a mikroszkópos taxonómiai vizsgálat, sejtszámlálás, sejttérfigyelés-meghatározás. Bár ezek a módszerek gyakorlott és szakképzett élőmunkát igényelnek a cianobaktériumok megjelenésének értékelésére, előzetes figyelmeztetésre kiválóan alkalmasak. A műszeres mérések, elsősorban a klorofill-a laboratóriumi vagy helyszíni online, abszorpciós fotometriás vagy fluoreszcencián alapuló spektroszkópiai mérési módszerei is hatékonyan alkalmazhatóak hasonló célból. A cianobaktériumok és toxinjaik, anyagcseretermékeik kimutatásában a jövőben várhatóan a metagenomikai, PCR- és immunpróba alapuló módszerek is szerephez jutnak.⁵⁸ A cianobaktérium-toxinok mérgező hatásának vizsgálatára egerekkel vagy más szervezetekkel toxikológiai tesztek is használhatók. A precíz, ppb-tartományban ($\mu\text{g/l}$) történő mérés rendszerint folyadék-kromatográfiás és tömegspektrometriás méréseket igényel, különleges mintaelőkészítéssel. Emiatt a tisztított ivóvízben a toxinok vizsgálatát és mennyiségének mérését csak rendkívüli kockázat fennállása esetén érdemes elrendelni. Mindezek miatt a cianobaktériumok megjelenésének előrejelzése, a megjelenés esetén a megfelelő intézkedések megtétele komolyan támaszkodik az emberi tényezőkre is, amelyek a megfelelő kockázatkezelésben kiemelt fontosságúak.⁵⁹

4. Külföldi és nemzetközi szabályozás

A WHO ajánlása a megengedhető mikrocisztin-LR-koncentrációra $1 \mu\text{g/l}$, oldott és sejthez kötött összesen. Jelenleg azonban a cianotoxinokra vonatkozó irányelv átdolgozás alatt áll, és a többi toxinra történő ajánlás kidolgozása lehetőségének vizsgálata zajlik. 1998 előtt erre sem volt ajánlás, a megfelelő mennyiségű adat hiánya miatt. Az $1 \mu\text{g/l}$ -es ajánlást 2004-ben publikálták.⁶⁰ A többféle toxinnak több mint 80 változata ismert, ez az egyik oka annak, hogy az egységes ivóvíz-minősítési szabályok kidolgozása komoly akadályokba ütközik. A ciano-

⁵⁸ Knisz Judit et alii: Genome-level insights into the operation of an on-site biological wastewater treatment unit reveal the importance of storage time. *Science of the Total Environment*, 766. (2021), 144425.

⁵⁹ Tamás Berek – Judit Kovács: Risk assessment of the human factor in the field of building and infrastructure defense. *Acta Polytechnica Hungarica*, 15. (2018), 8. 195–207.

⁶⁰ WHO: *Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in Drinking-water*.

baktérium-toxinok kockázatértékeléséről a német környezetvédelmi ügynökség adott ki több ország szabályozását összefoglaló elemzést, 2005-ben⁶¹ 18 ország adatai, valamint 2012-ben⁶² 15 ország adatai alapján. Hasonló, kevésbé részletes áttekintést közöltek Ibelings és munkatársai 2014-ben.⁶³ Testai és munkatársai 2016-ban közöltek összefoglalót a cianobaktérium-toxinok élelmezési kockázatairól.⁶⁴

A különböző országok előírásait vizsgálva megállapítható, hogy rendszerint, de nem mindenhol van jelen valamilyen kockázatkezelési keretrendszer. Magyarországon ez jellemzően a vízbiztonsági terv (angol nyelvű szakirodalomban: WSP, *Water Safety Plan*), bár egyes országokban a HACCP-konceptiót (veszélyelemzés és kritikus ellenőrzőpontok, *Hazard Analysis and Critical Control Points*) vagy a közegészségügyi kockázatkezelési tervet (PHRMP, *Public Health Risk Management Plan*) alkalmazzák.⁶⁵ A részletesebb előírások vagy szabványban rögzített értékeket, ajánlott értékeket, maximálisan megengedett koncentrációkat (MAC, *Maximum Allowable Concentration*), vagy egészségügyi riasztási szinteket adnak meg, esetleg ezek kombinációit használják. A konkrét határértékek rendszerint a sejtszám (egyed/víztérfogat), a sejttérfogat (sejttérfogat/víztérfogat), illetve toxinkoncentráció formájában adottak.

