## ÖSSZEGZÉS

Amennyiben ez nem lehetséges, akkor mielőbb értesíteni kell a területileg illetékes hivatalt (vízügyi igazgatóság, katasztrófavédelmi igazgatóság részeként működő vízügyi hatóság vagy a települési önkormányzat jegyzője) a kútról és annak környezetéről készült fényképfelvételek, valamint a pontos helyszín (település, ingatlan (hrsz.) térképen történő megjelölésével. A bejelentést követően az illetékes hatóság végzés formájában felhívja az ingatlan tulajdonosának figyelmét a szükséges intézkedések (a kútfej/szellőző-cső lezárása, kút és környezete műszaki állapotának rendbetétele, valamint a vízjogi fennmaradási engedély megszerzése vagy az eltömedékeléssel történő megszüntetés érdekében a vízjogi létesítési engedélyezési eljárás lefolytatása) megtételére, továbbá a műszaki beavatkozások elvégzésére vonatkozó határidőt is megszabja.

Vízkincsünk múltunk, jelenünk, illetve jövőnk fontos alappillére, ezért mennyiségi és minőségi megóvása véleményem szerint kulcsfontosságú közös érdekünk!

Ezért arra buzdítok mindenkit, hogy tegyünk meg közösen minden tőlünk telhetőt a felszín alatti vizek védelme érdekében azért, hogy Európai Unió Víz Keretirányelvében és ezzel összhangban a Vízgyűjtő-gazdálkodási Tervben is megfogalmazott, felszín alatti vizekkel kapcsolatos nemes célok teljesülését minél hatékonyabban elősegítsük.

SZERZŐ:

**Csiszár Endre (1989):** okleveles hidrogeológus mérnök, vízellátás-csatornázás szakmérnök 2013. júliusa óta dolgozik a BÁCSVÍZ Zrt.-nél hidrogeológusként, ahol elsősorban víztermeléssel, vízbázisvédelemmel, kutak üzemeltetésével, karbantartásával és felújításával kapcsolatos szakmai feladatokat lát el. A szorosan vett szakmai feladatok ellátása mellett részt vesz a vízjogi üzemeltetési engedélyekkel kapcsolatos ügyintézésben, kapcsolatot tart a vízügyi hatóságokkal és vízügyi igazgatóságokkal, jelentéseket (pl. OSAP 1375), illetve bevallásokat (pl. vízkészlet-használati járulék) készít, közreműködik különböző műszaki adatszolgáltatások (pl. a MEKszH részére) teljesítésében, valamint részt vesz szerződések összeállításában.



# TELEPÜLÉSI SZENNYVIZEK NEHÉZFÉMTARTALMÁNAK VÁLTOZÁSA AZ ELMÚLT 50 ÉVBEN

***GULYÁS GÁBOR[1], FILEP ATTILA[1], KISS GERGELY[1], RÁDI JÓZSEF[2], DR. DOMOKOS ENDRE[3], DR. KÁRPÁTI ÁRPÁD[3]***

*1 DUNÁNTÚLI REGIONÁLIS VÍZMŰ ZRT.,*
*2 ELGOSCAR-2000 KFT.,*
*3 PANNON EGYETEM, KÖRNYEZETMÉRNÖK INTÉZET*

## BEVEZETÉS

A könnyen bontható szerves anyagok és növényi tápanyagok mellett az utóbbi néhány évtizedben a szerves és szervetlen mikroszennyező anyagok is a települési szennyvizek jellemző szennyező anyagaivá váltak. Utóbbi csoportba tartoznak többek között a nehézfémek és a gyógyszermaradványok, melyek mennyiségük helyett sokkal inkább perzisztens és toxikus jellegük miatt kaptak egyre nagyobb figyelmet, miközben eltávolítási lehetőségeik kutatása a vízminőség-védelmi törekvések fontos irányává vált.

A nehézfémek csoportja alatt a nagy sűrűségű (5 g/cm3 felett), kis mennyiségben is mérgező hatású fémeket értjük (Acharya et al, 2018). Közéjük tartozik többek között az ólom, a kadmium, a higany, az arzén, a cink, a réz, a nikkel, az arany, az ezüst, a titán, a vanádium és a króm. Emberi egészségre gyakorolt hatásukat évtizedek óta széles körben tanulmányozzák, és ma is rendszeresen felülvizsgálják (WHO és USEPA – Egyesült Államok környezetvédelmi Hivatala.) (Gradebo et al, 2012).

A nehézfémszennyezéssel kapcsolatos fokozott aggodalmak alapja, hogy rendkívül stabilak, biológiailag nem bonthatók, így a környezetbe kerülve hosszú távon is kiemelt kockázatot jelentenek (Li et al, 2016). A szennyvízben lévő nehézfémek az élővilágba kerülve közvetlenül vagy a táplálékláncon keresztül veszélyeztetik az embert, az állatokat és a növényeket (Kim et al, 2012; Hariri et al., 2015).

Bár a nehézfémek egy része az élőlények számára nélkülözhetetlen nyomelem, túlzott expozíciójuk rendkívül káros következményekkel járhat (idegrendszeri és légzőszervi károsodások, tüdőgyulladás, rák). A Nemzetközi

Rákkutatási Ügynökség (IARC) a nikkelt 1990-ben, az ólmot 2006-ban, az arzént, a kadmiumot és a króm (VI) vegyületeit 2012-ben nyilvánította az emberre nézve rákkeltő anyagnak (IARC 1990; 2006; 2012). Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) és az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala (US EPA) is a legveszélyesebb anyagok között tartja nyilván a nehézfémeket (Ray et al, 2015; Singh et al, 2015).

A nehézfémek a települési szennyvízbe négyféle módon kerülhetnek be: a lakossági és szociális vízfelhasználás következtében, az ipari szennyvízkibocsátásokkal, a talajvíz infiltrációjával és a városi csapadékvíz-lefolyásokkal (pl. közlekedési eredetű nehézfém-szennyezés). Ennek megfelelően a szennyvízbe jutó antropogén eredetű nehézfémszennyezés forrásai: az emberek életvitele, a közlekedés, a hulladéklerakók üzemeltetése, a mezőgazdaság, valamint az ipari tevékenység (Akpor et al. 2014, Hu et al, 2014).

A lakossági eredetű nehézfém-kibocsátás az élelmiszer-fogyasztásból, háztartási vegyszerek és festékek használatából, csővezetékek kopásából és az azokban kialakuló lerakódásokból, személyes kozmetikai termékek használatából, valamint a lakossági építőanyagok felhasználásából származik.

Az egyes országok közötti éghajlati vagy egyéb (pl. kulturális) különbségektől függetlenül a világ nagy részén alkalmazzák hasonló formában ugyanazokat az anyagokat (például rezet a belső vízvezeték-hálózatok kiépítéséhez, vagy fémszálas gumiabroncsokat, esetleg horganyzott anyagokat az építkezésekhez), melyek korróziós és kopásból eredő termékei minden esetben megjelennek a szennyvízben.

