

Ivóvíz és medencés fürdővíz komplex egészséghatása

Doktori (PhD) értekezés

dr. Pándics Tamás



Eötvös Loránd Tudományegyetem
Környezettudományi Doktori Iskola
Környezetbiológia Program

A Doktori Iskola vezetője: Prof. Dr. Jánosi Imre, egyetemi tanár
Programvezető: Prof. Dr. Ács Éva, egyetemi tanár
Témavezető: Dr. Tóth Erika, tanszékvezető

Készült az Országos Közegészségügyi Intézetben

Budapest, 2018.

Tartalomjegyzék

1	Rövidítések jegyzéke	4
2	Bevezetés.....	6
3	Célkitűzések	9
4	Irodalmi áttekintés.....	11
4.1	Emberi felhasználású vizek mikrobiológiai kockázata	11
4.1.1	Az ivóvíz mikrobiológiai kockázatai	11
4.1.2	Az ivóvízminőség mikrobiológiai indikátorai	12
4.1.3	Ivóvízjárványok	13
4.1.4	Havária helyzetek és szándékos vízszennyezés	14
4.2	Medencés fürdővíz mikrobiológiai kockázata	15
4.2.1	A fürdővízminőség mikrobiológiai indikátorai.....	16
4.2.2	Medencés fürdővíz eredetű járványok.....	17
4.3	Fertőtlenítéssel összefüggő kockázatok.....	18
4.3.1	A klórozási melléktermékek egészséghatása	19
4.3.2	Az expozíció lehetőségei.....	20
4.3.3	Szabályozási lehetőségek a klórozási melléktermékek kapcsán	20
4.4	Az ivóvíz geogén szennyezői	21
4.4.1	Az arzén egészségkockázata	22
4.4.2	Jód, mint geogén szennyező.....	25
4.5	Új kockázatok – nanoanyagok.....	28
4.5.1	A nanoanyagok tulajdonságai.....	28
4.5.2	A nanoanyagok expozíciója	29
4.5.3	A nanoanyagok toxicitása	31
4.5.4	A nanoanyagok környezeti hatásai.....	32
4.6	Egyéb újonnan felmerülő ivóvízminőségi kockázatok	33
5	Anyag és módszer.....	34
5.1	Vízminőségi adatok feldolgozása	34
5.1.1	Ivóvízminőségi monitoring	34
5.1.2	Országos jódfelmérés	35
5.1.3	Medencés fürdők mikrobiológiai minősége	35
5.2	Klórozási melléktermékek képződésének vizsgálata medencés fürdőben	36
5.3	Nanoanyagok vizsgálata	37

5.4	Statisztikai elemzések.....	39
5.5	Kémiai egészségkockázat becslés	39
5.5.1	Expozícióbecslés az ivóvíz eredetű szennyezőkre	40
5.5.2	Medencevíz és medence légtér eredetű expozíció	43
5.5.3	Dózis-hatás becslés.....	47
5.5.4	Kockázatjellemzés.....	48
5.6	Mennyiségi mikrobiológiai kockázatbecslés	49
5.6.1	Probléma azonosítás	49
5.6.2	Expozícióbecslés	50
5.6.3	Dózis-hatás összefüggés	51
6	Eredmények	53
6.1	Mikrobiológiai kifogásoltság és ennek egészségkockázata	53
6.1.1	Ivóvíz mikrobiológiai kockázatának elemzése	53
6.1.2	Fürdővíz mikrobiológiai kockázatának elemzése	63
6.2	Kémiai kockázatok	70
6.2.1	A klórozási melléktermékek hatásának elemzése az ivóvízben	70
6.2.2	Klórozási melléktermékek egészségkockázata fürdővízben.....	74
6.2.3	Geológiai eredetű ivóvízszennyezők egészséghatása	80
6.3	Új kockázatok elemzésének lehetőségei – nanoanyagok kockázata.....	89
7	Megbeszélés és következtetések	94
7.1	Megbeszélés	94
7.1.1	Az ivóvíz egészséghatásának értékelése.....	94
7.1.2	A medencés fürdővíz egészséghatásának értékelése.....	106
7.2	Következtetések	111
8	Összefoglalás.....	114
9	Summary.....	116
10	Köszönetnyilvánítás	118
11	Irodalomjegyzék.....	119
12	Függelék.....	135

1 Rövidítések jegyzéke

ADD – átlagos napi bevétel (average daily dose)

AOX – abszorbeálható szerves halogéntartalom

CADD – krónikus átlagos napi bevétel (chronic average daily dose)

CDC – Amerikai Járványügyi Központ (Center of Disease Control)

DBP – fertőtlenítési melléktermék (disinfection by-product)

EC₅₀ – a tesztszervezetek 50 %-ára hatásos koncentráció (effective concentration)

EFSA – Európai Élelmiszerbiztonsági Ügynökség (European Food Safety Agency)

EMMI – Emberi Erőforrások Minisztériuma

ENSZ – Egyesült Nemzetek Szervezete

EU – Európai Unió

FAO – Élelmiszerügyi és Mezőgazdasági Szervezet (Food and Agriculture Organization, ENSZ)

GC – genom kópia szám

GC-MS – gázkromatográfiával kapcsolt tömegspektrometria

HBM – humán biomonitoring

HI – kockázati mutató (hazard index)

HUMVI – Humán Vízhasználatok Információs Rendszere

IARC – Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (International Agency for Research on Cancer)

ICCIDD – Nemzetközi Tanács a Jódhiánnyal Összefüggő Betegségek Megelőzésére (International Council for Control of Iodine Deficiency Disorders)

IELCR – élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázat (incremental excess lifetime cancer risk)

IMJP – Ivóvízminőség-javító Program

Kmr – Kormányrendelet

KSH – Központi Statisztikai Hivatal

LADD – élettartamra vonatkoztatott átlagos napi bevétel (lifetime adjusted daily dose)

LC₅₀ – a tesztszervezetek 50 %-ára halálos koncentráció (lethal concentration)

LOAEL – legalacsonyabb megfigyelhető káros hatás szint (lowest observed adverse effect level)

NOAEL – nincs megfigyelhető káros hatás (no observed adverse effect level)

NTU – nefelometriás egység (Nephelometric Turbidity Unit)

OKI – Országos Közegészségügyi Intézet

OKK – Országos Közegészségügyi Központ

QMRA – mennyiségi mikrobiológiai kockázatelemzés (quantitative microbiological risk assessment)

RfC – referencia koncentráció

RfD – referencia dózis

ROS – reaktív oxigén gyök

RT-PCR – reverz transzkripció polimeráz láncreakció

SF – kockázati meredekség (slope factor)

THM – trihalometán

TOC – összes szerves széntartalom (total organic carbon)

UNICEF – Egyesült Nemzetek Nemzetközi Gyermekalapja (United Nations International Children's Emergency Fund)

US EPA – Egyesült Államok Környezetvédelmi Ügynöksége (Environment Protection Agency)

VBT – Ivóvízbiztonsági terv

WHO – Egészségügyi Világszervezet

2 Bevezetés

A természeti és az épített környezet (kültérben és beltérben egyaránt) jelentős hatással bír az emberi egészségre. A hatások lehetnek fizikai, kémiai és biológiai eredetűek és egyaránt lehetnek kedvezőek, illetve kedvezőtlenek. Az egészséges környezet fontosságát a nemzetközi és hazai jogi egyezmények is elismerik. Magyarországon az Alaptörvény rögzíti minden ember jogát az egészséges környezethez. Az Egyesült Nemzetek Szervezete (ENSZ) által a 2015-2030 közötti időszakra meghatározott 17 Fenntartható Fejlődési célja közül 3 célzottan, illetve áttételesen szinte valamennyi összefüggésben áll az egészséges környezettel. Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) 1989-ben indított Környezet és Egészség folyamatának, és az ennek keretében rendszeresen megrendezett Környezet és Egészség össz-európai környezetvédelmi és egészségügyi miniszteri konferenciáknak is fő fókusza a környezet emberi egészséget befolyásoló hatása és a kedvezőtlen hatások kiküszöbölése, mérséklése (ENSZ, 2015; Ostravai Nyilatkozat, 2017; Pándics, 2016a).

A környezeti kockázatok jelentős része köthető az emberi használatra szánt vizekhez, különösképpen az ivó- és fürdővizekhez. Az Egyesült Nemzetek Szervezetének Közgyűlése az ivóvízhez való hozzáférést 2010-ben emberi alapjoggá nyilvánította, vagyis a világon mindenkinek joga van elégséges mennyiségű, biztonságos, elfogadható, fizikailag hozzáférhető és megfizethető ivóvízhez (ENSZ, 2010). Már a Millenniumi Fejlesztési Célok között is szerepelt, hogy 2015-re felére csökkenjen azok száma világszerte, aki számára a biztonságos ivóvíz nem elérhető. Bár a cél teljesült, jelenleg is közel 900 millió embert érint a mennyiségi vagy minőségi szempontból nem kielégítő vízellátás (WHO és UNICEF, 2017). Még a fejlett országokban is, ahol a statisztikai adatok 100%-hoz közelítő ivóvíz ellátottságot mutatnak, a számok mögött jelentősek lehetnek a területi vagy szocio-ökonómiai eltérések. Az Országos Közegészségügyi Központ (OKK) koordinálásával a közelmúltban végzett hazai felmérés kimutatta, hogy Magyarországon is fennáll a hozzáfutás problémája, különösen a mélyszegénységben vagy a tanyasi környezetben élők körében. A Fenntartható Fejlődési Célok között már önálló célként szerepel a teljes körű hozzáférés megvalósítása az egész világon. A fiziológiás és higiénés igények kielégítésére elegendő víz mennyisége mellett az egészséghatás szempontjából annak minősége is jelentős (Pándics, 2016b, c).

Az ivó- és a fürdővizek esetében évszázadokig jelentős mikrobiológiai kockázattal kellett számolni, amely összességében a betegségteher egy igen nagy részét tette ki (Prüss és mtsai,

2002). A kockázatkezelés módja elsősorban a különböző vízfertőtlenítésre szolgáló anyagok és technológiák használata volt, amely igen hatékonyan csökkentette a mikrobiológiai kockázatot. Ennek eredményeként a múlt század elejétől-közepétől igen alacsony szintre csökkent a vízárványok gyakorisága és kiterjedése. Az azóta jelentősen csökkenő víz útján terjedő fertőző megbetegedési gyakoriság mellett kiterjedt vízárványok a fejlett országokban csak különleges helyzetek, pl. extrém időjárási viszonyok kapcsán jellemzőek, mint például hazánkban a 2006-ban történt Miskolci vízárvány (Dura és mtsai, 2010a). A vízzel terjedő fertőző megbetegedések elkerülése, illetve az ettől való félelem okán gyakori a vízfertőtlenítő anyagok és technológiák túlzott alkalmazása (pl. túlklórozás), amely viszont mai tudásunk szerint a kémiai és ezen belül is a karcinogén kockázatok mértékét növeli jelentősen.

A másik megoldás a mikrobiológiai kockázat csökkentésére ivóvíz esetén az 1930-as évektől az artézi kutak fúrása volt, amelyek kiküszöbölték a szennyezett talajvíz ivásából adódó fertőzésveszélyt, ugyanakkor – bár erre csak az 1980-as években derült fény – sok esetben egészségkockázatot jelentő koncentrációban tartalmaztak kémiai szennyezőket (Varsányi és mtsai, 1991). Hazánkban az elmúlt évtizedekben a legnagyobb kockázatot ezek a geológiai eredetű szennyezők, elsősorban az arzén jelentette, amely közel másfél millió embert érintett. A probléma megoldására az európai uniós csatlakozást követően országosan kiterjedt Ivóvízminőség-javító Program indult és zajlik jelenleg is igen jelentős volumenű anyagi ráfordítással (Liczkó, 2018). Bár a programnak köszönhetően az ivóvízminőség ebben a tekintetben jelentősen javult, a beruházások fókuszja elsősorban a jogszabályi határértéknek való megfelelés, viszont hiányzik az egészséghatás értékelésén alapuló komplex látásmód.