Maguk a konkrét határértékek és a vizsgálandó paraméterek köre nagyobb változatosságot mutatnak. A szakirodalomban fellelhető, cianobaktérium-számra vonatkozó szabályozások közül az ausztrál a legrészletesebb, amely *Microcystis aeruginosa*ra 6500 sejt/ml (vagy 0,6 mm³/l), *Nodularia spumegina*ra 40 000 sejt/ml (9,1 mm³/l), *Cylindrospermopsis raciborskii*ra 15 000 – 20 000 sejt/l (0,6–0,8 mm³/l), *A. circinalis*ra 20 000 sejt/l (5 mm³/l) értéket állapít meg. Az értékek szigorúsága egyúttal a baktériumfajok toxintermelő hajlamát és a toxin veszélyességét is figyelembe veszi.

A brazil szabályozás az összes cianobaktériumra 10 000 – 20 000 sejt/ml értéket, illetve 1 mm³/l sejttérfogatot ad meg. A cseh szabályozás az alacsony készletelési szintekhez 2000 sejt/ml (0,2 mm³/l) érték mellett szerepeltet 1 telep/ml, 5 fonál/ml és 1 µg/l klorofill-a értéket is, ezzel több független vizsgálati módszerre is támaszkodik, bár a fonalak számlálása ugyancsak mikroszkópos azonosítást és számlálást követel meg, míg a telepszám vizsgálatához szükséges tenyésztés szintén időigényes manuális laboratóriumi módszernek tekinthető.⁶⁶

A kubai szabályozás toxinkoncentrációkat nem ír elő, az összes fitoplankton sejtre 20 000 sejt/ml értéket, a cianobaktérium-sejtekre 1500 sejt/ml értéket, illetve a cianobaktériumok arányára a fitoplanktonon belül 50%-ot ad meg, ezenkívül az olyan egyszerűen azonosítható paramétereket vizsgálja, mint valamely ismert toxikus cianobaktérium-faj jelenléte, illetve az algavirágzás szabad szemmel megfigyelhető jelei. A finn és a török szabályozás 5000 sejt/l érték felett írja elő a fokozott monitorozást, illetve Finnországban a mikrocisztin mérését és 100 000 cianobaktérium sejt/ml felett a vízfogyasztás korlátozását is.⁶⁷

⁶¹ Chorus (2005) i. m.

⁶² Chorus (2012) i. m.

⁶³ Ibelings et alii (2014) i. m.

⁶⁴ Emanuela Testai et alii: Review and analysis of occurrence, exposure and toxicity of cyanobacteria toxins in food. *EFSA Supporting Publications*, 13. (2016), 2. 998E.

⁶⁵ Ingrid Chorus (2012) i. m.

⁶⁶ Ingrid Chorus (2005) i. m.

⁶⁷ Ingrid Chorus (2012) i. m.

A toxinok koncentrációinak szabályozása is változatos képet mutat. A leggyakrabban vizsgált toxin a mikrocisztin-LR, amelynek határértéke szinte minden országban rendre a WHO-ajánlást követő 1 µg/l, kivéve Kanadát, ahol 1,5 µg/l. Különbségek lehetnek még a között, hogy csak a szabad mikrocisztin (illetve más toxinok) vagy pedig az összes (szabad és sejthez kötött) toxin mérése az előírás. Érdekes módon az összes mikrocisztinre, aminek koncentrációja várhatóan több a vízben, mint egyedül a mikrocisztin-LR koncentrációja, szintén az 1 µg/l-es határérték jelenik meg a legtöbb országban (Ausztrália esetében 1,3 µg/l).⁶⁸

A mikrocisztin mellett a többi cianotoxinra kevés ország alkalmaz számszerű határértékeket. Ezeket az alábbi táblázat foglalja össze.⁶⁹ Lipopoliszacharidok (endotoxinok) értékeire a szakirodalom alapján egyetlen országban sincs külön határérték.

4. táblázat. Egyéb cianotoxinok határértékei néhány országban

Toxin	Nodularin	Cilindropermopszin	Anatoxin-a	Szaxitoxin
Ország	µg/l			
Ausztrália	–	1	–	3
Brazília	–	15	–	3*
Kanada	–	–	3,7	–
Új-Zéland	1	1	6**	3*

*összes ekvivalens

** külön: anatoxin-a(s): 1 µg/l; homoanatoxin-1: 2 µg/l

Forrás: Ingrid Chorus (2005) i. m.