A szennyvizek toxikus nehézfémtartalmát rendkívül káros hatásuk miatt széles körben az 1980-as évek eleje óta tanulmányozzák (Choubert et al, 2011). A települési szennyvíztisztító telepek nehézfémmérlegét több tanulmányban is vizsgálták, illetve egyre nagyobb figyelem terelődik a városi nehézfémforrások lokalizálására, illetve a nehézfémek oldott és szilárd fázisban történő megoszlásának vizsgálatára.

Jelen összefoglalónkat a városi szennyvíztelepekre érkező szennyvíz napjainkban jellemző nehézfémtartalmának behatárolása, és a települési szennyvíz nehézfém-koncentrációjában az elmúlt évtizedekben bekövetkezett változások bemutatása céljából készítettük, részben korábbi irodalmi adatok, valamint saját mérési eredmények alapján.

## ANYAG ÉS MÓDSZER

A cikk megírásához a települési szennyvizek nehézfémtartalmára vonatkozóan a korábbi évek, évtizedek szakirodalomban közölt mérési adatain túl általunk végzett mérések eredményeit is felhasználtuk. Az analízisünkhöz szükséges minták egy magyarországi hagyományos, eleveniszapos rendszerű települési szennyvíztisztító telepről származtak.

A szennyvízminták nehézfémtartalmának meghatározását ICP-OES-módszerrel, szabvány szerint végeztük. A szennyvíz mintavételek és a minták tárolása szintén a hivatkozott szabvány előírásai alapján történtek. A minták feltárása zárt mikrohullámú roncsolóban történt. A feltárt minták nehézfémtartalmát ICP-ES-módszerrel határoztuk meg.

## TÁRGYALÁS

A városi szennyvíztisztítókba érkező szennyvizek a legtöbb esetben ipari kibocsátásokkal, városi lefolyásokkal és beszivárgó talajvízzel is terheltek, tehát a lakossági eredetű nehézfémtartalom csak ritkán és nehezen határozható meg pontosan.

Sörme és társai (2002) munkájukban megállapították, hogy a nagyvállalatok mindössze kis részét (max. 4 %-át) adják az összes nehézfém-kibocsátásnak, illetve az is bizonyítható, hogy az autómosók kivételével a kisebb vállalkozások szintén csak kismértékben járulnak hozzá a települési szennyvíz nehézfémterheléséhez. Emiatt az eredmények részletezésénél nem választjuk szét lényegesen a tisztán lakossági, illetve változó arányban ipari bebocsátással is érintett telepek szennyvizének adatait. Indokolja ezt továbbá az is, hogy az infiltrációval egyik szerző sem számolt, illetve a települési lefolyások várható hatását sem figyelték, ugyanis nem minden esetben közöltek információt a mintavételi napok időjárásáról (száraz vagy csapadékos időszak).

| Év | Ország | Minta | Cd µg/l | Cr µg/l | Cu µg/l | Hg µg/l | Ni µg/l | Pb µg/l | Zn µg/l | As µg/l | Ag µg/l | Co µg/l | Al µg/l | Hivatkozás |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 2019 | Magyarország | Befolyó | - | 5,5 | 53 | - | 24 | 2 | 162 | 6,5 | - | - | 312 | |
| | | Elfolyó | - | 1 | 10 | - | 18 | - | 56 | 5,5 | - | - | 55 | |
| | | Csökk. (%) | - | 82 | 81 | - | 25 | | 65 | 15 | - | - | 82 | |
| | Ostrava, Csehország | Befolyó | 1 | 2,6 | 19,5 | - | 3,5 | 5,5 | 167 | 0,61 | - | - | - | Drozdova et al, 2019 |
| | Kravare, Csehország | Befolyó | 1 | 2,8 | 21,3 | - | 4 | 5 | 181 | 0,54 | - | - | - | |
| | Csehország | Befolyó | 0,8 | 12,7 | 35 | - | 18 | 17,3 | 230 | 1,4 | - | - | - | |
| 2015 | n.a | Befolyó | 0,3 | 10,5 | 63,4 | 0,5 | 7,6 | 32,9 | 216,2 | 8,8 | - | - | - | Cecchini et al, 2015 |
| | | Elfolyó | 0,2 | 5,5 | 14,7 | 0,4 | 10 | 6 | 68,6 | 5,2 | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 33 | 48 | 77 | 20 | - | 82 | 68 | 41 | - | - | - | |
| | Algéria | Befolyó | - | 160 | 220 | - | - | 520 | 790 | - | - | - | - | Cherfi et al, 2015 |
| | | Elfolyó | - | 90 | 40 | - | - | 190 | 250 | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | - | 44 | 82 | - | - | 63 | 68 | - | - | - | - | |
| 2014 | Veszprém, Magyarország | Befolyó | 23 | 185 | 231 | - | 123 | - | - | - | - | - | - | Gulyas et al, 2014 |
| | | Elfolyó | 21 | 161 | 202 | - | 107 | - | - | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 9 | 13 | 13 | - | 13 | - | - | - | - | - | - | |
| 2012 | Göteborg, Svédország | Befolyó | 35 | 34 | 54 | - | 10,4 | 2,4 | 203 | - | - | - | - | Mattsson et al. 2012 |
| 2010 | Bangkok | Befolyó | 2,3 | 18,5 | 455 | - | 32,2 | 13,9 | 311 | - | - | - | - | Chanpiwat et al, 2010 |
| | | Elfolyó | 0,4 | 4,8 | 95,9 | - | 22,6 | 4,8 | 101 | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 83 | 74 | 79 | - | 30 | 65 | 68 | - | - | - | - | |
| 2009 | Bursa, Törökország | Befolyó | 19 | 1086 | 60 | - | 100 | 86 | 533 | - | - | - | 1891 | Üstün, 2009 |
| | | Befolyó (max) | 137 | 2120 | 179 | - | 202 | 358 | 982 | - | - | - | 3753 | |
| | | Elfolyó | 6 | 54 | 17 | - | 53 | 30 | 150 | - | | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 96 | 97 | 91 | - | 74 | 92 | 85 | - | - | - | - | |