A fertőtlenítési melléktermékek egészséghatása, és annak jelentősége feltételezhetően összemérhető a geogén szennyezők kedvezőtlen hatásával, ennek ellenére a keletkezésük mérséklése kapcsán kiterjedt programok, tervek nem léteznek, a jogi szabályozás is hiányos, illetve nem egészséghatás fókuszú, és ennek folyamányaként a szennyezők meghatározásának metodikai oldala sem kellően ismert, illetve kidolgozott. Különös jelentőséget ad a kérdésnek az érzékeny csoportok – a klórozási melléktermékek esetén elsősorban a csecsemők és a kisgyermek – átlag populációhoz képest akár egy nagyságrenddel magasabb kockázata. Ugyancsak fontos szempont az expozíciós utak kérdése, ugyanis a vízben keletkező klórozási melléktermékek nem csak a víz (lenyelés) útján okozhatnak kockázatot, hanem a levegő (belégzés) útján is, amely kapcsán érdemi hazai felmérésről és kockázatcsökkentő intézkedésről

nem tudni. A közvetlen fogyasztás miatt az ivóvizet általában nagyobb kockázatúnak tekintjük, mint a fürdővizet, az expozíciós sajátosságok miatt azonban a fertőtlenítési melléktermékek szempontjából a fürdővíz is hasonló jelentőségű.

A kémiai anyagok minőségi és mennyiségi szempontból egyaránt növekvő előállítása és alkalmazása a környezet, így az emberi felhasználású vizek számára is fokozódó terhelést jelentenek. Az új szennyezők részben a korábbiakhoz hasonló összetételű és hatásmechanizmusú anyagok, de vannak közöttük olyan csoportok, amelyek az egészségkockázat értékelése szempontjából teljesen új megközelítést igényelnek, mint például a hormonrendszerre ható anyagok, vagy a nanoanyagok.

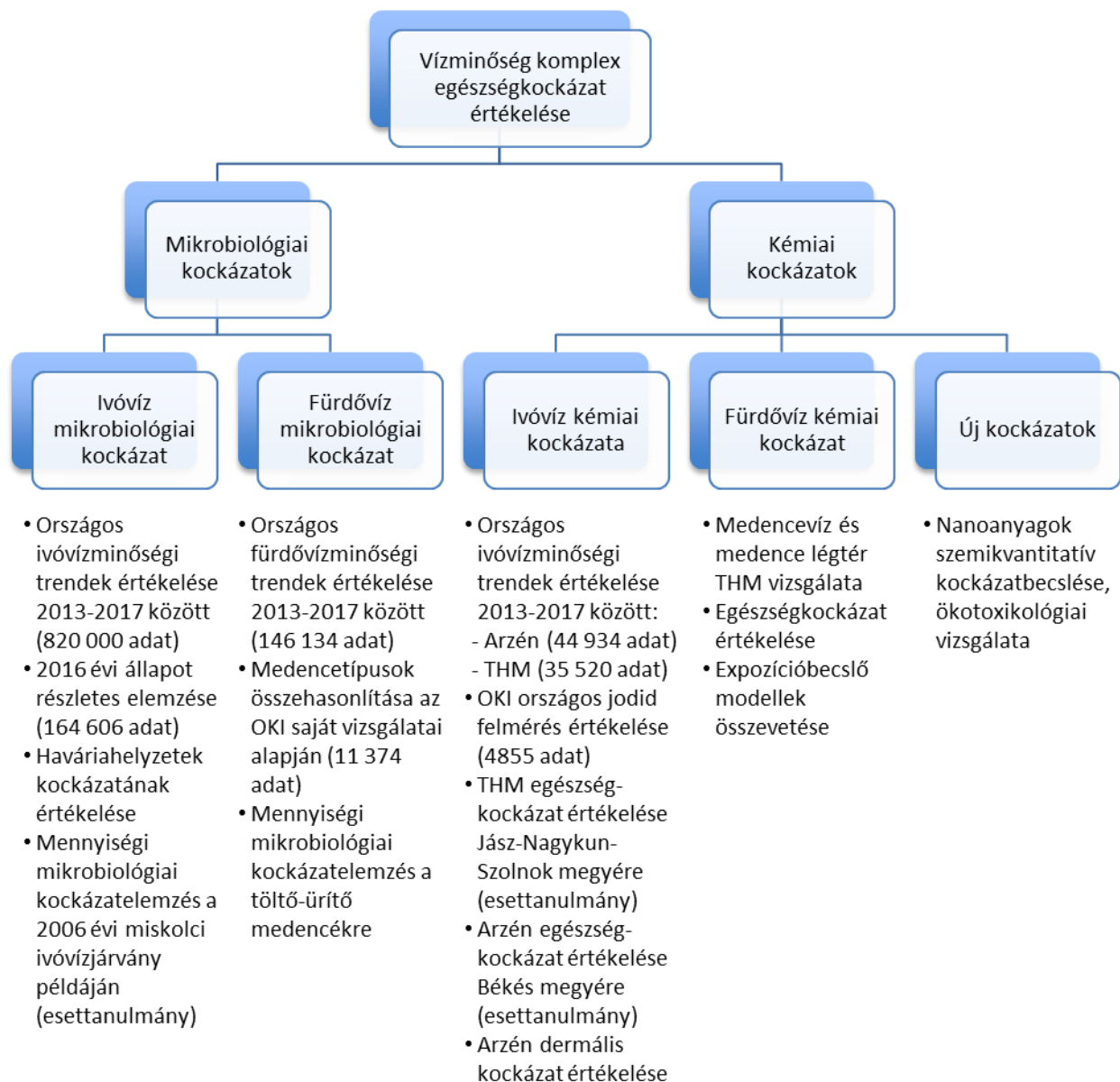
A korábban alkalmazott megközelítés szerint a vízminőségi problémákat jellemzően külön-külön értékelik és kezelik: célzott programok (mint az artézi kutak fúrása, vagy az Ivóvízminőség-javító Program) jelentették a megoldást a korábban kihívást jelentő mikrobiológiai és kémiai tényezőkre. Ugyanakkor a vízbiztonság terén egyre szélesebb körben elterjedő, úgynevezett kockázatalapú megközelítés új, holisztikus látásmódot igényel, amely együttesen kezeli a különböző típusú, és különböző forrásból eredő kockázatokat. A prioritások felállításához, illetve az egymással összefüggő problémák (mint például a mikrobiológia problémák és a fertőtlenítési melléktermékek) értékeléséhez elengedhetetlen az egészségkockázatok komplex számszerűsítése.

3 Célkitűzések

A jelen dolgozat célja humán felhasználású vizek komplex egészségkockázatának elemzése, és azon tényezők kiemelt vizsgálata volt, amelyek a hazai lakosság egészségkockázata szempontjából különös jelentőséggel bírnak. Ennek keretében célom volt a klórozási melléktermékek egészséghatásának és kockázatának megítélése, illetve összehasonlítása a mikrobiológiai kockázatokkal, és a jelentős geogén szennyezőkkel:

- Mikrobiológiai kockázatok értékelése:
 - a magyarországi ivó- és fürdővizek kapcsán a mikrobiológiai kifogásoltság mértékének áttekintése,
 - egy extrém időjárási helyzet okozta vízjárvány elemzése,
 - vízellátó hálózatok sérülékenységének és szándékos vízszennyezések kockázatának elemzése (esetelemzések),
 - a fertőtlenítés nélkül üzemelő medencék egészségkockázatának elemzése.
- Klórozási melléktermékek hatásának elemzése:
 - ivóvíz esetében:
 - a klórozási melléktermékek kockázatának vizsgálata,
 - a jelenlegi nemzetközi és hazai határértékek és irányelvek mentén az érzékeny csoportok meghatározása.
 - fürdővíz esetében:
 - a klórozási melléktermékek egészségkockázatának vizsgálata,
 - fő kockázatot okozó közeg meghatározása, illetve a kockázati csoportok azonosítása,
 - a kockázatértékelő szoftverek víz-levegő megoszlási modelljeinek összevetése a mérési eredményekkel.
- A leggyakoribb hazai geogén szennyezők egészségkockázatának értékelése
 - arzén egészségkockázatának vizsgálata,
 - a jód egészséghatásának elemzése.
- A mikrobiológiai, a kémiai antropogén eredetű (klórozási melléktermékek), illetve a nem antropogén geogén szennyezők egészséghatásának összevetése és összefoglaló értékelése.
- Az újonnan jelentkező kockázatok (nanoanyagok) elemzési lehetőségeinek értékelése.

Az elvégzett elemzések összefoglaló áttekintését az 1. ábra tartalmazza.



1. ábra A doktori kutatás során végzett elemzések és azok adatforrásának áttekintése.

4 Irodalmi áttekintés

4.1 Emberi felhasználású vizek mikrobiológiai kockázata

Azonnali, közvetlen veszélyt az ivó- és fürdővizekben jellemzően a mikrobiológiai szennyezők jelentenek (Prüss és mtsai, 2002). A kémiai szennyezők között ritkán képzelhető el olyan nagy koncentráció, amely már akut mérgezést okozhat (kivétel ez alól pl. a nitrit), ugyanakkor a fertőzésveszély még a fejlett országok ivóvízhálózataiban is fennáll, a harmadik világban pedig a gyermekhalálozás egyik vezető oka a nem megfelelő ivóvíz okozta megbetegedés (Prüss-Ustün és mtsai, 2016). Emiatt az ivóvíz és a fürdővíz-kezelésben az elsődleges célkitűzés mindig a mikrobiológiai biztonság elérése (WHO, 2011).

4.1.1 Az ivóvíz mikrobiológiai kockázatai

Az ivóvízzel terjedő betegségek között megkülönböztetik a víz által terjesztett (water-borne) és a víz eredetű (water-based) fertőzéseket (Ashbolt, 2015). A víz által terjesztett kórokozók más forrásból (pl. szennyvízből, emberi vagy állati ürülékből) származnak, és a víz csak közvetítő közegként játszik szerepet a fertőzések kialakulásában. A víz eredetű kórokozók közé azokat a szervezeteket soroljuk, amelyek szabadon élő életmódot folytatva a vízben szaporodnak, de opportunistaként megbetegedést is okozhatnak. A két kategória közötti határvonal az utóbbi években felpuhulni látszik, amióta egyre több enterális kórokozó, így az *E. coli* és a *Campylobacter* esetén is beigazolódott, hogy a környezetben is képes szaporodásra (Vital és mtsai, 2010).

A víz által terjesztett betegségek közül a fekális eredetű kórokozónak tulajdonítják a legnagyobb kockázatot. A bakteriális patogének közül a legnagyobb betegségterhet a *Campylobacter* fajok, és egyes speciális *E. coli* törzsek, mint az enterotoxikus vagy verotoxikus *E. coli* jelentik. A klasszikus vízzel terjedő kórokozók, mint a *Shigella* vagy a *Vibrio cholera* a fejlett országokban már elenyésző számban okoznak megbetegedéseket (Kulinkina és mtsai, 2016). Az enterális vírusok közül kiemelkedik esetszámban a norovírus, emellett a rotavírusok, az astrovírusok, az enterovírusok és egyes adenovírus törzsek okoznak nagyobb számban víz közvetítette fertőzéseket. Egészségkimenet szempontjából kiemelt jelentősége van a hepatitis A vírusnak is. Az egysejtű kórokozók közül a részben zoonotikus (állati) eredetű *Giardia* és *Cryptosporidium* jelenti a legnagyobb kockázatot (WHO, 2009). Az enterális vírusok és egysejtűek a vezetékes ivóvízellátás szempontjából a fekális eredetű baktériumoknál általában

komolyabb problémát okoznak, mivel sokkal ellenállóbbak a fertőtlenítőszerrel, például a klórral szemben.