Az Egyesült Államokon belül a különböző tagállamokban hasonlóan változatos képet mutat a szabályozás. Van, ahol csak a mikroszkópos vizsgálat szükséges, máshol a toxinokra is számszerű határérték került megállapításra.⁷⁰

Az Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynökségének ajánlása szerint az 5. táblázatban megadott koncentrációk alatt 10 napon át biztonsággal lehet fogyasztani az ivóvizet. Arra az esetre, ha a cianotoxinok megjelennek a hálózati csapvízben, kétlépcsős fogyasztáskorlátozást javasolnak. Az első lépcsőben az érzékenyen érintett lakosság (gyermekek, idősek, várandós anyák, dialízissel kezelt személyek, valamilyen májrendellenességben szenvedők) számára ellenjavalt a csapvíz fogyasztása, míg magasabb koncentráció esetén mindenki számára ellenjavallt. A riasztási szintekhez tartozó pontos koncentrációkra nem közöl kötelező érvényű ajánlást. Beavatkozást és fokozott monitoringot 0,3 µg/l-t meghaladó mikrocisztin-, illetve 0,7 µg/l-t meghaladó cilindropermopszin-koncentrációnál javasol.

5. táblázat. EPA-ajánlás a cianotoxin beavatkozási koncentrációira

Fogyasztói csoport	Mikrocisztin (µg/l)	Cilindropermopszin (µg/l)
6 évnél fiatalabb	0,3	0,7
6 évnél idősebb gyermekek	1,6	3,0

Forrás: EPA Drinking Water Health Advisories for Cyanotoxins

⁶⁸ Ingrid Chorus (2012) i. m.⁶⁹ Ingrid Chorus (2005) i. m.⁷⁰ Ingrid Chorus (2012) i. m.

A fürdővizek esetében a WHO nem közöl számszerű határértékeket toxinkoncentrációra. Az ajánlás 20 000 sejt/ml vagy 10 µg/l klorofill-a-koncentráció felett fokozott figyelmet, 100 000 sejt/ml és 50 µg/l klorofill-a-koncentráció felett a fürdés korlátozását javasolja. Külön felhívja az ajánlás a figyelmet az összegyűlő, koncentrálódozó massa jelenlétére, amely a cianobaktériumok és toxinjaik koncentrálódozását is jelzi.⁷¹

A többi ország szabályozása többé-kevésbé ebben a koncentrációtartományban mozog, azzal a különbséggel, hogy a sejtszám és a klorofill-a mellett egyes cianobaktériumok jelenlétét külön vizsgálják, illetve a sejtszám mellett sejtterfogóban is adnak meg számszerű határértékeket. A szabályozással rendelkező országok többségében háromlépcsős riasztási, készenléti fokozatok szerepelnek, amelyek elrendelése a sejtszámtól, a klorofill-a-koncentrációtól, illetve bizonyos cianobaktérium-fajok jelenlététől függ. Ilyen többlépcsős rendszerrel rendelkező országok például Ausztrália, Kuba, Finnország, Hollandia, Új-Zéland, Törökország.

Magyarországon a 78/2008. (IV. 3.) Korm. rendelet a természetes fürdővizek minőségi követelményeiről, valamint a természetes fürdőhelyek kijelöléséről és üzemeltetéséről hasonló elvet követ, a fürdővíz minősítése a kiváló, jó, tűrhető kategóriákban a klorofill-a (10, 25, 50 µg/l), a cianobaktérium-sejtszám (20 000, 50 000, 100 000 sejt/ml), illetve a mikrocisztin-LR-ekvivalens toxintartalom alapján történik (4, 10, 20 µg/l). A tűrhető minőséget el nem érő vizek esetében a rekreációs célú használatot a hatóság megtilthatja.

A fürdővizek esetében a szakirodalomban a mikrocisztinen kívül más toxinok vizsgálatáról nem történik említés, bár nem kizárt, hogy egyes esetekben helyi sajátosságok alapján a többi toxint is monitorozzák. Ahol számszerű határértéket adnak meg a mikrocisztinre, ott ez jellemzően a 10–50 µg/l-es tartományban mozog. Például Ausztrália: 10 µg/l, Kanada: 20 µg/l, Franciaország: 25 µg/l, Olaszország: 25 µg/l, Új-Zéland: 12 µg/l, Szingapúr: 50 µg/l.⁷²

5. Összefoglalás

A cianobaktériumok és az általuk termelt toxinok jelenléte potenciálisan érintheti a víz kezelését, tisztítási technológiáját, amelynek feladata ezek eltávolítása; illetve a hálózaton történő terjedés során érintheti a fogyasztókat.