| Év | Ország | Minta | Cd µg/l | Cr µg/l | Cu µg/l | Hg µg/l | Ni µg/l | Pb µg/l | Zn µg/l | As µg/l | Ag µg/l | Co µg/l | Al µg/l | Hivatkozás |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| | Nancy, Franciaország | Befolyó | 0,13 | 10,2 | 59 | - | 6,8 | 6,2 | 140 | - | - | - | - | Houhou et al, 2009 |
| 2008 | Olaszország | Befolyó | - | 8,1 | 9,9 | 1,5 | 3,5 | 8 | 348 | 4 | - | - | 786 | Carletti et al, 2008 |
| | | Elfolyó | - | 6,9 | 13,5 | 0,6 | 3,9 | 9,5 | 82,8 | 2 | - | - | 413 | |
| | | Csökk. (%) | - | 15 | - | 60 | - | - | 76 | 50 | - | - | 47 | |
| | Olaszország | Befolyó | 8,7 | 56,4 | 9,8 | 0,7 | 16,6 | 8,6 | 1233 | - | - | - | 1940 | |
| | | Elfolyó | - | 2,7 | 5,59 | 0,7 | 2,41 | 4,4 | 63 | - | - | - | 209 | |
| | | Csökk. (%) | - | 95 | 43 | 0 | 85 | 49 | 95 | - | - | - | 89 | |
| | Olaszország | Befolyó | 27,8 | 56,4 | 38 | 1,8 | 61,7 | 2 | 2411 | 2,7 | - | - | 2489 | |
| | | Elfolyó | 0,1 | 14 | 15,2 | 1,35 | 7,15 | 16,4 | 325 | 1,6 | - | - | 557 | |
| | | Csökk. (%) | 100 | 75 | 60 | 25 | 88 | - | 87 | 41 | - | - | 78 | |
| | Olaszország | Befolyó | 0,6 | 59,2 | 60,9 | - | 21,6 | 10,5 | 227 | 6 | - | - | 2531 | |
| | | Elfolyó | - | 19,8 | 15,6 | - | 1,93 | 4,95 | 164 | 4,9 | - | - | 512 | |
| | | Csökk. (%) | - | 67 | 74 | - | 91 | 53 | 28 | 18 | - | - | 80 | |
| 2008 | Milwaukee, USA | Befolyó | 1,6 | 43,6 | 72,6 | - | 11,1 | 10,7 | 164 | - | - | - | - | Soonthornnonda et al, 2008 |
| 2008 | Párizs, Franciaország | Befolyó | 0,4 | | 79 | - | - | 23 | 172 | - | - | - | - | Gasperi et al, 2008 |
| 2007 | Ribeireo Preto, Brazília | Befolyó | 0,2 | 6,9 | 17 | 0,1 | - | 37 | 79 | - | - | - | - | da Silva Oliveira et al, 2007 |
| 2006 | Párizs, Franciaország | Befolyó | 0,6 | 8,5 | 62 | - | 12 | 18 | - | - | - | 1,76 | - | Buzier et al, 2006 |
| | | Elfolyó | 0,3 | 3,8 | 18 | - | 10 | <1 | - | - | - | 1,1 | - | |
| | | Csökk. (%) | 50 | 55 | 71 | - | 16 | 95 | - | - | - | 38 | - | |
| 2005 | Stockholm, Svédország | Befolyó | 0,19 | 3,5 | 81 | - | 10,4 | 2,4 | 203 | - | - | - | - | Palmquist és Hanaeus, 2005 |
| 2003 | Gdansk, Lengyelország | Befolyó | 15 | - | 112 | - | - | 60 | 455 | - | - | - | - | Chipasa, 2003 |
| | | Elfolyó | 12 | - | 23 | - | - | 40 | 62 | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 20 | - | 79 | - | - | 33 | 86 | - | - | - | - | |
| | Tessaloniki, Görögország | Befolyó | 3,3 | 40 | 79 | - | 77 | 39 | 470 | - | - | - | - | Karvelas et al, 2003 |
| | | Elfolyó | 2,3 | 25 | 58 | - | 60 | 31 | 380 | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 30 | 38 | 27 | - | 22 | 21 | 19 | - | - | - | - | |

| Év | Ország | Minta | Cd µg/l | Cr µg/l | Cu µg/l | Hg µg/l | Ni µg/l | Pb µg/l | Zn µg/l | As µg/l | Ag µg/l | Co µg/l | Al µg/l | Hivatkozás |
|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|---|
| 1992 | Regina, Kanada | Befolyó | 279 | 116 | 703 | - | 572 | - | 627 | - | - | - | - | Rao és Viraraghavan, 1992 |
| | | Befolyó (max) | 400 | 250 | 1372 | - | 1095 | - | 1228 | - | - | - | - | |
| 1983 | Cincinnati, USA | Befolyó | 20,9 | 630 | 800 | <2,0 | 450 | 880 | 1240 | 20,6 | 8 | - | - | Petrasek et al, 1983 |
| | | Elfolyó | 7,9 | 340 | 160 | <2,0 | 180 | 110 | 460 | 16,7 | <5 | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 62 | 44 | 80 | - | 60 | 88 | 63 | 19 | min. 40 | - | - | |
| | Washington, USA | Befolyó | 1,2 | 17 | 49 | 0,8 | - | 23 | 110 | 1,49 | 3,98 | - | - | |
| | Dallas, USA | Befolyó | 14 | 205 | 224 | 0,43 | 62 | 52 | 366 | 14,8 | 0,78 | - | - | |
| | Edmonton, Kanada | Befolyó (max) | 34 | 6290 | 180 | - | 132 | - | 850 | - | - | - | - | Nielson és Hrudey, 1983 |
| | Calgary, Kanada | Befolyó (max) | 9 | 1330 | 176 | - | 54 | - | 238 | - | - | - | - | |
| 1973 | Kansas City, Missouri | Befolyó | 24 | 189 | 223 | 1,3 | - | 390 | 1050 | - | - | - | - | Brown és Hensley, 1973 |
| | | Elfolyó | 18 | 120 | 68 | 0,6 | - | 160 | 342 | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 25 | 37 | 70 | 54 | - | 59 | 67 | - | - | - | - | |
| | Kansas City, Kansas | Befolyó | 20 | 747 | 147 | 0,8 | - | 250 | 734 | - | - | - | - | |
| | | Elfolyó | 20 | 553 | 61 | 0,6 | - | 180 | 353 | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 0 | 26 | 59 | 25 | - | 28 | 52 | - | - | - | - | |
| | Joplin, Missouri | Befolyó | 21 | 66 | 136 | 1,5 | - | 190 | 984 | - | - | - | - | |
| | | Elfolyó | 15 | 41 | 47 | 0,8 | - | 65 | 484 | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 29 | 38 | 65 | 47 | - | 66 | 51 | - | - | - | - | |
| | Jefferson City, Missouri | Befolyó | 16 | 135 | 97 | 2,5 | - | 120 | 289 | - | - | - | - | |
| | | Elfolyó | 15 | 96 | 85 | 1,6 | - | 86 | 227 | - | - | - | - | |
| | | Csökk. (%) | 6 | 29 | 12 | 34 | - | 28 | 22 | - | - | - | - | |

*1. táblázat. A vizsgált szennyvízminták mért nehézfém-koncentrációja*

## KADMIUM

A kadmium koncentrációja a települési szennyvizekben ma már jellemzően csak néhány µg/l-re korlátozódik. Ennél nagyobb értékek az iparral érintett területeken sem gyakran jellemzők; a higany és a kadmium a 25%-os ipari terhelési aránnyal üzemelő bangkoki szennyvíztelepen is minimális mennyiségben volt kimutatható. (Chanpiwat et al, 2010).