Enterális kórokozók az ivóvízellátórendszer több pontján bekerülhetnek az ivóvízbe: így a szennyezett nyersvízből, nem megfelelő vízkezelés vagy a technológia átmeneti meghibásodása esetén, illetve az elosztóhálózatba szennyvízből vagy szennyezett talajvízből pl. csőtörés, javítási munkálatok, vagy illegális rákötés következtében.

A víz eredetű, vagyis vízben szaporodó, opportunisták kórokozók közül jelenleg a *Legionella*-t tartják a legjelentősebbnek, de számos egyéb baktérium, pl. *Pseudomonas*, *Klebsiella*, *Aeromonas*, *Stenotrophomonas*, nem tuberkulotikus *Mycobacterium* fajok esetében is írtak le víz által okozott fertőzést. Az opportunisták kórokozók jellemzően – nagyon alacsony koncentrációban – a nyersvízből kerülnek az ivóvízbe, és kedvező körülmények közé kerülve (pl. egyes technológiai elemeken, elsősorban a szűrőkön), vagy az elosztóhálózatban elszaporodhatnak. Az épületek belső ivó- és melegvízrendszerében különösen nagy a kockázata a mikroorganizmusok megtelepedésének (Wang és mtsai, 2017). A hálózatokat kolonizáló szervezetek a csőfalán élőbevonatot, biofilmet alkotnak, és ilyen módon sokkal ellenállóbbá válnak a külső hatásokkal, pl. a fertőtlenítéssel szemben. A biofilm képződés és a klórrezisztens szervezetek megjelenése megnöveli a klórigényt, és ezáltal tovább fokozza a klórozási melléktermékek képződésének kockázatát.

Az opportunisták kórokozó szervezetek a legyengült immunállapotú emberekre jelentenek leginkább veszélyt, jelenlétük különösen az egészségügyi intézményekben kockázatos (Anaisie és mtsai, 2002).

4.1.2 Az ivóvízminőség mikrobiológiai indikátorai

Az ivóvíz mikrobiológiai minőségét általában indikátor szervezetekkel jellemzik. A hazai szabályozás (201/2001. (X. 25.) Kmr.) megkülönböztet fekális indikátorokat (*E. coli*, *Enterococcus*), és egyéb indikátorokat (coliform szervezetek, telepszám 22 °C és 37 °C-on, *Pseudomonas aeruginosa* és *Clostridium perfringens*). Ezek közül a coliform szervezetek és a telepszám általános szennyezettségjelzők. A *Clostridium*-ot korábban a régebbi fekális szennyezések indikátorának tartották, de mára elsősorban a vízkezelő technológia hatásfokát jelző indikátornak tekintik, mint spóras szervezetet, az egysejtű kórokozók eltávolításának értékelésére. Valamennyi mikrobiális indikátor határértéke – a telepszámok kivételével – 0 telepképző egység (TKE)/100 ml, vagyis ebben a térfogatban nem lehet kimutatható. A

telepszám esetén nincs általános érvényű számszerű határérték, hanem a telepszám szokatlan változása (hirtelen, vagy trendszerű emelkedése) jelzi a problémát. A nemzetközi gyakorlatban a fekális indikátorokat tekintik relevánsnak a vízzel terjedő fertőzések szempontjából, mivel azonos forrásból származnak, mint a klasszikus enterális kórokozók. A vírusok és az egysejtűek indikátorának azonban ezek a szervezetek nem alkalmasak az eltérő túlélési tulajdonságaik miatt (WHO, 2016a). A közelmúltban több új javaslat született megbízhatóbb indikátorokra: a vírusok jelzésére adenovírus, vagy különböző fágok (F-specifikus vagy szomatikus colifág), az egysejtűek helyettesítő indikátoraként (elsősorban ivóvíztisztító technológiák hatékonyságának ellenőrzése során) a zavarosság (WHO, 2016a). A telepszám emelkedése és a *Pseudomonas aeruginosa* előfordulása arra utal, hogy a körülmények a vízellátórendszerben (különösen az elosztóhálózatban) kedveznek a mikrobiológiai utószaporodásnak, és ezáltal jelezheti az opportunista kórokozók kockázatát. Az indikátorok és a víz eredetű kórokozók közötti összefüggés azonban sokszor (pl. a *Legionella* esetében) nem igazolható.

A fentiek alapján egyértelműen megállapítható, hogy az ivóvízzel összefüggő fertőzések kockázatának megítélésére a jelenlegi indikátor alapú vizsgálati és minősítési gyakorlat csak korlátozottan alkalmas. Korszerűbb megközelítést jelent a kórokozók közvetlen kimutatásának és a különböző kockázatalapú módszereknek a kombinációja. A kórokozók titerének meghatározásával lehetőség nyílik a fertőző kockázat számszerűsítésére mennyiségi mikrobiológiai kockázatbecslés (quantitative microbial risk assessment, QMRA) segítségével (WHO, 2016b). Ez egyben a különböző vízkezelő technológiák és eljárások (pl. fertőtlenítés) teljesítményének, hatásfok értékelésének is hatékony eszköze (Schijven és mtsai, 2011).

4.1.3 Ivóvízjárványok

Az ivóvízkezelés és a csatornázás kiépülésével az ivóvíz eredetű fertőzések száma jelentősen csökkent, de a mai napig előfordulnak ivóvízjárványok, még fejlett országokban is. A legismertebb az 1993-as Milwaukee cryptosporidiosis járvány (Fox és Lytle, 1996), amely több mint 400 000 embert érintett, de több száz fős járványt jelentettek az elmúlt években többek között Svédországból, Törökországból, Belgiumból és Csehországból is (Sezen és mtsai, 2015; Riera-Montes és mtsai, 2011; Braeye és mtsai, 2010; Kozisek, 2015). A legtöbb esetben enterális vírusok – különösen norovírus – feleltek a megbetegedésekért. Az Amerikai Egyesült Államokban, ahol az egyik legmegbízhatóbb járványügyi surveillance rendszer működik, 2013-ban és 2014-ben 42 járvány esetén merült fel az ivóvíz eredet, összesen mintegy 1000

megbetegedéssel (Benedict és mtsai, 2017). Ennek több mint fele legionellosis járvány volt, a többit *Cryptosporidium*, *Giardia*, norovírus és *Campylobacter* okozta. A kistelepülési vízellátórendszerekben jellemzően nagyobb az ivóvíz eredetű megbetegedések kockázata (Pons és mtsai, 2015).

4.1.4 Havária helyzetek és szándékos vízszennyezés

A nagy kiterjedésű enterális járványok mögött legtöbb esetben a vízbázis szennyezése áll, általában extrém időjárási események következtében (Guzman Herrador és mtsai, 2016; Semenza és mtsai, 2012). A legnagyobb hazai ivóvízjárvány, amely 2006-ban Miskolcon több mint 3600 ember megbetegedését okozta, szintén heves, nagy mennyiségű csapadék következtében alakult ki (Dura és mtsai, 2010a). A legsérülékenyebbek a karsztvíz bázisok, de a felszíni, vagy a felszínhez közeli talaj- és rétegvizek is kitettek az időjárási hatásoknak, pl. áradások veszélyének. Nem megfelelő kialakítás esetén a vízműkutak is szennyeződhetnek a felszín irányából. A klímaváltozás hatására ezek az események várhatóan egyre gyakoribbá válnak, ami különösen fontossá teszi a kockázatok számszerű értékelésére, és ezáltal prioritizálásra alkalmas módszerek bevezetését az ivóvízbiztonság terén (Semenza és mtsai, 2012).

A jelenleg még kevésbé jól jellemzett kockázatok közé tartozik a szándékos vízszennyezés, amelyre a vízellátórendszerek – legalábbis Magyarországon – még általában nincsenek felkészülve (Dura és mtsai, 2010b; Reynolds és mtsai, 2008). A szándékos vízszennyezés céljára potenciálisan használt biológiai vagy kémiai ágensek közül számos egészségkárosító anyag eleve kizárható, mert például nem vízoldékonyak, vagy jellegzetes ízük, szaguk van, amely lehetővé teszi a korai észlelést (Salem, 2003). Más vegyületek vagy kórokozók a vízkezelő technológia és/vagy a fertőtlenítőszer hatására lebomlanak. Emiatt a valószínűsíthető szennyezők köre erősen leszűkíthető; szóba jöhetnek például növények, gombák, vagy (ciano)baktériumok által termelt toxinok (pl. anatoxin-A, mikrocisztin, ricin, szolanin, T-2 mycotoxin), illetve olyan kórokozók, amelyek véletlenszerű szennyezés esetén is nagy hatékonysággal okoznak emberi megbetegedést. Ilyenek például a *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Shigella*, *E. coli* O157:H7, *Campylobacter*, valamint az alacsony fertőző dóziszú vírusok, mint a rotavírus, a hepatitis A vírus vagy a norovírus (Rose, 2006). Ezeknek a kémiai anyagoknak, kórokozónak már az észlelése is nehézséget jelent - akkor is, ha jelenleg már rendelkezésre állnak megfelelő módszerek - mivel a rutinszerű vízvizsgálat a tiszta anyag vagy tenyészet bejuttatása esetén várhatóan nem jelez

változást (Khan és mtsai, 2001). Előfordulhat, hogy az első jelzés már csak az egészségügyi ellátórendszer felől érkezik, amikor a szennyezésre utaló tünetekkel orvoshoz fordulók száma megemelkedik.

A havária helyzetek és a szándékos szennyezés kockázata egyaránt folyamatosan növekszik, a világszintű környezeti, társadalmi és politikai folyamatok következtében. A megelőzés terén szerepe van a vízellátórendszerek fizikai védelmének, biztonságtechnikai infrastruktúrájának, azonban leghatékonyabb ezeket a veszélyeket nem önállóan, hanem az egész rendszerre kiterjedő kockázatértékelés és kockázatkezelés (a hazai gyakorlatban a WHO útmutató nyomán bevezetett megnevezéssel az ivóvízbiztonsági tervezés) részeként kezelni (Borsányi és Dura, 2006; Dura és mtsai, 2010b).

4.2 Medencés fürdővíz mikrobiológiai kockázata

Az ivóvízhez hasonlóan a medencés fürdők is lehetnek fertőzések terjesztői vagy forrásai (Barna és Kádár, 2012). A legnagyobb kockázatot a medencék esetén is az ivóvíz kapcsán részletezett enterális kórokozók jelentik, amelyek a fürdőzőkről kerülhetnek - a nem megfelelő higiéné, pl. a fürdés előtti zuhanyozás elmulasztása miatt - a vízbe. A szennyezés jellegéből adódóan a fertőzőforrás és a hatásviselők között mind térben, mind időben minimális a távolság, így a kórokozók spontán inaktivációja csak kis mértékben mehet végbe. A fürdőzők által bevitt patogének és egyéb szennyezések eltávolítására szolgál a ma már legtöbb medencére kötelezően előírt vízkezelés, amely a medencevíz teljes térfogatát akár óránként több alkalommal átforgatja egy kémiai flokkulációból, mechanikai szűrésből, és fertőtlenítésből álló technológiai soron (MSZ 15234:2012). Ennek hatékonysága az egyes kórokozókkal szemben nagyon különböző, míg a baktériumok – így a vízminőség ellenőrzésre használt indikátorok – csíraszámát 4-6 nagyságrenddel csökkenti a vízkezelés, az egysejtű kórokozókat mindössze forgatási ciklusonként eggyel (Peters és mtsai, 2017). Az enterális vírusok inaktiválásában elsősorban a fertőtlenítőszernek van szerepe, a medencékben általában használatos 0,5-1 mg/l szabad aktív klór néhány perc alatt 4 nagyságrend titercsökkenést ér el.