A nemzetközi szakirodalmat vizsgálva megállapítható, hogy a fürdővizek tekintetében az európai uniós jogszabályon alapuló hazai határértékek és előírt vizsgálandó paraméterek és vizsgálati módszerek más országokban alkalmazott módszerekkel összhangban, azonos színvonalon állnak. Az ivóvíz tekintetében azonban a cianobaktérium-toxinok vizsgálata nem szabályozott olyan részletesen, mint más országokban, amelyek a problémával fokozottan érintettek. Ennek fő oka nem a hazai szabályzás elmaradása, bár a 2020. decemberben kiadott 2020/2184/EU irányelv nyomán a hazai, 201/2001. Korm. rendelet módosítása is várható. Mind ez elsősorban annak tudható be, hogy a hazai körülmények és tapasztalatok nem indokolták a cianobaktérium-toxinok részletesebb vizsgálatát az ivóvízben.

⁷¹ WHO i. m.

⁷² Chorus (2012) i. m.

A meglévő hazai vízbiztonsági tervek korábban megfelelőek voltak ennek a kockázatnak a kézben tartására. Azok a módszerek, amelyeket a világ más, kevésbé szerencsés adottságokkal rendelkező felszíni vízbázisain alkalmaznak, itthon nem fenntarthatók. E módszerek egyrészt a hatékonyabb, speciális víztisztítási technológiák alkalmazását jelentik, amely az eleve költséges felszínvíz-kezelés erőforrás-szükségeit tovább növelnék. Másrészt a cianobaktérium-toxinokkal érintett helyeken a vízminőségi monitoring kiegészül a toxinok koncentrációjának rendszeres mérésével az ivóvízben (amelyre hazai jogi szabályozás és műszaki irányelv jelenleg nincs), valamint a lakosság tájékoztatásával és a vízfogyasztás korlátozásával a cianobaktériumok megjelenésének idejére.

Hazai körülmények közt ilyen kockázatcsökkentő intézkedések és fejlesztések bevezetésére rövid távon nem állnak rendelkezésre a szükséges feltételek. A jelenlegi állapot és múltbeli tapasztalatok nem indokolják olyan lépések megtételét és beruházásokat, amelyekkel az algavirágzás hatása az ivóvízellátásra tovább csökkenthető. A nemzeti vízstratégia és az integrált vízgazdálkodás megvalósításával a foszforterhelés és ezzel az algavirágzások valószínűsége tovább csökken.

A helyi adottságok figyelembevételével a jövőbeli, előre nem látható kockázatok elkerülésére a fenntartható megoldás a mikroszkópos vizsgálaton és sejtszámláláson, a klorofill-a mérésén alapuló ellenőrzés. A toxinok költséges mérését a nemzetközi gyakorlattal összhangban csak akkor szükséges elrendelni, legyen szó akár ivóvízről, akár állattenyésztési, akár rekreációs felhasználásról, ha az egyéb paraméterek valószínűsítik a cianobaktériumok jelenlétét és felhalmozódását. Hosszabb távon a legjobb megoldás a jelenleg is követett stratégia, a probléma kiváltó okainak megszüntetése, a költségesebb felszíni víztermelés csökkentése, megszüntetése és átállás más vízbázisra.

A cikk az Innovációs és Technológiai Minisztérium mint támogató által meghirdetett BALATON-ZFR-2020/1 kódszámú „Klíma- és Természetvédelmi Akcióterv – A megjelent balatoni algavirágzás okainak felkutatása és intézkedési javaslatok kidolgozása” pályázat keretében készült.