A közelmúltban tapasztalt mérési eredmények is legfeljebb mikrogrammos koncentrációkról adnak jelentést, ugyanakkor az összehasonlítás érdekében fontos megemlíteni, hogy alig 30 évvel ezelőtt Rao és Viraraghavanv (1992) egy 76.000 m3/d átlagos teljesítményű városi szennyvíztelep befolyásánál 400 µg/l kadmiumtartalmat is mértek, de kiugró adat még Üstün (2009) eredménye is, aki egy törökországi szennyvíztisztító telepen határozott meg 137 µg/l-es kadmiumkoncentrációt a nyers szennyvízben.

A kadmium ipari felhasználásának és kibocsátásának szabályozását jól mutatja, hogy napjainkban a fejlett területeken a kadmiumkibocsátás 60%-a a háztartásokból, leginkább mosóporokból és mosószerekből származik (Drozdova et al, 2019). Ezen kívül egyes szerzők a kadmium meghatározó forrásának tartják a talajvízzel történő infiltrációt is, melynek felelőse a mezőgazdaságban és a városi kertekben is korábban elterjedten használt kadmiumtartalmú peszticidek alkalmazása (Houhou et al, 2009). A talaj kadmiumtartalmának ma is meghatározó forrása lehet a foszfátműtrágyák felhasználása (Thévenot et al, 2007).

A kadmium eltávolítása a nyers szennyvízből az eleveniszap adszorpciós képességének hatására sokszor jelentős, több szerző számolt már be 95% feletti kadmiumkoncentráció-csökkenésről hagyományos eleveniszapos rendszerekben. (Carletti et al, 2008; Üstün, 2009).

## KRÓM

A króm mennyisége a befolyó szennyvízben a legtöbb esetben kimutatható. Feltűnő Üstün (2009) mérési eredménye, aki olykor 2 mg/l feletti krómkoncentrációt tapasztalt a nyers szennyvízben. Ezt az érintet terület jelentős ipari tevékenységével magyarázta, amiben nagy arányt tesz ki a textilipar (80 üzem) és a bőrfeldolgozás (90 üzem), illetve a fémfeldolgozás és az autóipar is. A krómot nagy mennyiségben használják szövetfestékekben a ruhaiparban, illetve autóipari felhasználása is jelentős.

Napjainkban a fejlett európai országokban a települési szennyvíz krómtartalma 20-100 µg/l között mozog.

Talán a króm által okozott káros környezeti és egészségügyi hatások csökkentésére irányuló törekvés eredménye mutatkozik meg abban, hogy az évtizedekkel ezelőtti vizsgálatok még sokszor nagyságrendekkel (~600 µg/l) nagyobb krómtartalmat állapítottak meg a nyers szennyvízben (Petrasek és Kugelman, 1983), sőt Nielson és Hrudey (1983) Edmontonban még 6,29 mg/l koncentrációt tapasztalt.

Bár Sörme és társai (2002) szerint a szennyvízbe kerülő króm eredete leginkább csak becsülhető, a széles körben elterjedt gépkocsihasználat miatt megjelenése a városi lefolyásokban is általánossá vált (Bender, 2008). Ezenkívül a háztartási krómozott használati eszközök és díszítő elemek is nehézfémforrások, hiszen tökéletesen oldhatatlan, kopásnak teljesen ellenálló anyagokról ritkán beszélhetünk. Textilipari felhasználásából következik, hogy a ruhák otthoni mosása szintén nagymértékben hozzájárulhat a szennyvíztelepek krómterheléséhez.

A hagyományos eleveniszapos rendszereket elhagyó tisztított szennyvízben maradó krómkoncentráció a befolyó mennyiség mindössze töredéke. Eredményeinkből is látható, hogy a nyers szennyvíz krómtartalmának meghatározó része az iszapba kerül, de ezen kívül több szerző is beszámolt a króm eleveniszapban történő nagyarányú koncentrálódásáról (Carletti et al, 2008, Üstün, 2009).

## RÉZ

A befolyó szennyvíz réztartalma jellemzően 100 µg/l alatti, de egyes területeken napjainkban is elérheti, meghaladhatja a 200 µg/l-t. A szennyvíz rézkoncentrációjában a 90-es évek második feléhez képest egyértelmű csökkenés figyelhető meg. Sörme és társai (2002) tanulmánya szerint a nyers települési szennyvíz réztartalma a 80-as évek elején általánosságban jelentősen csökkent, de azzal együtt stabilizálódott is.

A szennyvízben megtalálható réz nagyobb arányban az ivóvízből, illetve az ivóvízvezeték-rendszerből származik, a szennyvízre jellemző megnövekedett rézkoncentráció a háztartási vízvezetékrendszerek korróziójának tulajdonítható (Drozdova et al, 2019). Ennek megfelelően a szennyvízben kimutatható réz mennyisége egyértelműen csökkenthető a műanyag vezetékek elterjedésének ösztönzésével, bár kérdés, hogy a műanyag csövek széles körű használata milyen egyéb, esetleg toxikus komponensek megjelenését generálja vagy fokozza a települési szennyvizekben. A növénytermesztésben és állattenyésztésben is jelentős rézfelhasználás és -kijuttatás történik, a csatornában megjelenő réz egy része az élelmiszer-fogyasztás következménye.

A korábbi és a friss eredményeket is figyelembe véve elmondható, hogy a befolyó réz teljes mennyiségének mindössze 15-30%-a marad a tisztított vízben, miközben meghatározó része az iszapban koncentrálódik, rendszerint 200-300 mg/kg tömegarányt eredményezve a víztelenített szennyvíziszap szárazanyag-tartalmára vonatkoztatva. A kutatások alapján a réz nagyobb része lebegő anyag formájában van jelen a szennyvízben (koncentrációja összefüggésben van a lebegőanyag-tartalommal), és a szennyvíz réztartalmának nagyarányú csökkenése is erre vezethető vissza.

## HIGANY

A települési szennyvíz higanytartalma legfeljebb néhány tized, esetleg 1-2 µg/l, de legtöbbször ma már a kimutathatósági határ alatti. A 2,5 µg/l feletti befolyó higanykoncentrációról már az 1970-as években sem számoltak be a szakirodalomban.
A lakossági eredetű higanykibocsátás része az amalgámtömések kopása, viszont az anyag fogászatban történő felhasználása már ipari kibocsátásnak számít. Az amalgámtömések alkalmazása miatti higanyterhelés az esztétikai fogászat térhódításával egyre inkább háttérbe szorul.