A fürdőző eredetű enterális kórokozók közül az egysejtűek (különösen a *Cryptosporidium*) és az enterális vírusok (norovírus, adenovírus) fordulnak elő legnagyobb számban. Többségében gyomor-bél tünetekkel járó fertőzéseket okoznak, de az adenovírusok között kötőhártya- és fülgyulladásért felelős törzsek is lehetnek. Egyéb emberből származó kórokozók (pl. *Trichomonas vaginalis*, polyoma- és papillomavírusok) jelenlétét szintén kimutatták medencék

vízében, azonban víz által közvetített fertőzést nem igazoltak (Di Bonito és mtsai, 2017; Pereira-Neves és Benchimol, 2008)

A medencék vízrendszerében szabadon élő kórokozók közül a fertőzések legnagyobb részéért *Pseudomonas aeruginosa*, valamint *Legionella* fajok felelősek. Mindkettő elsősorban a meleg vizű medencékhez köthető, olyannyira, hogy a *Pseudomonas* által okozott kiütéses megbetegedést (folliculitist) angolul „meleg fürdő betegségnek” (hot tub disease) nevezik (Hlavsa és mtsai, 2018). Azonosították emellett víz eredetű sebfertőzés és külsőfül-gyulladás kórokozójaként. A *Legionella* fertőzés a szennyezett vízből képződő aeroszollal terjed, emiatt elsősorban a pezsgőmedencék, vagy az élménymedencék esetén jelent problémát (Barna és Kádár, 2012). Ugyancsak a vízrendszerekben telepedhetnek meg egyes szabadon élő amőbák, amelyek közül a keratitis okozó *Acanthamoeba* emelhető ki, bár számos egyéb potenciálisan kórokozó amőba jelenlétét igazolták már hazai fürdőkben is (Kiss és mtsai, 2014). Egyes uszodavízben kimutatható amőbák, így a *Naegleria fowleri*, akár halálos kimenetelű meningoencephalitist is okozhatnak, de világszerte csak nagyon kevés esetet írtak le (Cope és Ali, 2016).

A fertőzésveszély szempontjából speciális helyzetet jelentenek a termál- és gyógyfürdők. Jogszály szerint (37/1996. (X. 18.) NM rendelet) ugyanis a vízforgatás alól felmentést kaphatnak azok a gyógymedencék, amelyeknek biológiailag aktív hatóanyagát a szűrés-forgatás károsíthatja. Ezzel párhuzamosan a szabályozás a fertőtlenítés lehetőségét is korlátozza, ugyancsak a gyógyhatású alkotók védelme érdekében. A gyakorlatban ez azt jelenti, hogy Magyarországon szinte valamennyi gyógymedence töltő-ürítő üzemmódban, fertőtlenítés nélkül működik, így a kórokozók eltávolítását csak a gyakori (általában napi) vízcserre, és a folyamatos, nagy térfogatú vízpótlás (fürdőzőként minimum 1 m³ pótvíz) szolgálja. Bár a termálmedencékre a felmentési lehetőség elméletileg nem vonatkozik, az üzemeltetők gyakran kihasználják azt a jogi kiskaput, hogy a vízforgató technológia kiépítése már meglévő medencéknél csak az első felújításkor kötelező (121/1996. (VII. 24.) Kmr.).

4.2.1 A fürdővízminőség mikrobiológiai indikátorai

A medencés fürdővizek hazai minősítése pillanatnyilag egy átmeneti állapotot tükröz. A forgatott vizű medencékre van már egy korszerű, a nemzetközi gyakorlattal jobban összhangban álló minősítési szabvány (MSZ 15234:2012), azonban ennek alkalmazása csak önkéntes. A medencék értékelése jellemzően a 37/1996. (X. 18.) NM rendelet által hivatkozott

1989-es visszavont szabvány alapján történik (MSZ 13690-3:1989), ami a mai közegészségügyi tudásunk alapján túlságosan megengedő, különösen töltő-ürítő medencék esetén (1. táblázat). Általában azt az érvelést alkalmazzák, hogy a gyógy- és termálmedencék az ülő használat miatt kisebb expozíciót jelentenek, azonban sem a bőrfertőzések, sem a belégzéssel terjedő fertőzések kapcsán ez nem állja meg a helyét. A gyakorlatban sokszor úsznak, sőt gyermekek is fürödnek ezekben, így az enterális fertőzések kockázata is fennáll.

A fekális szennyezés jelzésére a medencevizek esetében is az *E. coli*, illetve az *Enterococcus* szolgál. Általános szennyezettségjelző a vízforgatással üzemelő medencék esetén a telepszám 37 °C-on, ez elsősorban a fertőtlenítés hatékonyságának ellenőrzésére szolgál. A víz eredetű kórokozók indikátora a *Pseudomonas aeruginosa*, a medence (túl)terhelésére a *Staphylococcus aureus* és az összes coccus (az új szabványban *Micrococcus*) számból lehet következtetni.

Paraméter	MSZ 15234:2012 (vízforgatással üzemelő medencék)	MSZ 13690-3:1989 (töltő-ürítő medencék)
<i>E. coli</i> (TKE/100 ml)	1	100
Coliform szám	10*	1000
<i>Enterococcus</i> (TKE/100 ml)	2	100
<i>Staphylococcus aureus</i> (TKE/100 ml)	1	20
<i>Micrococcus</i> /összes coccus (TKE/100 ml)	250	2500
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> (TKE/100 ml)	2	50
Telepszám 37 °C-on (TKE/ml)	300	-

1. táblázat A medencés fürdők minősítésére használt mikrobiológiai indikátorok határértékei.

*MSZ 13690-3:1989 szerinti határérték, MSZ 15234-ben nem szabályozott paraméter

4.2.2 Medencés fürdővíz eredetű járványok

Az ivóvízzel terjedő járványokkal ellentétben a medencés fürdővízzel összefüggő megbetegedések száma emelkedőben van. Ez elsősorban a medencék számának növekedésével, és a különleges medencetípusok és helyszínek (szállodai medencék, pezsgőfürdők, vizes játszóterek, üdülő apartmanok medencéi) terjedésével lehet összefüggésben. Sok ilyen helyszínen nem adottak a megfelelő üzemeltetés feltételei, pl. nincs állandó személyzet, vagy alkalmas vízkezelő technológia. Emiatt ezek az egyedi medencék, vagy kisméretű fürdők a klasszikus uszodáknál, strandfürdőknél nagyobb kockázatot jelentenek.

Az Amerikai Járványügyi Központ (CDC) tanulmánya szerint 2010 és 2014 között az Egyesült Államokban 493 medencés fürdő eredetű járvány volt, összesen közel 27 000 megbetegedéssel,

amelyből 8 halálos kimenetelű volt (Hlavsa és mtsai, 2018). Egyértelműen a *Cryptosporidium* dominált mind a járványok számában (42 %), mind esetszámban (79 %), ezt követte a *Legionella* és a *Pseudomonas*. A vírusos gastroenterisek közül a norovírus okoz leggyakrabban fürdés útján fertőzést (Podewils és mtsai, 2007), de a fenti kórokozókkal ellentétben ennek kockázata a szabadvizekben nagyobb.

Magyarországon a fentiektől arányaiban is jelentősen elmarad az észlelt fürdővíz eredetű megbetegedések vagy járványok száma. Az elmúlt évtizedben három medencés fürdővel összefüggő *Legionella* járványt jelentettek (2-2 esettel) (Vargha és mtsai, 2013), illetve egy nagyobb cryptosporidiosis járvány volt 2016-ban, ahol egy gyermektáborban heten betegedtek meg. A különbség feltehetően nem a jobb hazai higiénés helyzetnek, hanem az észlelés és jelentés hiányosságainak köszönhető.

Mind a hazai, mind a nemzetközi esetleírásokban közös ugyanakkor, hogy a fertőzések hátterében jellemzően üzemeltetési probléma állt, a túl alacsony fertőtlenítőszer koncentráció és az üzemellenőrzés hiányossága többnyire megfigyelhető volt (Vargha és mtsai, 2013).

4.3 Fertőtlenítéssel összefüggő kockázatok

A mikrobiológiai kockázat csökkentésére ivó- és fürdővizekben egyaránt fertőtlenítést alkalmaznak. A legelterjedtebbek és a mai napig leghatékonyabbnak tartott vízfertőtlenítő szerek a különböző klórbázisú vegyületek, mint a hipoklorit, a klórgáz, a klórdioxid, illetve medencevíz fertőtlenítésre a klórozott izocianursav származékok.

A szabad aktív klór azonban a vízben található szerves anyagokkal reagálva különböző fertőtlenítési melléktermékeket (DBP) képezhetnek (Manasfi és mtsai, 2017). Eddig több száz klórozási mellékterméket azonosítottak, amelyek közül a leggyakrabban előforduló vegyületek a trihalometánok (THM: kloroform, bróm-diklórmétán, dibróm-klórmétán, bromoform), a mono-, di- és triklóramin, a haloecetsavak és a haloacetonitrilek (Lourencetti és mtsai, 2012; Richardson és mtsai, 2010). A fertőtlenítési melléktermékek képződése ivó- és fürdővízben egyaránt megfigyelhető, mennyiségüket mindkét esetben a víz összetétele és az üzemeltetés körülményei határozzák meg. A szerves prekursor anyagok jelenléte az egyik elsődleges meghatározó tényező, de az egyes fertőtlenítőszer között is nagy különbség van: azonos vízminőség esetén a hipoklorit alkalmazásakor képződik a legtöbb THM vegyület, míg a klórgáz és a klórdioxid rendre kisebb kockázatot jelentenek. A hazai gyakorlatban ugyanakkor –

elsősorban a kedvezőbb ára, és a könnyebb adagolás miatt – az ivóvíz- és a fürdővízkezelésben is a hipoklorit a leggyakrabban választott szer.

Az ivóvízkezelésben a technológiai lépések optimalizálásával, pl. aktív szén szűréssel csökkenthető a melléktermék képződés. A medencés fürdőknél a megfelelő üzemeltetés a kulcs; a medence túlzott terhelése, az elégtelen pótvíz adagolás, vagy a nem kellően hatékony szűrés egyaránt hozzájárulnak a THM koncentráció növekedéséhez.

4.3.1 A klórozási melléktermékek egészséghatása

A klórozási melléktermékekre vonatkozó toxikológiai ismereteink nem kellően széleskörűek, és elsősorban a kloroformra korlátozódnak. Összesen négy olyan tanulmány érhető el, amely dózis-hatás válaszra vonatkozó adatokat tartalmaz hosszú távú kloroform expozícióra, és ezek a vizsgálatok jelentik minden jelenleg végzett egészséghatás becslés alapjait. Az alapvizsgálat egy kutya modellben végzett kísérlet volt, ahol a szájon át adagolt kloroform hatását követték nyomon 7,5 évig (Heywood és mtsai, 1979). Májciszták kialakulását, illetve az alanin aminotranszferáz enzimaktivitás emelkedését figyelték meg, amely a májfunkció egyik jelentős indikátora. A legalacsonyabb hatásos dózis (LOAEL) érték a vizsgálatokban 15 mg/testtömeg kg/nap volt, a napi referencia dózist ez alapján határozták meg – biztonsági tényezők alkalmazásával – 0,01 mg/kg/nap-ban. A nem karcinogén kockázat számítására a mai napig ezt a referencia értéket használják. Rövid távú vizsgálatokat (mind ivóvíz fogyasztás, mind a melléktermékek belégzése útján történő expozícióra) nagyobb számban végeztek, ezek során elsősorban, a vesében, a májban és a pajzsmirigyben figyeltek meg eltéréseket (Chu és mtsai, 1982, Larson és mtsai, 1995). *In vitro* karcinogenitási vizsgálatokban máj- és vesetumorokat észleltek, bár az eredmények nem egyértelműek (WHO, 2005).