Felhasznált irodalom

- Abbas, Tauqeer – George William Kajjumba – Meena Ejjada et alii: Recent advancements in the removal of cyanotoxins from water using conventional and modified adsorbents – A contemporary review. *Water*, 12. (2020), 10. 2756. Online: <https://doi.org/10.3390/w12102756>
- Bartram, Jamie – Ingrid Chorus: *Toxic cyanobacteria in water – A guide to their public health consequences, monitoring and management*. London, CRC Press, 1999. Online: <https://doi.org/10.1201/9781482295061>
- Berek, Tamás – Judit Kovács: Risk assessment of the human factor in the field of building and infrastructure defense. *Acta Polytechnica Hungarica*, 15. (2018), 8. 195–207. Online: <https://doi.org/10.12700/APH.15.8.2018.8.10>

- Buarque, Neuma Maria Silva – Hugo Leonardo De Brito Buarque – Jose Capelo-Neto: Adsorption kinetics and diffusion of Saxitoxins on granular-activated carbon: Influence of pore size distribution. *Journal of Water Supply: Research and Technology – AQUA*, 64. (2015), 3. 344–353. Online: <https://doi.org/10.2166/aqua.2015.140>
- Carvalho, Laurence – Claire McDonald – Caridad de Hoyos et alii: Sustaining recreational quality of European lakes: Minimizing the health risks from algal blooms through phosphorus control. *Journal of Applied Ecology*, 50. (2013), 2. 315–323. Online: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12059>
- Chorus, Ingrid: *Current approaches to cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Dessau, Federal Environmental Agency (Umweltbundesamt), 2005.
- Chorus, Ingrid: *Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*. Dessau-Roßlau, Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), 2012.
- Cook, D. – G. Newcombe: Removal of microcystin variants with powdered activated carbon. *Water Science and Technology: Water Supply*, 2. (2002), 5–6. 201–207. Online: <https://doi.org/10.2166/ws.2002.0170>
- Drikas, Mary – Christopher W. K. Chow – Jenny House – Michael D. Burch: Using coagulation, and settling to remove toxic cyanobacteria. *Journal – American Water Works Association*, 93. (2001), 2. 100–111. Online: <https://doi.org/10.1002/j.1551-8833.2001.tb09130.x>
- Edmondson, W. T. – John T. Lehman: The effect of changes in the nutrient income on the condition of Lake Washington. *Limnology and Oceanography*, 26. (1981), 1. 1–29. Online: <https://doi.org/10.4319/lo.1981.26.1.0001>
- Fastner, Jutta – Sally Abella – Arni Litt et alii: Combating cyanobacterial proliferation by avoiding or treating inflows with high P load – experiences from eight case studies. *Aquatic Ecology*, 50. (2016), 3. 367–383. Online: <https://doi.org/10.1007/s10452-015-9558-8>
- Francis, George: Poisonous Australian lake. *Nature*, 18. (1878), 444. 11–12. Online: <https://doi.org/10.1038/018011d0>
- Fuente, Alejandro de la – Alicia M. Muro-Pastor – Francisco Merchán et alii: Electrocoagulation/flocculation of cyanobacteria from surface waters. *Journal of Cleaner Production*, 238. (2019), 117964. Online: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.117964>
- Ghernaout, Djamel – Noureddine Elboughdiri – Saad Ghareba – Alsamani Salih: Coagulation process for removing algae and algal organic matter – An overview. *Open Access Library Journal*, 7. (2020), 4. 1–21. Online: <https://doi.org/10.4236/oalib.1106272>
- Gijsbertsen-Abrahamse, J. – W. Schmidt – Ingrid Chorus – S. Heijman: Removal of cyanotoxins by ultrafiltration and nanofiltration. *Journal of Membrane Science*, 276, (2006), 1–2. 252–259. Online: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.09.053>
- Grützmacher, Gesche – Gabriele Böttcher – Ingrid Chorus – Hartmut Bartel: Removal of microcystins by slow sand filtration. *Environmental Toxicology*, 17. (2002), 4. 386–394. Online: <https://doi.org/10.1002/tox.10062>
- Haig, Zsolt – Veronika Hajdu: New ways in the cognitive dimension of information operations. *Land Forces Academy Review*, 22. (2017), 2. 94–102. Online: <https://doi.org/10.1515/raft-2017-0013>
- Hemond, Harold F. – Katherine Lin: Nitrate suppresses internal phosphorus loading in an eutrophic lake. *Water Research*, 44. (2010), 12. 3645–3650. Online: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.04.018>
- Henderson, Rita – Simon A. Parsons – Bruce Jefferson: The impact of algal properties and pre-oxidation on solid-liquid separation of algae. *Water Research*, 42. (2008), 8–9. 1827–1845. Online: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.11.039>
- Hitzfeld, Bettina C. – Stefan J. Höger – Daniel R. Dietrich: Cyanobacterial toxins: Removal during drinking water treatment, and human risk assessment. *Environmental Health Perspectives*, 108. (2000), 1. 113–122. Online: <https://doi.org/10.1289/ehp.00108s1113>
- Hua, Lap-Cuong – Chun-Hsi Lai – Gen-Shuh Wang et alii: Algogenic organic matter derived DBPs: Precursor characterization, formation, and future perspectives – A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 49. (2019), 19. 1803–1834. Online: <https://doi.org/10.1080/10643389.2019.1586057>