A nehézfémek felhasználásának és kibocsátásának korlátozására jó példa, hogy a higanyt 2013 óta az Egyesült Nemzetek Környezetvédelmi Programja (UNEP) keretében a Minamata-egyezményről szóló szerződés alapján forrásellenőrzésnek vetették alá, és többek között azt is kijelentették, hogy a fogászatban felhasznált higany mennyiségét is jelentősen csökkenteni kell olyan alternatív anyagok használatának ösztönzésével, amelyek az említett nehézfémet nem tartalmazzák (UNEP1). Napjainkban a települési szennyvíztisztítókba beáramló higany gyakran mezőgazdasági eredetű, forrása lehet továbbá a háztartási vegyi anyagok (pl. festékek) használata, illetve a hulladéklerakók csurgalékvizeinek és a csapadékvizek csatornába vezetése (Gbondo-Tugbawa et al, 2010; Wang et al, 2004). A mezőgazdasághoz szorosan kapcsolódik a műtrágyagyártás és a növényvédőszer-gyártás, melyek során nehézfémtartalmú termékek előállítása történik, amely magával hozza a nehézfémek gyártási hulladékáramokban történő megjelenését is (Li et al, 2016). A 60-as évek előtt a növényvédelemben jellemző volt az arzén-, ólom- és higanytartalmú peszticidek használata, melyeket ma már tilos alkalmazni.

Buzier és társai (2006) szerint a higany az egyik legnehezebben eltávolítható nehézfém. Amennyiben a szennyvíz kimutatható mennyiségben tartalmaz higanyt, koncentrációjában a szakirodalmi adatok alapján az eleveniszapos tisztítást követően 20-60%-os csökkenés figyelhető meg.

## NIKKEL

A rézhez hasonló koncentrációtartományban van jelen a növényi és állati szervezetben szintén nyomelemnek számító nikkel, melynek koncentrációja a települési szennyvizekben ma már csak elvétve haladja meg a 100 µg/l-t. Kiugró eredménynek számít Rao és Viraraghavan (1992) mérése, akik Kanadában 0,5-1 mg/l rézkoncentrációt állapítottak meg a nyers szennyvízben.

A szennyvíz nikkeltartalmának legmeghatározóbb forrása egyértelműen a lakossági kibocsátás. A nikkel valamennyi esetben megtalálható az élelmiszer-feldolgozásban használt ötvözetekben, valamint az egészségügyi berendezésekben és a védőbevonatokban. A nikkelezett konyhai eszközök elterjedését mutatja, hogy a háztartási forrásokból a csatornába jutó nikkel 61%-a a székleten keresztül kerül a szennyvízelvezető rendszerbe (Rule et al, 2006).

A nikkel iszapba kerülő és a tisztított szennyvízben maradó aránya erősen változó; vélhetően megjelenési formájától függően a befolyó mennyiség 20-80%-a marad benne a tisztított szennyvízben.

A szennyvízben a nikkel legtöbbször oldott komplexek formájában fordul elő, ezért nagyon mobilis, ami az iszapban történő megkötődését alapvetően korlátozza. Buzier és társai (2006) szerint részben emiatt a nikkel a nehézfém-eltávolíthatósági sorrend végén található.

## ÓLOM

A települési szennyvíz ólomkoncentrációja változó, leggyakrabban a néhány µg/l-estől a néhány 10 µg/l-esig fordul elő, amely ötöd-tized része a 90-es években mért koncentrációknak. Ettől függetlenül közlekedési eredetű ólomszennyezés miatt csapadékos időszakban az ólomkoncentrációban rendkívüli értékek is tapasztalhatók.

A települési ólomkibocsátás forrása egyértelműen a közlekedés. Ezen kívül a szennyvizek ólomtartalma várhatóan jelentősebb azokban az országokban, ahol az ólomvezeték még nagyobb arányban van használatban az ivóvízellátó rendszerekben. Textilipari felhasználása miatt a mosás során keletkező szennyvizek szintén meghatározó forrásai a települési szennyvíz ólomtartalmának.

Mivel a szennyvíz az ólmot meghatározó arányban lebegő anyag formájában tartalmazza, eltávolítása a települési szennyvíztisztító telepeken hatékonynak mondható; így a gyakran 80-90%-os eltávolítási hatékonysággal a tisztított szennyvíz néhány µg/l-es kezdeti ólomkoncentrációja könnyen a kimutathatósági határ alá csökkenthető.

Ezt bizonyítja többek között Buzier és társai (2006) tapasztalata is, akik a befolyó oldalon 15-20 µg/l-es ólomkoncentrációt mértek, miközben a szóban forgó komponenst a tisztított szennyvízben már nem tudták kimutatni.

## CINK

A kommunális szennyvizek és szennyvíziszapok esetén leggyakrabban emlegetett fémszennyezők a cink és a réz. Széles körű felhasználásuk miatt a lakossági szennyvízben is jelentősebb mértékben koncentrálódnak a többi nehézfémhez képest.
A települési szennyvizek cinkkoncentrációja jellemzően 100-250 µg/l közötti, melynek a saját méréseink eredményei (0,14-0,20 mg/l) is megfelelnek.

Ez a koncentrációtartomány egyébként nagyjából fele-negyede az 1980-as és 1990-es években mért értékeknek, bár egyes esetekben a városi lefolyások, ipari üzemek hatására még ma is előfordulhatnak akár 2 mg/l-es cinkkoncentrációk is a nyers kevert szennyvízben.

A befolyó települési szennyvíz cinktartalmát Petrasek és Kugelman (1983), illetve Rao és Viraraghavan, (1992) vizsgálatai is 1 mg/l felettinek határozták meg, amely a mostanában mért koncentrációk közel tízszerese.

A rézhez hasonlóan a cink forrása is jól nyomon követhető (Sörme et al, 2002).

Legmeghatározóbb forrásai a háztartási bemenetek (European Commission, 2001), továbbá a személyes ápolási termékek is, beleértve a sampont, a dezodorokat és a fogkrémet, valamint a háztartási vegyszereket (pl. mosószer) (Hargreaves et al, 2018). A cink gyógyszeripari felhasználása is számottevő, illetve ma is forgalomban vannak cinktartalmú növényvédő szerek és rágcsálóirtók, melyek nehézfémtartalma a talajvízzel történő bemosódással kerülhet a csatornarendszerbe.

A cink átlagosan 60-70%-a kerül az iszapba a tisztítás során, ami a víztelenített szennyvíziszapban jellemzően 1 g/kg sz. a. körüli feldúsulást jelent. A cink a szennyvízben általában lebegő anyag formájában vannak jelen (Choubert és társai, 2011; Hargreaves et al, 2018), ami az iszapban való nagyobb arányú megjelenését is magyarázza.

## ARZÉN

A hazai vízbázisok legkritikusabb szennyezőjének tartott arzén friss mérési eredményeink alapján körülbelül 8 µg/l koncentrációban érkezik a szennyvíztisztító telepre. Ez az érték az ivóvízben megengedhető legnagyobb arzénkoncentrációnak (10 µg/l) is alatta marad, bár arányait tekintve sokkal magasabb a szolgáltatott ivóvíz 1 µg/l alatti arzénkoncentrációjánál. Az irodalmi adatokat tekintve a települési kevert szennyvíz arzénkoncentrációja ma már a 10 µg/l-es ivóvíz-határértéket is ritkán éri el. A korabeli elemzések csak ritkán terjedtek ki a szennyvíz arzéntartalmára, és azok is legfeljebb 15-20 µg/l-es koncentrációkról számoltak be.