Epidemiológiai vizsgálatok során a klórozott ivóvíz fogyasztását összefüggésbe hozták emelkedett hólyagrák és vastagbélrák incidenciával (Villanueva és mtsai, 2015, Hamidin, 2008). A kloroform a Nemzetközi Rákkutatási Ügynökség (IARC) besorolása szerint feltételezett emberi karcinogén (2B), és a reprodukív toxicitású anyagok listáján is szerepel. Az egyéb fertőtlenítési melléktermékekről (pl. klóraminok) jóval kisebb mennyiségű adat áll rendelkezésre. A klóraminok esetén fürdőben a triklóramin (NCl_3) és különböző irritációs tünetek (pl. szem irritáció) között találtak összefüggést, de a karcinogén, genotoxikus vagy mutagén hatására vonatkozóan nincs egységes álláspont (Florentin és mtsai, 2011). Légúti tünetek (krónikus bronchitis, asztma) előidézőjeként NCl_3 és THM vegyületek egyaránt felmerültek, de a

gyermekkori úszás és az asztma összefüggésére vonatkozó epidemiológiai vizsgálatok nem zárultak egyértelmű eredménnyel (Villanueva és mtsai, 2015). A DBP vegyületek toxikus hatását ugyanakkor a közelmúltban metabolikus szinten is kimutatták (van Veldhoven és mtsai, 2018).

4.3.2 Az expozíció lehetőségei

Ivóvíz esetén THM vegyületekre a szájon át történő bevitelt tekintik elsődleges expozíciós útvonalnak, bár igazolták a bőrön keresztüli felszívódást és az inhaláció szerepét zuhanyozás során is (Jo és mtsai, 1990a,b).

Medencés fürdővíz esetén a lenyelés kockázata jóval alacsonyabb: míg az ivóvíz esetén általában 1-2 literrel számolnak, a legutóbbi, humán biomonitoringon (HBM) alapuló tanulmány alapján a medencevízből felnőttek átlagosan 32 ml-t nyelnek egy fürdőzés alkalmával (Dufour, 2017). A hosszabb tartózkodási idő ugyanakkor megnöveli a bőrön keresztül történő felvétel lehetőségét. Mivel a DBP vegyületek jelentős része – így a THM és a NCl_3 is – illékony, és a medencevíz fölötti légtérben is megjelennek, ezért inhalációs kockázatot is jelentenek. A legtöbb tanulmány a medencés fürdőkben ezt tekinti a legfontosabb útvonalnak. A versenyszerűen úszók, valamint a medencetérben tartózkodó dolgozók (mint pl. az edzők vagy az úszómesterek) esetében kell a leghosszabb expozíciós idővel számolni, ezért ők kockázati csoportnak tekintendők. A másik érzékeny csoport a gyermekeké, részint az úszási szokások (hosszabb tartózkodás, több víz lenyelése) részint a kisebb testtömeg miatt, ami azonos expozíciós paraméterek mellett is nagyobb fajlagos bevitelt eredményezhet.

Annak ellenére, hogy a DBP vegyületek kedvezőtlen egészség hatására vonatkozóan sok bizonyíték van, az általános konklúzió általában az, hogy az úszás, mint testmozgás kedvező hatása ellensúlyozza ezt (WHO, 2006, CDC, 2016). Ezt az álláspontot támogatja egy közelmúltban elvégzett metaanalízis is (Valeriani és mtsai, 2017). Ugyanakkor mivel megelőzhető kockázatokról van szó, közegészségügyi szempontból továbbra is szükséges vizsgálni a kockázat mértékét és a kockázatcsökkentés lehetőségeit – egyebek között – a szabályozás oldaláról.

4.3.3 Szabályozási lehetőségek a klórozási melléktermékek kapcsán

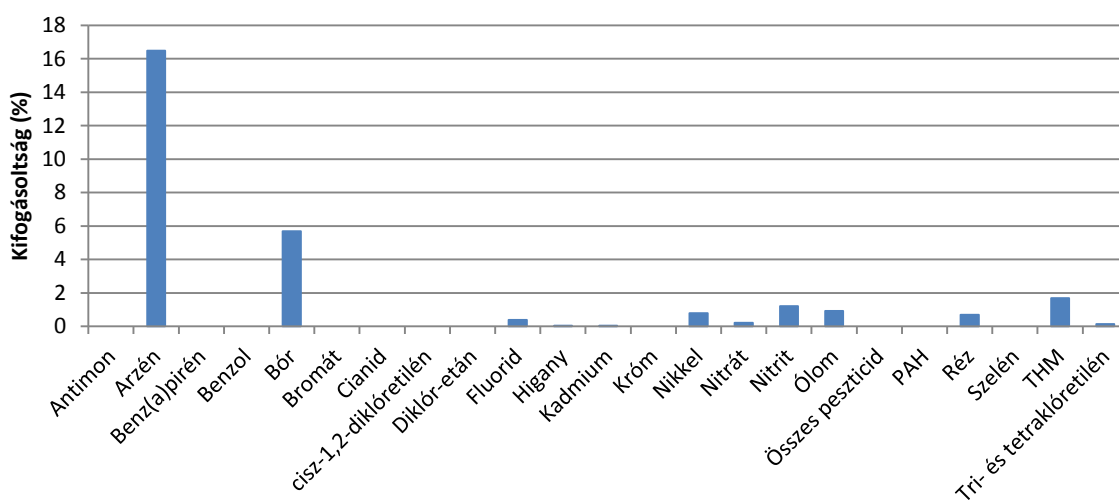
Az ivóvízminőségi szabályozásokban világszerte általános a klórozási melléktermékekre – elsősorban a THM vegyületekre – határérték megállapítása. A hazai jogszabály (201/2001. (X. 25.) Kmr.), amely legtöbb tekintetben követi az Európai Unió ivóvíz irányelvét (98/83/EK), a

THM-ek vonatkozásában szigorúbb (50 µg/l, míg az EU határérték 100 µg/l). A US EPA által engedélyezett maximális érték 80 µg/l. A WHO ivóvíz útmutatója külön határértéket ad meg az egyes vegyületekre: kloroformra 300 µg/l, 100 µg/l dibrom-klórmétánra és bromoformra, és 60 µg/l bróm-diklórmétánra (WHO, 2011).

A medencevíz esetében a fertőtlenítést általában a szabad és a kötött klór koncentrációjával jellemzik. A hazai szabályozásban a szabad aktív klór felső értéke 1 mg/l (minimum érték nélkül), kötött klórra 0,5 mg/l (37/1996 (X. 18.) NM rendelet). A WHO útmutatója szerint a szabad aktív klór akár 5 mg/l lehet, kedvezőtlen egészséghatás nélkül, 0,2 mg/l feletti kötött klór azonban már irritáló lehet, és kellemetlen szagot eredményezhet (WHO, 2006). A CDC 1-3 mg/l szabad klórt javasol (mivel 1 mg/l alatt a *Cryptosporidium* inaktivációja nem hatékony), kötött klórra pedig 0,4 mg/l-t, mint technológiailag megvalósítható értéket, bár az egészséghatás szempontjából optimálisnak a 0,2 mg/l-t tekinti (CDC, 2016). Az Egyesült Királyságban a javasolt tartomány szabad klórra 0,5-1 mg/l (esetileg lehet 3 mg/l), míg a kötött klór nem érheti el az 1 mg/l-t, vagy a szabad aktív klór felét (PWTAG, 2016). A legtöbb szabályozás THM-re nem állapít meg határértéket, a hazai előírás medencevízre az ivóvízével azonos, 50 µg/l. A vonatkozó német szabvány ennél is szigorúbb, 20 µg/l (DIN 19643-1:2012).

4.4 Az ivóvíz geogén szennyezői

A megfelelő minőségű ivóvíz biztosításának legnagyobb kihívását kémiai szempontból a geológiai eredetű vízszennyezők jelentik évtizedek óta (2. ábra).



2. ábra Az egészségkockázatot jelentő kémiai ivóvízvizsgálati paraméterek éves kifogásoltsága országosan az összes vizsgálatszámhoz viszonyítva 2013-ban.

Az arzén mind előfordulási gyakoriságát, mind a hazai ivóvizekben kimutatott koncentráció egészséghatását tekintve kiemelkedik a geogén szennyezők közül.

4.4.1 Az arzén egészségkockázata

4.4.1.1 Hazai előfordulás

Az arzén előfordulása a hazai ivóvizekben az 1980-as évek óta ismert. Először antropogén eredetű szennyezésnek tekintették, csak később vált ismertté, hogy geológiai adottságok okozzák megjelenését a rétegvizekben, elsősorban az Alföldön, és a Dunántúl déli részén. A mért koncentrációk az első vizsgálatok során, Békés megyében egyes településeken a 200 µg/l-t is meghaladták (Csanády és mtsai, 1985). Korábbi feltételezésekkel ellentétben a kismélységű kutak sem mentesek a szennyezéstől, az érintett területeken egyedi fúrt kutakban is kimutatható arzénvegyületek jelenléte, egy extrém esetben 252 µg/l-t mértek (CSMKH, 2016). Az első beavatkozások arra irányultak, hogy az akkor érvényes 50 µg/l határérték (WHO, 1984) alá csökkenjen a koncentráció valamennyi érintett településen. Ezt általában vízbázis váltással oldották meg, a legtöbb települést a határérték alatti arzéntartalmú vizet szolgáltató regionális rendszerekre kapcsolták. Azonban 2001-ben az új, európai szabályozással harmonizált kormányrendelet a legújabb tudományos bizonyítékoknak megfelelő 10 µg/l határértéket vezette be, amelynek több száz település ivóvize nem felelt meg (Dura és mtsai, 2014; 201/2001. (X. 25.) Kmr.). Magyarország az európai uniós csatlakozáskor 2004-ben először 2009-ig, majd meghosszabbítva 2012-ig átmeneti mentességet kapott a határérték teljesítése alól, de az ivóvízminőség javítását célzó fejlesztések jókora késéssel, csak 2011-ben indultak érdemben. Az érintett települések, illetve önálló vízellátású településrészek száma ekkor 343 volt, amely az Ivóvízminőség-javító Program előrehaladásával 2018 júniusára 16-ra csökkent.

Az arzén a világ más területein is előfordul az ivóvízben, a legnagyobb koncentrációt (akár 500 µg/l felett) Banglades, Chile és Mexikó egyes területeinek ivóvizében mérték. Európában az EU-n belül Olaszországban van a hazaihoz hasonló (bár jóval kevesebb települést érintő) probléma, de feltételezhető, hogy a hazai felszínalatti vizekkel összefüggő határon túli területeken, pl. Szlovákiában, Romániában, Szerbiában is számítani kell arzén megjelenésére az ivóvízben (Lindberg és mtsai, 2006).

Az arzén a vízben, talajban jellemzően szervesetlen vegyületként van jelen. Reduktív körülmények között a három vegyértékű (arzenit) forma dominál, míg az oxidatív redoxpotenciál az öt

vegyértékű arzenátnak kedvez. A speciáció az oldhatóság és a biológiai hozzáférhetőséget is meghatározza: az As(III) vegyületek könnyebben oldhatóak, így a redukált forma könnyebben mobilizálódik. Az arzenit és arzenát közötti átalakulásban (redukcióban és oxidációban egyaránt) mikrobiális folyamatok is szerepet játszhatnak (Lièvreumont és mtsai, 2009). A rutin ivóvízvizsgálatok során összes arzént mérnek, de egy korábbi hazai felmérés 22 közkifolyó közül, amelyekben az arzén koncentrációja 10 µg/l felett volt, 15-ben mutatott ki As(V) dominanciát (legalább 60%) (Sugár és mtsai, 2013).