- Ibelings, Bas W. – Lorraine C. Backer – W. Edwin A. Kardinaal – Ingrid Chorus: Current approaches to cyanotoxin risk assessment and risk management around the globe. *Harmful Algae*, 40. (2014), 63–74. Online: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2014.10.002>
- Istvánovics Vera – Adrienne Clement – László Somlyódy et alii: Updating water quality targets for shallow Lake Balaton (Hungary), recovering from eutrophication. *Hydrobiologia*, 581. (2007), 1. 305–318. Online: <https://doi.org/10.1007/s10750-006-0509-1>
- Jian, Zhiyu – Yaohui Bai – Yangyang Chang et alii: Removal of micropollutants and cyanobacteria from drinking water using KMnO₄ pre-oxidation coupled with bioaugmentation. *Chemosphere*, 215. (2019), 1–7. Online: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.10.013>
- Knisz Judit – P. Shetty – R. Wirth et alii: Genome-level insights into the operation of an on-site biological wastewater treatment unit reveal the importance of storage time. *Science of the Total Environment*, 766. (2021), 144425. Online: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.144425>
- Kovács, József – János Korponai – Ilona Székely Kovács – István Gábor Hatvani: Introducing sampling frequency estimation using variograms in water research with the example of nutrient loads in the Kis-Balaton Water Protection System (W Hungary). *Ecological Engineering*, 42. (2012), 237–243. Online: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.02.004>
- Liang, Huikai – Xin Huang – Han Wang et alii: The role of extracellular organic matter on the cyanobacteria ultrafiltration process. *Journal of Environmental Sciences (China)*, 2021. március. Online: <https://doi.org/10.1016/j.jes.2021.03.010>
- Lürling, Miquel – Frank van Oosterhout: Controlling eutrophication by combined bloom precipitation and sediment phosphorus inactivation. *Water Research*, 47. (2013), 17. 6527–6537. Online: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.08.019>
- Mashile, Phodiso P. – Mogolodi K. Dimpe – Philiswa N. Nomngongo: Application of waste tyre-based powdered activated carbon for the adsorptive removal of cylindrospermopsin toxins from environmental matrices: Optimization using response surface methodology and desirability function. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 54. (2019), 7. 679–685. Online: <https://doi.org/10.1080/10934529.2019.1579538>
- Mashile, Phodiso P. et alii: Occurrence, quantification, and adsorptive removal of nodularin in seawater, wastewater and river water. *Toxicon*, 180. (2020). 18–27. Online: <https://doi.org/10.1016/j.toxicon.2020.03.009>
- Matthews, David A. – David B. Babcock – John G. Nolan et alii: Whole-lake nitrate addition for control of methylmercury in mercury-contaminated Onondaga Lake, NY. *Environmental Research*, 125. (2013), 52–60. Online: <https://doi.org/10.1016/j.envres.2013.03.011>
- Mohamed, Zakaria A.: Breakthrough of oscillatoria limnetica and microcystin toxins into drinking water treatment plants – examples from the Nile river, Egypt. *Water SA*, 42. (2016), 1. 161–165. Online: <https://doi.org/10.4314/wsa.v42i1.16>
- Müller, Beat – René Gächter – Alfred Wüest: Accelerated water quality improvement during oligotrophication in peri-alpine lakes. *Environmental Science and Technology*, 48. (2014), 12. 6671–6677. Online: <https://doi.org/10.1021/es4040304>
- Neumann, Uwe – Jürgen Weckesser: Elimination of microcystin peptide toxins from water by reverse osmosis. *Environmental Toxicology and Water Quality*, 13. (1998), 2. 143–148. Online: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1098-2256\(1998\)13:2<143::AID-TOX5>3.0.CO;2-7](https://doi.org/10.1002/(SICI)1098-2256(1998)13:2<143::AID-TOX5>3.0.CO;2-7)
- Padányi, József – László Földi: Security research in the field of climate change. In László Nádai – József Padányi (szerk.): *Critical infrastructure protection research: Results of the first critical infrastructure protection research project in Hungary*. 2016. 79–90. Online: <https://doi.org/10.1007/978-3-319-28091-2>
- Pereira, Silvano Porto – Fabiana de Cerqueira Martins – Lenora Nunes Ludolf Gomes et alii: Removal of cyanobacteria by slow sand filtration for drinking water. *Journal of Water Sanitation and Hygiene for Development*, 2. (2012), 3. 133–145. Online: <https://doi.org/10.2166/washdev.2012.047>