A háztartási szennyvízben található arzén forrásaira vonatkozóan kevés információnk van, de arzént tartalmaznak egyes gyógyszerek, mosószerek és festékek is (Drozdova et al, 2019). Az arzén gyógyszerkészítményekben történő felhasználása máig gyakorlat, így a szennyvízben azok használatán keresztül egyértelműen megjelenik.

Annak ellenére, hogy az általunk vizsgált területen az ivóvíz arzénkoncentrációja minimális, sok helyen épp az arzén lehet annak példája, hogy az emberi tevékenységen kívül egyes nehézfémek megjelenése az adott terület geokémiai jellemzőivel is magyarázható.

Choubert és társai (2011) például 13 települési (városi és vidéki) szennyvíztisztító telep nehézfémmérlegét ellenőrizték. Magasabb koncentrációtartományt a vidéki szennyvízben egyedül az arzén esetében figyeltek meg, amely véleményük szerint valószínűleg az érintett terület földtani jellemzőivel lehetett összefüggésben.

A szennyvíz összetételét tekintve a szerzők jellemzően 50% alatti (20-40% közötti) arzéntartalom-csökkenésről számoltak be az eleveniszapos szennyvíztisztítás során, így az általunk mért 15-20%-os csökkenés általánosnak mondható.

## EZÜST

A lakossági szennyvíz ezüstkoncentrációja az általunk végzett mérések alapján kimutathatósági határ alatti volt, és több szerző is az ezüst hasonló arányú jelenlétéről számolt be. Az ezüst koncentrációja évtizedekkel ezelőtt is mindössze néhány µg/l-nek bizonyult a kevert települési szennyvízben.
Choubert és társai (2011) korábban hivatkozott felmérése során, melyben 13 települési szennyvíztisztító telep nehézfémmérlegét ellenőrizték, az ezüst 80%-os előfordulással volt megtalálható a nyers szennyvízben.
Számottevő ezüstfelhasználás történik a fényképészetben, illetve az amalgám fogtömések is ezüst felhasználásával készülnek (JMESS, 2015; Mahmud et al, 2016).

## KOBALT

A kobaltra vonatkozóan a szakirodalomban minimális mérési eredményeket találtunk, és esetünkben is csak a víztelenített szennyvíziszapban volt csekély mennyiségben kimutatható. Ez alapján a kobalt esetében még az ezüstnél is kisebb koncentráció számítható ki a befolyó szennyvíz kobalttartalmára, amely maximum néhány tized µg/l-es koncentrációnak adódhat. Buzier és társai (2006) a kobaltra éppen a kimutathatósági határhoz közel eső koncentrációt állapítottak meg a nyers szennyvízben (1,8 µg/l) és a tisztított szennyvízben (1,1 µg/l) is.

A kobalt az egyik legfontosabb átmeneti fém, az emberi szervezetre kettős hatással bír; jelenléte egyaránt okozhat kedvező és ártalmas hatást. Shahat és társai (2015) szerint forrása a petrolkémia, a bányászat, az akkumulátorgyártás és az elektronikai ipar, amelyek jelentős mennyiségű kobalttal szennyezett szennyvíz keletkezését eredményezik.

## ALUMÍNIUM

Az alumíniumot a települési kevert szennyvizek gyakran több g/l-es koncentrációban tartalmazzák, melynek oka részben a háztartási termékekben történő gyakori felhasználása, és az építőiparban való elterjedt alkalmazása. Nagyobb mennyiségben származhat a fémfeldolgozási és a fémmegmunkálási iparágakból, ugyanakkor bizonytalan része a nem lakossági szennyvizek előtisztításánál alkalmazott alumíniumsók maradéka lehet.

Könnyen kicsapódik, ezért a szennyvíz alumíniumtartalmának nagy része az iszapban koncentrálódik. Szennyvíztisztításban történő alkalmazása is épp ennek a kedvező tulajdonságának köszönhető.

## KÖVETKEZTETÉSEK

A jelen cikkünkben összefoglalt, a világ számos pontján végzett kutatások eredményei is megerősítik, hogy a befolyó szennyvíz nehézfém-koncentrációja az elmúlt időszakban lényeges változáson ment keresztül.

Ennek oka a vízfelhasználási szokások változásán túl az egyes anyagok egészségre veszélyes tulajdonságának felismerése, és ezen keresztül felhasználásának és kibocsátásának ellenőrzése és korlátozása. Annak ellenére, hogy a települési szennyvizek tisztítási gyakorlatában az elmúlt évtizedekre vonatkoztatva nem tapasztalhatók lényeges különbségek, a befolyó szennyvíz összetételének módosulása magával hozta a tisztított szennyvíz, illetve a keletkező szennyvíziszap minőségében tapasztalható változásokat is.

Bár a hagyományos szennyvíztisztító technológiákat leginkább szerves anyag és tápanyag eltávolításra méretezik, a legtöbbször megfelelő kapacitással rendelkeznek a nehézfémek visszatartására is (Buzier et al, 2006; Choubert et al, 2011). Vélhetően az érkező nehézfémtartalom csökkenése is nagymértékben hozzájárul ahhoz, hogy a legtöbb esetben a hagyományos eljárásokkal az évtizedekkel ezelőttihez képest szigorúbb előírások is teljesíthetők, bár a változó szennyvízösszetételtől függően ez a megfelelés jelentős mértékben függ az adott területre jellemző vízfelhasználási szokásoktól.

A fejlett országokban a veszélyes fémek koncentrációja a szennyvízben általában csökkent az 1970-es évek végéhez képest, melynek oka többek között a nehézipar leépítése, az ipariszennyvíz-előkezelési technológiák fejlesztése és alkalmazásának általánossá válása, a nehézfémek ipari felhasználásának és kibocsátásnak szigorúbb szabályozása, illetve azok kereskedelmi forgalomba kerülésének korlátozása. A réz, a cink, az ólom, a nikkel és a króm koncentrációja a világ legtöbb városában hasonló és jól behatárolható tartományban mozog (Houhou et al, 2009), de ennek ellenére, különösen a fejlődő országokban a nyers szennyvizek fémkoncentrációja még ma is meghatározó lehet, illetve a nehézfémek származása sem minden esetben tisztázott teljesen.

A települési szennyvizekre jellemző csökkenő koncentráció ellenére a nehézfémek a természetében mindenütt jelen vannak, és szinte mindig kimutathatók a kezeletlen nyers szennyvízben. Legalacsonyabb koncentrációban általában a higany van jelen, míg a legmeghatározóbb a cink előfordulása lehet (Hargreaves et al, 2018), de a nehézfémek szennyvízben való jelenléte alapvetően a fogyasztói szokásoktól és az életstílustól függ (Chirila et al, 2014; Spanos et al, 2016).