4.4.1.2 Toxikológiai és epidemiológiai adatok

Az arzén mind szerves, mind két szervetlen formájában felszívódik a szervezetben, és szinte minden szövetbe eljuthat. Az arzenát a szerves vegyületeknél százszor, az As(III) még az As(V)-nél is hatvanszor toxikusabb. A szervezetbe került szerves kötésű arzén gyakorlatilag teljesen, és a szervetlen arzén jelentős része (45-75%) néhány napon belül kiürül a vizelettel. A szervezetben maradó rész a hajban és a körömben felhalmozódhat (ATSDR, 2007).

Az arzén metabolizmusa során a szervezetben először az arzenát is arzenitté alakul, majd metilálódása során mono- és dimetil-arzenit keletkezik. A metilált származékoknak in vitro kimutatható hatása van, humán sejtkultúrán oxidatív stresszt (reaktív oxigén gyök (ROS) képződést) és rosszindulatú sejtranszformációt figyeltek meg (ATSDR, 2007).

A rendelkezésre álló nagyszámú állatkísérletes és humán epidemiológiai tanulmány alapján az IARC az arzént 1. csoportú (bizonyított humán rákkeltő) anyagként sorolta be. Elsősorban bőr-, tüdő-, hólyag- és vesedaganatokkal hozták összefüggésbe. A nem-karcinogén hatások között (elsősorban az ivóvízben előforduló koncentrációk felső tartományában) megfigyelhető a bőr elszíneződése és elszarusodása, különösen lábon és tenyéren (az ún. „blackfoot disease”), illetve egyes vizsgálatok szerint növeli a szív- és érrendszeri megbetegedések, valamint a cukorbetegség kialakulásának kockázatát (Karagas és mtsai, 2015; Monrad és mtsai, 2017).

A NOAEL és LOAEL értékkel kapcsolatosan folyamatosan bővül a rendelkezésre álló információ. Krónikus expozíció esetén igen széles tartományban mozognak az egyes vizsgálatok során meghatározott értékek (3-50 µg/kg/nap), ahol már megfigyelhető volt kedvezőtlen hatás, függően az alkalmazott modelltől és a vizsgált végponttól.

Az epidemiológiai vizsgálatok elsősorban a karcinogén kockázatra fókuszáltak. A legújabb tanulmányok szerint még a jelenlegi ivóvíz határérték sem jelent megfelelő szintű védelmet, a

10 µg/l koncentráció esetén az extrapolált többletkockázat 6×10^{-4} , míg az 50 µg/l esetén 10^{-2} - 10^{-3} . A US EPA modellje szerint a bőrrák esetén a társadalmilag elfogadható 10^{-6} daganatkockázathoz tartozó ivóvíz eredetű beviteli érték 0,17 µg/l (ATSDR, 2016). Ugyanakkor a tanulmányok szerzői is elismerik, hogy a hatásmechanizmusról még mindig nem áll rendelkezésre elegendő információ a dózis-hatás összefüggés elemzéséhez, így az extrapolált értékek bizonytalansága nagy. Ugyancsak jelentős az életmódbeli tényezők (pl. egyéb arzénforrások, mint a táplálkozás és a dohányzás), és az egyéni, genetikai különbség okozta variabilitás (Lindberg és mtsai, 2007).

A hazai vizsgálatok is igazolták a populációs szintű többlet daganatkockázatot. A négy legjobban érintett megyében (Békés, Bács-Kiskun, Csongrád és Jász-Nagykun Szolnok) már 10 µg/l felett igazolható volt a bőrrák kockázat növekedése, ami 20 és 50 µg/l közötti koncentrációnál élettartamra vonatkoztatva közel hatszorosára nőtt (Fletcher és mtsai, 2008). A kockázat legjobban az élettartamra vonatkoztatott összbevittel volt jellemezhető, 250 mg felett (ami a 10 µg/l arzéntartalmú ivóvíz 35 évi napi két literes fogyasztásának felel meg) volt szignifikáns emelkedés. Egyéb ráktípusok esetén 1 g összbevétel felett jelentkezett többletkockázat. A legmagasabb elszennvedett arzénbevétel alapján hasonló eredményre jutottak, bőrrák és tüdőrák esetén (dohányzásra korrigálva) 10 µg/l, hólyag- és veserákra 50 µg/l felett számítottak szignifikáns kockázatonövekményt. A fentiek alapján arra a következtetésre jutottak, hogy a négy vizsgált ráktípus halálozásának mintegy 20%-a (évi 300 eset) köthető az arzéntartalmú ivóvíz fogyasztásához (Dura és mtsai, 2014).

Kisgyermekkorban és már a magzati életben is különösen nagy az érzékenység az arzénnek való kitettséggel szemben. Az arzén átjut a méhlepényen, és növeli a spontán vetélés és a koraszülés kockázatát (Gulyás és Rudnai, 1997). Az anyatejbe nem kerül be az arzén, az elválasztott gyermekek azonban a testtömeghez viszonyított nagyobb arzénbevétel miatt is veszélyeztetettek (ráadásul egyes rizsalapú tápszerek különösen sok arzént tartalmazhatnak). A korai életszakaszban a jelentős arzénbevétel negatív hatással lehet az idegrendszeri fejlődésre, és növelheti kamaszkorban és fiatal felnőttkorban a daganatos és nem daganatos tüdőbetegségek kockázatát (Steinmaus és mtsai, 2013).

4.4.1.3 Arzén expozíció

Az arzén esetén a szájon át történő bevitel a legjelentősebb. A WHO szerint az átlagos napi arzénbevétel ivóvízből és élelmiszerből együttesen 20-300 µg. Magyarországon az Európai

Élelmiszerbiztonsági Hatóság (EFSA) szerint az élelmiszerből átlagosan 0,11-0,28 µg/testsúlykg/nap arzén származik (EFSA, 2014). Az ivóvízben levő arzén teljes mértékben szerves formában van, az élelmiszerek esetén ez változó, egyes gabonafélékben (pl. rizsben), húsban és tejtermékekben lehet magasabb a szerves arzén aránya. A tengeri élelmiszerekben (a korábbi feltételezésekkel ellentétben), valamint a zöldségekben és gyümölcsökben rendkívül kevés a szerves arzén, így ezek a karcinogén kockázat szempontjából a napi bevitelhez nem járulnak érdemben hozzá. A tényleges bevitel a jelenleg rendelkezésre álló humán biomonitoring eszközökkel vizsgálva (pl. vizelet, haj, köröm arzéntartalma alapján) csak korlátozottan értékelhető, az egyénekenként eltérő – genetikailag meghatározott – metabolizmus miatt.

Az arzéntartalmú szállópor belégzése, illetve az arzéntartalmú hálózati vízzel való fürdés, zuhanyozás arányaiban kisebb mértékű bevitelt jelent. Állatkísérletben rhesus majmoknál vízből az alkalmazott dózis 6,4%-a szívódott fel, és 2,8% jelent meg a vizeletben (Lowney és mtsai, 2005). Hazai vizsgálatot patkányok farokbőrén végeztek, µM-mM koncentráció tartományban (Mayer és mtsai, 1989). A vizsgálat során a víz arzénkoncentrációja és a felszívódott mennyiség között lineáris összefüggést tapasztaltak.

Az állatkísérletek alapján megállapítható, hogy bőrön át a felszívódás vizes közegből jóval alacsonyabb mértékű, mint szájon át történő bevitel esetén. Humán esettanulmányban olyan lakosokat vizsgáltak Wisconsinban (Amerikai Egyesült Államok), akik az arzéntartalmú ivóvízről palackozott ivóvízre tértek át (Knobeloch és mtsai, 2006). Bár a kútvizet továbbra is használták egyéb háztartási célokra, így fürdésre is, a vizeletükben megszűnt a korábbi nagyarányú arzén ürítés. Speciális esetekben, pl. rizsföldeken dolgozók esetében a felázott bőrön keresztül nagyobb lehet a felvétel. Ezzel lehet összefüggésben, hogy Taiwanon gyakori a „feketeláb” (blackfoot) megbetegedés, míg hasonló arzéntartalmú talajvíz mellett Mexikóban vagy Chileben nem fordul elő (Tseng, 1977).

4.4.2 Jód, mint geogén szennyező

A jód a szervezet számára esszenciális alkotóelem, nélkülözhetetlen két pajzsmirigy hormon (tiroxin és trijód-tironin) szintéziséhez. A WHO tanulmánya szerint a jódhiány a leggyakrabban előforduló hiánybetegség világszerte, amely a megelőzhető gyermekkori elbutulás (kreténizmus) elsődleges oka (Aburto és mtsai, 2014). A pajzsmirigy hormonoknak fontos szerepe van a magzati fejlődésben, így a jódhiányból adódó szintéziszavar a növekedést és a

szellemi fejlődést súlyosan hátráltatja. Már mérsékelt jódszűkeny is a terhesség alatt vagy kora gyermekkorban észlelhetően megnöveli a hallás-, beszéd- és mozgászavarok gyakoriságát. Iskoláskorban a fizikai és szellemi teljesítőképesség, valamint az IQ csökkenéséhez vezet (Beaufriere és mtsai, 2000). Felnőttkorban a jódszűkeny leggyakoribb tünete a pajzsmirigy megnagyobbodása (golyva) vagy működési zavara (Delong, 1994).

Az egészséges emberi szervezet számára az ideális napi jódszűkeny életkor (és testtömeg figyelembevételével) szerint az Egészségügyi Világszervezet (WHO), az Egyesült Nemzetek Nemzetközi Gyermekalapja (UNICEF) és a Nemzetközi Jódszűkeny Bizottság (ICCIDD) közös ajánlást fogalmazott meg (2. táblázat). A javasolt mennyiség valamennyi beviteli forrásra (élelmiszerek, ivóvíz, jódszűkeny készítmények) együttesen vonatkozik.