- Pivokonsky, M. – J. Naceradska – I. Kopecka et alii: The impact of algogenic organic matter on water treatment plant operation and water quality: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 46. (2016), 4. 291–335. Online: <https://doi.org/10.1080/10643389.2015.1087369>
- Ren, Guofeng – Xinghou He – Pian Wu et alii: Biodegradation of microcystin-RR and nutrient pollutants using *Sphingopyxis* sp. YF1 immobilized activated carbon fibers-sodium alginate. *Environmental Science and Pollution Research*, 27. (2020), 10. 10811–10821. Online: <https://doi.org/10.1007/s11356-020-07640-8>
- Ren, Zixiao – Xiaoxiang Cheng – Peijie Li et alii: Ferrous-activated sodium percarbonate pre-oxidation for membrane fouling control during ultrafiltration of algae-laden water. *Science of the Total Environment*, 739. (2020), 140030. Online: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.140030>
- Romero, L. G. – R. I. Mondardo – M. L. Sens – T. Grischek: Removal of cyanobacteria and cyanotoxins during lake bank filtration at Lagoa do Peri, Brazil. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 16. (2014), 6. 1133–1143. Online: <https://doi.org/10.1007/s10098-014-0715-x>
- Schindler, David W. – Stephen R. Carpenter – Steven C. Chapra – Robert E. Hecky – Diane M. Orihel: Reducing phosphorus to curb lake eutrophication is a success. *Environmental Science and Technology*, 50. (2016), 17. 8923–8929. Online: <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b02204>
- Schindler, David W.: The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279. (2012), 1746. 4322–4333. Online: <https://doi.org/10.1098/rspb.2012.1032>
- Shang, Lixia – Muhua Feng – Xiangen Xu et alii: Co-occurrence of microcystins and taste-and-odor compounds in drinking water source and their removal in a full-scale drinking water treatment plant. *Toxins*, 10. (2018), 1. 26. Online: <https://doi.org/10.3390/toxins10010026>
- Shi, Honglan – Jie Ding – Terry Timmons – Craig Adams: pH effects on the adsorption of saxitoxin by powdered activated carbon. *Harmful Algae*, 19. (2012). 61–67. Online: <https://doi.org/10.1016/j.hal.2012.05.008>
- Teixeira, Margarida Ribau – Franciele Pereira Camacho – Vânia Serrão Sousa – Rosângela Bergamasco: Green technologies for cyanobacteria and natural organic matter water treatment using natural based products. *Journal of Cleaner Production*, 162. (2017). 484–490. Online: <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.004>
- Terin, U. C. – L. P. Sabogal-Paz: Microcystis aeruginosa and microcystin-LR removal by household slow sand filters operating in continuous and intermittent flows. *Water Research*, 150. (2019). 29–39. Online: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.11.055>
- Testai, Emanuela – Franca M. Buratti – Enzo Funari et alii: Review and analysis of occurrence, exposure and toxicity of cyanobacteria toxins in food. *EFSA Supporting Publications*, 13. (2016), 2. 998E. Online: <https://doi.org/10.2903/sp.efsa.2016.EN-998>
- Vasas Gábor: *Algavirágzások környezetterhelése és toxinjainak variabilitása*. MTA doktori értekezés. Debreceni Egyetem, 2014.
- Villars, Kathryn – Yuzhou Huang – John J. Lenhart: Removal of the cyanotoxin microcystin-LR from drinking water using granular activated carbon. *Environmental Engineering Science*, 37. (2020), 9. 585–595. Online: <https://doi.org/10.1089/ees.2020.0017>
- Vlad, Silvia – Sigrid Peldszus – William B. Anderson – Peter M. Huck: Anatoxin-a adsorption by virgin and preloaded granular activated carbon. *AWWA Water Science*, 1. (2019), 1. e1116. Online: <https://doi.org/10.1002/aws2.1116>
- Vollenweider, R. A. – Joseph J. Kerekes: *Synthesis report. Cooperative programme on monitoring of inland waters (Eutrophication Control)*. Report prepared on behalf of the Technical Bureau, Water Management Sector Group, Paris, Organisation for Economic Co-operation and Development, é. n.
- Vuori, Erkki – Anna Pelander – Kimmo Himberg et alii: Removal of nodularin from brackish water with reverse osmosis or vacuum distillation. *Water Research*, 31. (1997), 11. 2922–2924. Online: [https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(97\)00127-9](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(97)00127-9)