Bár az ipari eredetű nehézfém-kibocsátások a szigorú környezetvédelmi szabályozások miatt ma már jobbára kézben tartottak, a lakosság és a kisvállalkozások mindennapos ellenőrzése kivitelezhetetlen, ezért a települési szennyvizek fémtartalma nem csökkenthető le teljesen. Bár az autómosók és szervizek rendszeres ellenőrzése hozhatna eredményt, de fontos megjegyezni, hogy ezek a vállalkozások a közlekedéseredetű nehézfémszennyezésnek csak kis arányát adják, és a szennyvízben megjelenő mennyiségtől sokkal nagyobb tömegű nehézfém kerül közvetlenül a környezetbe (talaj, élővizek) és a csatornarendszerbe a járművek üzemeltetése (pl. üzemanyag-égetés, gumikopás, fékbetétek kopása) során, vagy csapadékos időjárás esetén. Más területekhez hasonlóan az egészségügy is nagy fejlődésen ment keresztül az elmúlt évtizedekben, emiatt például a fogorvosok ellenőrzése sem jelenthet ma már megoldást a higanykibocsátás számottevő csökkentésére.

Habár a kapcsolódó szabályozások és ellenőrzések az illetékes hatóságok és végrehajtó szervek feladata, a nehézfémek kibocsátásnak csökkentése a hatósági fellépésen kívül sokkal inkább az erős társadalmi (fogyasztói) hozzáállástól függ, amely a legerősebb befolyással bír a gyártói szokásokra. Ameddig a fogyasztók igénylik a jelenleg nehézfémterhelést okozó termékeket és szolgáltatásokat, addig azok vélhetően elérhetők is lesznek.

Mivel az ipar nehézfém-kibocsátása ma már rendkívül szigorú és ellenőrzött, a települési szennyvízben megjelenő nehézfémtartalom innentől inkább a nehézfémek környezetre gyakorolt hatásainak a lakosságban való tudatosításával, és ezzel az emberek életmódjának megváltoztatásával csökkenthető tovább.

## IRODALMI HIVATKOZÁSOK

Acharya J., Kumar U. Rafi P. M. (2018) Removal of Heavy Metal Ions from Wastewater by Chemicaly-ly Modified Agricultural Waste Material as Potential Adsorbent-A Review International Journal of Current Engineering and Technology 8 (3) pp. 526-530, DOI: https://doi.org/10.14741/ijcet/v.8.3.6

Akpor O. B., Ohiobor G. O., Olaolu T. D. (2014) Heavy metal pollutants in wastewater effluents: Sources, effects and remediation Oghenerobor Advances in Bioscience and Bioengineering 2014; 2 (4) pp. 37-43. (doi: 10.11648/j.abb.20140204.11.)

Bender M. Facing up to the hazards of mercury tooth fillings. A report to US House of Representatives Government Oversight Subcommittee on Domestic Policy assessing state and local regulations to reduce dental mercury emissions. MercuryPolicyProject. 2008. [cited 2015 Jan 14].

Brown H. G., Hensley C. P., McKinney G. L., Robinson J. L. (1973) Efficiency of heavy metals removal in municipial sewage treatment plant, Environmental Letters 5 (2) pp. 103-114. https://doi.org/10.1080/00139307309435517

Buzier R., Tusseau-Vuillemin M. H., dit Meriadec C. M., Rousselot O., Mouchel J. M. (2006) Trace metal speciation and fluxes within a major French wastewater treatment plant: Impact of the successive treatments stages, Chemosphere 65 pp. 2419–2426, doi:10.1016/j.chemosphere.2006.04.059

Buzier, R., Tusseau-Vuillemin, M.-H., Keirsbulck, M. and Mouchel, J.-M. (2011) Inputs of total and labile trace metals from wastewater treatment plants effluents to the Seine River. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 36(12), 500–505. 10.1016/j.pce.2008.09.003

Carletti G., Fatone F., Bolzonella D.,Cecchi F. (2008) Occurrence and fate of heavy metals in large wastewater treatment plants treating municipal and industrial wastewaters, IWA Publishing 2008 Water Science & Technology 57 (9) pp. 1329-36. doi: 10.2166/wst.2008.230.

Cecchini G., Cirello P., Eramo B. (2015) Partitioning dynamics and fate of metal sin an urban wastewater treatment plant, Environmental Engineering and Management Journal 14 (7) pp. 1511-1520

Chanpiwat P. Kim K-W., Sthiannopkao S. (2009) Metal Contents and Its Variation in Wastewater and Sewage Sludge: A Case Study of Bangkok Central Wastewater Treatment Plants, Proceedings of the International Symposia on Geoscience Resources and Environments of Asian Terranes (GREAT 2008), 4th IGCP 516,and 5th APSEG; November 24-26, 2008, Bangkok, Thailand

Cherfi A., Achour M., Cherfi M., Otmani S., Morsli A. (2015) Health risk assessment of heavy metals through consumption of vegetables irrigated with reclaimed urban wastewater in Algeria Process Safety and Environmental Protection 9 8 pp. 245–252, DOI: 10.1016/j.psep.2015.08.004

Chirila E., Draghici C., Puhacel A. (2014) Total and dissolved metals occurrence in municipal wastewater treatment plant effluents, Environmental Engineering and Management Journal 13 (9) pp. 2211-2218 DOI: 10.30638/eemj.2014.246

Choubert J.-M., Pomiès M., Martin Ruel S., Coquery M. (2011) Influent concentrations and removal performances of metals through municipal wastewater treatment processes, IWA Publishing 2008 Water Science & Technology 63 (9) pp. 1967-1973. doi: 10.2166/wst.2011.126

Drozdova J., Raclavska H., Raclavsky K., Skrobankova, H. (2019) Heavy metals in domestic wastewater with respect to urban population in Ostrava, Czech Republic Water and Environment Journal 33 pp. 77–85. doi: 10.1111/wej.12371

European Commission. Pollutants in urban waste water and sewage sludge. Final report. Office for Official Publications of the European Communities; 2001.

Gbondo-Tugbawa S. S., McAlear J. A., Driscoll C. T., Sharpe C. W. (2010) Total and methyl mercury transformations and mass loadings within a wastewater treatment plant and the impact of the effluent discharge to an alkaline hypereutrophic lake. Water Res. 44 (9) pp. 2863–2875. DOI: 10.1016/j.watres.2010.01.028

Gradebo A. M., Taiwo A. M., Ayedun, H., Adeola A. J. (2012) Geochemical analysis of groundwater quaity in Agbara and Environs Applied Ecology and Envirnmental Research 10(3) 375-384

Gulyás G., Pitás V., Kárpáti A., Fazekas B., Domokos E., Rédey E., (2014), Heavy metal balance in a Hungarian municipal sewage treatment plant, Environmental Engineering and Management Journal, 13, 2039-2044.