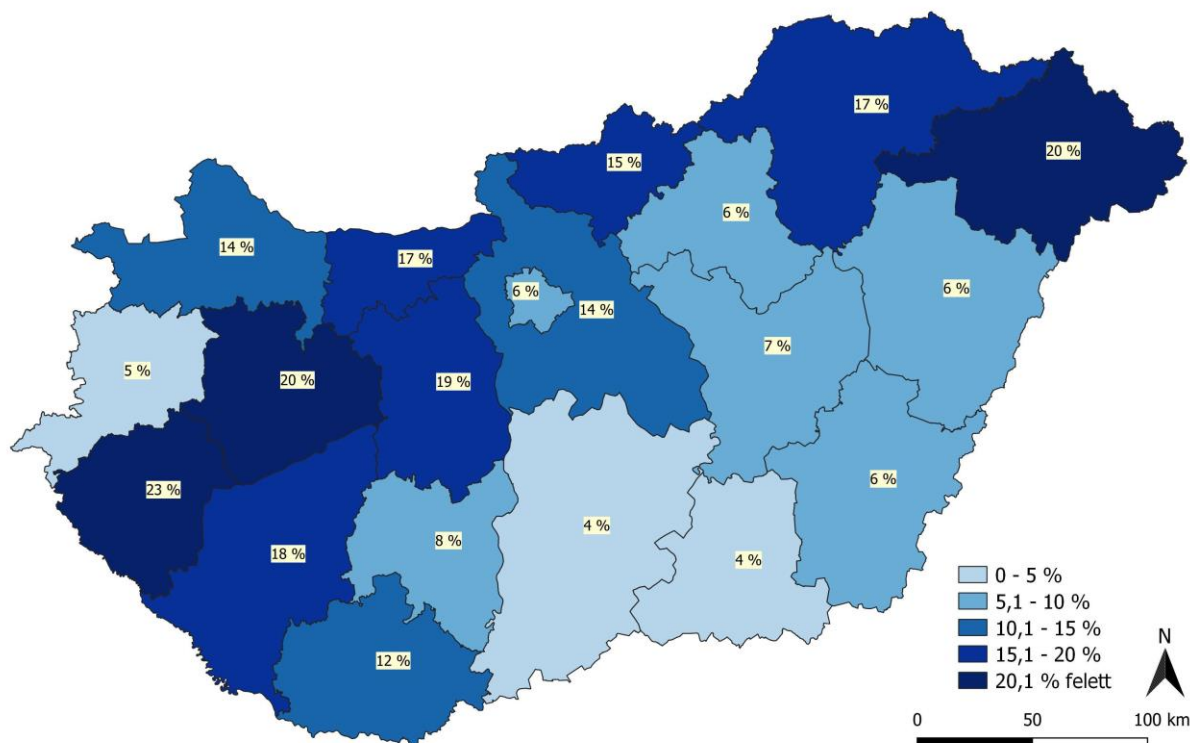
A jódszűkenyből adódó betegségteher csökkentése érdekében a WHO általánosan jódozott só fogyasztását javasolja. Ugyanakkor a túlzott jódszűkenynek is lehet kockázata, hasonló tüneteket és betegségeket eredményezhet, mint a jódszűkeny: pajzsmirigy megnagyobbodás, golyva, szubklinikai hipo- és hipertireózis, autoimmun pajzsmirigybetegség és intelligencia csökkenés (Aburto és mtsai, 2014). A jódszűkeny karcinogén vagy mutagén hatása nincs (WHO, 2004).

Korcsoport	Javasolt jódszűkeny µg/nap	Javasolt jódszűkeny µg/testtömegkg/nap	Jódszűkeny felső határa µg/testtömegkg/nap*
Csecsemők (1-12 hónap)	90 µg/nap	15 µg/kg/nap	150 µg/kg/nap (0-6 hónap) 140 µg/kg/nap (7-12 hónap)
1-6 éves korig	90 µg/nap	6,0 µg/kg/nap	50 µg/kg/nap
6-12 év között	120 µg/nap	4,0 µg/kg/nap	50 µg/kg/nap
Felnőttek számára (12 év felett)	150 µg/nap	2,0 µg/kg/nap	30 µg/kg/nap
Terhesség és szoptatás idején	200 µg/nap	3,5 µg/kg/nap	40 µg/kg/nap

*valószínűsíthetően biztonságos (Egyesült Nemzetek Szervezetének Élelmészügyi és Mezőgazdasági Szervezete, UN FAO)

2. táblázat Az Egészségügyi Világszervezet és az UNICEF közös ajánlása jódszűkeny bevitelre a különböző korcsoportokban (FAO, 2011)

Magyarország a WHO felmérése szerint a mérsékelt jódszűkeny országok közé tartozik (Andresson és mtsai, 2007; WHO, 2004). Az Országos Közegészségügyi Intézet 1994-1997 között 19 megyében és Budapesten végzett felmérése alapján az alsó tagozatos fiúk között 3 megye kivételével mindenhol meghaladta a golyva gyakoriság a WHO által elfogadhatónak tekintett 5%-os küszöböt (3. ábra) (Farkas és Sajgó, 2001).

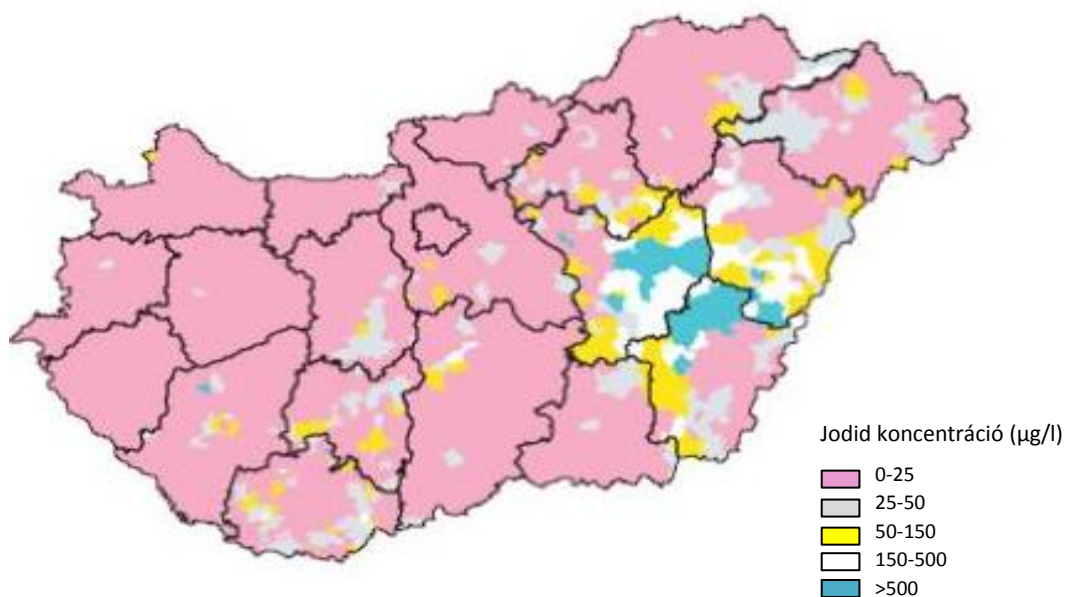


3. ábra A golyvagyakoriság Magyarországon az I-IV. osztályos fiú tanulók között, 1994-97 (Forrás: Farkas és Sajgó, 2001).

Bár ez a felmérés az akkori WHO ajánlásoknak megfelelően készült, a későbbi bizonyítékok azt mutatják, hogy a pillanatnyi jódbeviteli státuszának nem elegendő indikátora a golyva prevalencia (WHO, 2004).

Az ivóvíz általi bevitelben jelentős eltérések vannak országszerte. Az utolsó átfogó felmérés erre vonatkozóan a 1980-as években történt. Míg a települések legnagyobb részén (több mint 80%-án) a jódbevitel nem volt kimutatható az ivóvízben (<25 µg/l), egyes településeken már az ivóvíz eredetű bevitel (2 l ivóvízfogyasztással számolva) is meghaladta a javasolt napi beviteli értéket (4. ábra).

A korábbi vizsgálatokból azonban a jelen állapotra nem származtathatók a jellemző ivóvíz általi jódbeviteli értékek. Az Ivóvízminőség-javító Program előrehaladásával számos település új vízbázisra tért át, vagy regionális rendszerre csatlakozott, illetve sok helyen épült ki olyan vízkezelő technológia, amely megváltoztathatta a jódbevitelét a szolgáltatott vízben.



4. ábra Az ivóvíz jodid koncentrációja a magyarországi ivóvizekben 2000 előtt. (Forrás: Farkas és Sajgó, 2001. Idézi: OKI, 2016.)

4.5 Új kockázatok – nanoanyagok

A gyakran a jövő technológiájaként említett nanotechnológiai eljárással előállított anyagok világszerte egyre nagyobb figyelmet kapnak. Ennek háttérében a nanoméretből adódó tulajdonságok állnak, amelyek a felhasználás szempontjából számos esetben kedvezőbbek a normál szemcseméretnél. Széles körben alkalmazzák őket a számítógépek merevlemezétől a napvédő krémeken át a szennyeződéstaszító bevonatokig, így egyre növekvő mennyiségben juthatnak ki a környezetbe. A nanoanyagok a nem nano formától eltérő hatással lehetnek az emberi szervezetre működésére, illetve a környezetre. Ez indokolja a nanotechnológiai módszerekkel előállított anyagok veszélyesség, környezeti és egészségügyi kockázat elemzésének szükségességét (SCENIHR, 2007; NATO, 2007; Paschen és mtsai, 2004; Ostiguy és mtsai, 2006).

4.5.1 A nanoanyagok tulajdonságai

A nanorészecskék néhány száz, esetleg ezer atomból illetve molekulából állnak, amelyek jellemző mérete legalább egy átmérő tekintetében 1 és 100 nm közé esik. Számos anyagnak létrehozható nanoformája: félvezető (kadmium, tellúr, szilícium) és vezető anyagok (arany, ezüst, vas), nemfémek (szén-nanocsövek, fullerén, ipari korom), szerves vegyületek

(főleg fém-oxidok, pl. szilícium-, titán-, alumínium-, vas- és cink-oxid), szerves vegyületek (politetrafluoretilén) és egyes biológiai struktúrák (liposzómák, micellák).

A szemcseméret csökkenésével egyes anyagok fizikai és kémiai tulajdonságai (pl. katalitikus aktivitás, olvadáspont, sűrűség vagy optikai sajátságok) jelentősen megváltoznak, elsősorban a térfogati fajlagos felület megváltozása következtében (Schmid és Corain, 2003). A legjellemzőbb szemcseméret 20-80 nm, míg a tömegi fajlagos felület 10-50 m²/g, ami 2-3 nagyságrend eltérés a normál formához képest (American Elements, 2005).

A vízdékonyság az egyik legfontosabb kémiai sajátosság a környezeti és biológiai hatás megítélése szempontjából. A félvezető, vezető, nemfém nanorészecskék egyáltalán nem, vagy pedig igen kis mértékben oldódnak vízben. A fém-oxidok közül a cink-oxid vízdékonysága igen jó (American Elements, 2005). A nem vízdékony nanoanyagok az élő szervezetben jellemző körülmények között aggregátum képzésre hajlamosak, ami ugyancsak hatással van a biológiai hozzáférhetőségre.

A nanorészecskék keletkezhetnek természetes úton vagy emberi (antropogén) tevékenység során, célzott előállítás eredményeként vagy melléktermékként (NATO, 2007). A természetben kőzetmállásból fém-oxid tartalmú nanoporok keletkeznek, az erdőtüzek és a vulkánkitörések során képződő füst és por ugyancsak nagy mennyiségű nanoszemcsét tartalmaz. Élő szervezetekben a ferritin, a lipoproteinek és a mikropartikulumok tartoznak ebbe a mérettartományba (Plow és Pluskota, 2007). Az emberi tevékenység nem kívánatos melléktermékeként nanoszemcsék jönnek létre a belső égésű és elektromos motorokban, égetőművekben, forrasztás, hegesztés során, de még grillezéskor is (NATO, 2007). A nanoanyagok tervezett előállítása során keletkező nanorészecskék kontrollált körülmények között jönnek létre, ezek elsősorban fémek, félfémek, fém-oxidok, fullerének és nanocsövek. Az előállított nanoanyagok elsősorban a kozmetikai iparban, a gyógyszeriparban, az elektronikai és az optikai eszközök gyártása során játszanak fontos szerepet (SCENIHR, 2007; NATO, 2007). Létrehozhatóak nagyobb szemcsékből mechanikai és kémiai módszerekkel, vagy atomokból kémiai reakció útján (Luther, 2004).

4.5.2 A nanoanyagok expozíciója

A nanorészecskéket tartalmazó anyagok tényleges veszélyességének és kockázatának megítéléséhez számos vizsgálat hiányzik. Fontos szerepet játszik az expozíció lehetőségének és

mértékének meghatározása, az akut és krónikus toxicitás vizsgálata, irritabilitás és karcinogenitás megítélése.

Az expozíció lehetősége mind az előállítást végző dolgozók, mind pedig az adott terméket használók esetében felmerül. Az expozíciós út elsősorban az anyag- vagy termékjellemzőktől függ (3. táblázat). A bevitel túlnyomórészt belégzés útján, illetve bőrön keresztül történik, de egyes esetekben az orális expozíció is előfordulhat.