- Wang, Haixiang – Lionel Ho – David M. Lewis et alii: Discriminating and assessing adsorption and biodegradation removal mechanisms during granular activated carbon filtration of microcystin toxins. *Water Research*, 41. (2007), 18. 4262–4270. Online: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2007.05.057>
- Weir, Mark H. – Traven A. Wood – Amy Zimmer-Faust: Development of methods to estimate microcystins removal and water treatment resiliency using mechanistic risk modelling. *Water Research*, 190. (2021), 116763. Online: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116763>
- Welch, Eugene B.: Should nitrogen be reduced to manage eutrophication if it is growth limiting? Evidence from Moses Lake. *Lake and Reservoir Management*, 25. (2009), 4. 401–409. Online: <https://doi.org/10.1080/07438140903323757>
- Westrick, Judy A. – David C. Szlag – Benjamin J. Southwell – James Sinclair: A review of cyanobacteria and cyanotoxins removal/inactivation in drinking water treatment. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 397. (2010), 5. 1705–1714. Online: <https://doi.org/10.1007/s00216-010-3709-5>
- Wolter, Klaus-Dieter: Restoration of Eutrophic Lakes by Phosphorus Precipitation, with a Case Study on Lake Gross-Glienicker. In Martina Eiseltová (szerk.): *Restoration of lakes, streams, floodplains, and bogs in Europe*. Dordrecht, Springer, 2010. 85–99. Online: https://doi.org/10.1007/978-90-481-9265-6_7
- Xu, Jie – Yanxia Zhao – Baoyu Gao – Qian Zhao: Enhanced algae removal by Ti-based coagulant: Comparison with conventional Al- and Fe-based coagulants. *Environmental Science and Pollution Research*, 25. (2018), 13. 13147–13158. Online: <https://doi.org/10.1007/s11356-018-1482-8>
- Zamyadi, Arash – Sarah Dorner – Sébastien Sauvé et alii: Species-dependence of cyanobacteria removal efficiency by different drinking water treatment processes. *Water Research*, 47. (2013), 8. 2689–2700. Online: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.02.040>

Szabványok

- MSZ 450-2:1991 Ivóvíz. Minősítés mikroszkopikus biológiai vizsgálat alapján
- ISO 20179:2005 Water quality – Determination of microcystins – Method using solid phase extraction (SPE) and high performance liquid chromatography (HPLC) with ultraviolet (UV) detection

Jogi források

- A Tanács 98/83/EK Irányelve (1998. november 3.) az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről
- Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról
- 201/2001. (X. 25.) Kormányrendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről
- Az Európai Parlament és a Tanács 2006/7/EK irányelve (2006. február 15.) a fürdővizek minőségéről és a 76/160/EGK irányelv hatályon kívül helyezéséről
- 78/2008. (IV. 3.) Korm. rendelet a természetes fürdővizek minőségi követelményeiről, valamint a természetes fürdőhelyek kijelöléséről és üzemeltetéséről
- Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2020/2184 irányelve (2020. december 16.) az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről

Internetes források

- EPA: *Preventative Measures for Cyanobacterial HABs in Surface Water*. United States Environmental Protection Agency. Online: www.epa.gov/cyanohabs/preventative-measures-cyanobacterial-habs-surface-water

Cyanobacterial toxins: Microcystin-LR in Drinking-water. WHO. Online: http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/cyanobactoxins.pdf

United States Environmental Protection Agency: *EPA Drinking Water Health Advisories for Cyanotoxins*. é. n. Online: www.epa.gov/cyanohabs/epa-drinking-water-health-advisories-cyanotoxins

Közép-dunántúli Vízügyi Igazgatóság: *A Balaton és a tórések havi vízháztartási jellemzőinek meghatározása, 2019*. 2020. Online: <http://vpf.vizugy.hu/reg/kdtvizig/doc/Balaton%20vizmerleg%202019.pdf>