Hariri E., Abboud M.I., Demirdjian S., Korfai S., Mroueh M., Taleb R.I. (2015) Carcinogenic and neurotoxic risks of acrylamide and heavy metals from potato and corn chips consumed by the Lebanese population. Journal of Food Composition and Analysis 42: pp. 91-97.

Hargreaves A. J., Constantino C., Dotro G., Cartmell E., Campo P. (2018) Fate and removal of metals in municipal wastewater treatment: a review, Environmental Technology Reviews 7 (1) pp. 1-18, DOI: 10.1080/21622515.2017.1423398

Houhou J., Lartiges B. S., Montarges-Pelletier E., Sieliechi J., Ghanbaja J., Kohler A. (2009) Sources, nature, and fate of heavy metal-bearing particles in the sewer system Science of the Total Environment 407 pp. 6052–6062., doi: 10.1016/j.scitotenv.2009.08.019.

Hu, Z., Chandran, K., Grasso, D., and. Smets, B.F. (2003). Impact of metal sorption and internalization on nitrification inhibition. Environ. Sci. Technol., 37, 728–734. https://doi.org/10.1021/es025977d

IARC (1990) International Agency for Research on Cancer 1990 IARC monographs supplement 7—nickel and nickel compounds. 49:264–9

IARC (2006) International Agency for Research on Cancer (2006) IARCmonographs supplement 7—lead and lead compounds. 87:230–2

IARC (2012) International Agency for Research on Cancer (2012) IARC Monographs—arsenic, metals, fibres and dusts. A review of Human Carcinogenic. Lyon. 100C.

Kim, K. R., Kim, J. G., Park, J. S., Kim, M. S., Owens, G., Youn, G. H., Lee, J. S. (2012) Immobilizer-assisted management of metal-contaminated agricultural soils for safer food production. Journal of Environmental Management, 102, pp. 88-95.

Li Z., Chen J., Guo H., Fan X., Wen Z., Yeh M-H., Yu C., Cao X., Wang Z. L. (2016) Triboelectrification-Enabled Self-Powered Detection and Removal of Heavy Metal Ions in Wastewater, Advanced Materials Vol 28, Issue 15 pp. 2983-2991. https://doi.org/10.1002/adma.201504356

Mattsson, A., Mattsson, J.. Davidsson, F. (2012) A strategy for reducing pollutants at the source in order to obtain sustainable agricultural recycle of wastewater sludge. Water Science & Technology 66 (9), 1879–1884.

Mattsson A., Finnson A., I'Ons D. (2017) Heavy metal content of Swedish municipal wastewater sludge – status and goals, Water Sci Technol. 76 (3-4) pp. 869-876. doi: 10.2166/wst.2017.277.

Neilson J. S., Hrudey S. E. (1983) Metal Loadings and Removal at a Municipal Activated Sludge Plant. Water Research 17 pp. 1041-10452.

Palmquist H, Hanaeus J. Hazardous substances in separately collected grey- and blackwater from ordinary Swedish households. Sci Total Environ 2005;348:151–63.

Petrasek A. C., Kugelman I. J. (1983) Metals removals and partitioning in conventional wastewater treatment plants. J. Water Pollut. Control Fed., 55 pp. 1183-1189.

Rao G. A. K., Viraraghavan T. (1992) Removal of heavy metals at a Canadian wastewater treatment plant Journal of Environmental Science and Health . Part A: Environmental Science and Engineering and Toxicology 27 (1) pp. 13-23. http://dx.doi.org/10.1080/10934529209375714

Ray P. Z., Shipley H. J. (2015) Inorganic nano-adsorbents for the removal of heavy metals and arsenic: a review. RSC Advances, 5 (35) pp. 29885-29907.

Rule K. L., Comber S. D. W., Ross D., Thornton A., Makropoulos C. K., Rautiu R. (2006) Diffuse sources of heavy metals entering an urban wastewater catchment Chemosphere 63 (1) pp. 64–72. doi:10.1016/j.chemosphere.2005.07.052

Shahat A., Awual M. R., Naushad M. (2015) Functional ligand anchored nanomaterial based facial adsorbent for cobalt (II) detection and removal from water samples Chemical Engineering Journal 271: pp. 155-163

da Silva Oliveira A., Bocio A., Beltramini Trevilato T.M., Magosso Takayanagui A.M., Domingo J.L., Segura-Muñoz S.I., (2007), Heavy metals in untreated/treated urban effluent and sludge from a biological wastewater treatment plant, Environmental Science and Pollution Research, 14, 483 – 489.

Singh R. P., Agrawal M. (2008) Potential benefits and risks of land application of sewage sludge. Waste Manag 28 (2) pp. 347–358. DOI: 10.1016/j.wasman.2006.12.010

Soonthornnonda P, Christensen ER. Source apportionment of pollutants and flows of combined sewer wastewater. Water Res. 2008;42(8):1989–1998.

Sörme L., Lagerkvist R. (2002) Sources of heavy metals in urban wastewater in Stockholm, The Science of the Total Environment 298 (1-3) pp. 131–145

Spanos T., Ene A., Karadjova I. B. (2015) Assessment of toxic elements Cu, Cr, Ni, Pb, Cd, Hg, Zn, As and hexavalent chromium in sewage sludge from municipal wastewater treatment plants by combined spectroscopic techniques Rom. Journ. Phys., Vol. 60 (1–2) pp. 237–245.

Thévenot D. R., Moilleron R., Lestel L., Gromaire M-C., Rocher V., Cambier P., Bonté P., Colin J-L., de Pontevès C., Meybeck M. (2007) Critical budget of metal sources and pathways in the Seine River basin (1994–2003) for Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb and Zn, Science of the Total Environment 375 (1-3) pp. 180–203, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2006.12.008

Üstün G.E., (2009), Occurrence and removal of metals in urban wastewater treatment plants, Journal of Hazardous Materials, 172, 833–838.

Wang Q., Kim D., Dionysiou D. D., Sorial G. A., Timberlake D. (2004) Sources and remediation for mercury contamination in aquatic systems—a literature review. Environ Pollut. 131 (2) pp. 323–336. DOI: 10.1016/j.envpol.2004.01.010

SZERZŐ:

**Szakmai tapasztalat**
DRV Zrt.
Bakonykarszt Zrt.]
Bácsvíz Zrt.
Kiskunsági Nemzeti Park Igazgatósága
**Tanulmányok**
Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
Vízellátás-Csatornázás Szakmérnök [2013-2015]
Pannon Egyetem
Vegyészmérnök és Anyagtudományok Doktori Iskola [2012-]
Környezetmérnök M.Sc, környezettechnológia szakirány [2010-2012]
Környezetmérnök B.Sc, környezettechnológia szakirány [2006-2010]
Kocsis Pál Mezőgazdasági és Környezetvédelmi Szakközépiskola
Környezetvédelem tagozat [2002-2006]