A dermális felvételnek a kozmetikai (TiO₂ tartalmú napvédő krémek, liposzómás arckrémek) és az egyre széleskörűbb gyógyszeripari felhasználás miatt van jelentősége. Egy emberi bőrön végzett tanulmány alapján a fém-oxid nanoszemcsék vizes oldatban nem, de víz-olaj emulzióban átjutottak a bőrön (Tsuji és mtsai, 2006), más anyagoknál a felszívódás mértéke igen nagy változatosságot mutatott, a mérettől és az anyag poláros-apoláros karakterétől függően (Ryman-Rasmussen és mtsai, 2006). Kimutatható, hogy a bőr már egészen kismértékű sérülés során átteresztővé válik a nanoanyagokra.

Anyag / Termék	Nanoméretű összetevő	Expozíció
Kozmetikumok, krémek	Titán-dioxid, Cink-oxid	Dermálisan, elsősorban ha hosszabb ideig nem kerül eltávolításra
Üzemanyag adalékok	Cérium-oxid	Inhaláció útján, járművek kipufogógázaiból
Festékek Bevonatok	Ezüst nanoszemcsék és más hidrofób bevonatokat képző anyagok	Dermálisan, közvetlen érintkezéssel pl. ruhadarabok esetében
Elektronikai eszközök	Szén-nanocsövek	Hulladék elhelyezés, kezelés során dermálisan, illetve inhaláció útján
Szerszámok, Sportszerek	Szén-nanocsövek	Használat, hulladék elhelyezés, kezelés során dermálisan, illetve inhaláció útján
Dízel üzemanyagok	Égés során keletkező nanoméretű koromszemcsék	Járművek kipufogógázaiból inhaláció útján
Talajregeneráló- és kezelőanyagok	Fémporokat, sókat tartalmazó bioaktív preparátumok	A használat helyén inhaláció útján, dermálisan, az adott területről származó mezőgazdasági termékek fogyasztása esetén orálisan
Ipari melléktermékként keletkező nanoanyagok	Pl.: Használhatatlan többfalú szén-nanocsövek	A nem tervezett előállított nanoanyagok keletkezés helyén elsősorban inhaláció útján

3. táblázat Néhány példa az egészségre hatást gyakorló nanoanyagokra, és a jellemző expozíciós útvonalakra

Az orális expozícióban a közvetlen szájon át (étel, gyógyszer vagy víz útján) történő bevitel mellett a levegőből belélegzett, és a csillós hámsejtek által kiszűrt, majd az emésztőrendszer

felé továbbított nanoanyagoknak is szerepe van (Maynard, 2006). Az innen történő felszívódás elsősorban a szemcseméret függvénye, a kisebb átmérőjű nanoanyagok sokkal nagyobb hatékonysággal kerülnek be a szervezetbe a gyomor-bél traktusból.

A leggyakoribb expozíciós út az inhaláció. Az aeroszolok lerakódását számos korábbi tanulmány vizsgálta mind nanoméret feletti, mind pedig az alatti mérettartományban, az eredmények alapján egyértelműen megállapítható, hogy a részecskék mérete és sűrűsége az irányadó. A viszonylag nagyobb részecskeméret esetében a felső légúti, míg a kisebb részecskeméret esetében az alsó légúti lerakódás dominál (ICRP, 1994). Nanoanyagok esetén az alak is számít: az anizotróp részecskék hatásai, lerakódási tulajdonságai lényegesen eltérnek az izotrópokétól (Lam és mtsai, 2004). A nanoformák gyorsabban szívódnak fel a tüdőből (fizikai vagy kémiai úton) jutnak a vérbe, mint a normál szemcseméretű anyagok. A felső légutakban a nanoanyagok idegsejtek által történő szállítása is megfigyelhető, amely során azok a szaglóhagymába kerülnek. Ezt a folyamatot először poliovírus esetében mutatták ki, de később szén és MnO_2 esetében is igazolták.

Mivel számos kezdeti stádiumú *in vivo* vizsgálat igazolta az intravénásan adott nanoméretű anyagok (hidroxiapatit, fémek) bizonyos esetekben fennálló tumorelles hatását (Hu és mtsai, 2007), ezekre az anyagokra vonatkozóan az orvosi kezelés során fellépő expozíciót is figyelembe kell venni. Az expozíció értékeléséhez a kvalitatív leírás nem elegendő, a számszerűsítéshez viszont jelenleg még nincs elegendő adat.

4.5.3 A nanoanyagok toxicitása

A vérbe felszívódott nanoanyagok (elsősorban fém-oxidok, illetve nanoezüst) egyik legfontosabb hatása az érrendszerben az oxidatív stressz, amely tartós expozíció esetén érrelmeszesedéshez és egyéb érrendszeri károsodáshoz vezethet. Számos nanoszemcsés anyag, elsősorban fém-oxidok esetében, mutatták ki a reaktív oxigén gyökök fokozott termelését, de ugyanez megfigyelhető a nanoszemcsés ezüst esetében is. A vérből a nanorészecskék eljuthatnak a vér-agy gáton keresztül a központi idegrendszerig is (Kreuter és mtsai, 2002). Az itt kifejtett hatásuk azonban az anyag kémiai tulajdonságaitól függ: nanoszemcsés fémek és egyes fém-oxidok (TiO_2) fokozzák a reaktív oxigén gyökök (ROS) termelését, és súlyosbíthatják a meglévő központi idegrendszeri károsodásokat (Sharma és Sharma, 2006), míg pl. a foszfolipid-micellák előnyös hatásúak, az Alzheimer kór kialakulásának hátterében álló β -amiloid lerakódást gátolják (Ashwini és mtsai, 2006).

A májban a nanoszemcsék – elsősorban fémek, fém-oxidok – ugyancsak a ROS termelődést fokozzák, emellett felmerült oki tényezőként a nanoszemcsés hidroxipatit szerepe a májsejtrák (hepatocelluláris karcinóma) kialakulásában (Bauer és mtsai, 2007). A légutakban a fém-oxidok lokális gyulladáskeltő hatását figyelték meg, amely a nagyobb fajlagos felülettel, vagyis a szemcseméret csökkenésével párhuzamosan növekedett a legkülönbözőbb anyagok (TiO₂, PTFE, szén nanocsövek) esetén (Oberdörster, 2000).

Dízel motorok nanoméretű égéstermékei véralvadást és trombocita aggregáció fokozódást okozó hatását már számos tanulmány igazolta. Ez magyarázhatja a szív- és érrendszeri megbetegedések kockázatának növekedését dízelmotor égéstermék expozíció hatására (Nemmar és mtsai, 2004). A másik lehetséges hatásmechanizmus a nanorészecskéknek vegetatív idegrendszerre gyakorolt hatása, amely a bolygóideget is érintheti. Az égéstermékek a vesét és az immunrendszert is károsíthatják.

Akut bőrirritációt a nanoszemcsés anyagok jelentős részénél nem írtak le, ami különösen a kozmetikumok esetén fontos. Szemirritáló hatás sok esetben megfigyelhető volt, de jellemzően azon anyagoknál, amelyeknek a normálméretű szemcséi is irritáló hatásúak (pl. vas-oxid, magnézium-oxid).

A genotoxicitási vizsgálatok *in vitro* ellentmondó eredményekre vezettek, az *in vivo* vizsgálatok (baktériumokon) negatív eredménnyel zárultak TiO₂, nikkel-titán ötvözet és fullerén esetén is (Es-Souni és Fischer-Brandies, 2005). A nanoanyagok karcinogenitását kiterjedten még nem vizsgálták. Mint ismeretes, az azbeszt és egyéb természetes illetve mesterséges szálak növelik a tüdőfibrozis, illetve -daganat valószínűségét. Ez a lehetőség a szén-nanocsövek esetében is felmerül, elsősorban szerkezeti okokból, de sem erre, sem a fém nanoszemcsékre nem igazolódott az eddigi vizsgálatok során. Számos nanoméretű anyag estében több *in vitro* és *in vivo* tanulmány esetében éppen a tumor ellenes hatás látszik igazolódni (Hu és mtsai, 2007).

4.5.4 A nanoanyagok környezeti hatásai

A legtöbb nanotechnológiai termék előállításának kezdeti szakaszában, azok környezetre vonatkozó veszélytelenségét hangsúlyozták, elsősorban arra alapozva, hogy ezen anyagok reakciókészsége csekély. Ennek ellenkezőjét eddig számos tanulmány igazolta, a reakciókészség a felület növekedésével jelentősen változhat. Mivel a nanoszemcsék számos membránon képesek áthatolni, a bioakkumulációjuk is lehetséges (Zhu és mtsai, 2006)

Ökotoxikológiai vizsgálatokban alga, *Daphnia* és hal tesztekben a hatásos koncentráció mind a hatásviselőtől, mind a nanoanyag kémiai minőségétől függően (akár több nagyságrendet) változott, a tesztszervezetek felét elpusztító koncentráció (LC₅₀) legtöbbször 0,5-5 mg/l között volt. Az aggregáció a toxicitást minden esetben jelentősen csökkentette (Zhu és mtsai, 2006).

Valószínűsíthető, hogy a gyógyszer és kozmetikai iparban egyre széleskörűbb – elsősorban TiO₂ és ZnO – nanoporok alkalmazása következtében nőni fog a vizekben és talajban mérhető koncentrációjuk, majd akár az ivóvízben is megjelenhetnek. Ugyanakkor egyes nanoanyagokat már ma is célzottan alkalmaznak az ivóvízkezelésben (különösen a háztartási víztisztításban a fejlődő országokban) és a szennyvíztisztításban is (Prathna és mtsai, 2018, Zhang és mtsai, 2016). A kockázatbecslési számítások végső célja a nanoszemcsékre vonatkozó határértékek meghatározása.

4.6 Egyéb újonnan felmerülő ivóvízminőségi kockázatok

Az eddig tárgyaltakon kívül számos olyan ivóvízminőségi kockázat van, amely a közeljövőben figyelmet érdemel (MTA, 2018). Az intenzív kemizáció következtében a természetes víztestek szerves mikroszennyező terhelése jelentősen megnövekedett, nem elsősorban az összes mennyiséget, hanem a szennyezők sokféleségét tekintve. A lakossági és a médiafigyelem elsősorban a gyógyszermaradványok és hormonháztartásra ható (endokrin diszruptor) anyagok felé fordul, de számos egyéb mikroszennyező (pl. peszticidek, ipari szennyezők, kozmetikumok, röntgen kontrasztanyagok) jelent hasonló problémát. Ugyancsak antropogén szennyezéssel függ össze a mikroműanyagok környezeti előfordulásának fokozódása. Ezeknek az anyagoknak jelentős részére ugyanúgy hiányoznak a környezeti és emberi kockázat értékeléséhez szükséges alapadatok, mint a nanoanyagoknál, így az egészséghatás-becsléshez további megalapozó vizsgálatok szükségesek.

A fenti mikroszennyezők jelenléte elsősorban felszíni vizekben igazolható, ezért Magyarországon jelenleg még az ivóvízminőséget kevésbé veszélyeztetik. Ugyanakkor az elosztóhálózatok összefüggő kockázatok értékelése, beleértve a nehézfémek, elsősorban az ólom kioldódását és a mikrobiális utószaporodást, a közeljövő feladatai közé tartozik (MTA, 2018).

5 Anyag és módszer

5.1 Vízhminőségi adatok feldolgozása

5.1.1 Ivóvízhminőségi monitoring

Az ivóvíz minőségét „az ivóvíz minőségéről és az ellenőrzés rendjéről” szóló 201/2001. (X.25) Kormányrendelet alapján az ivóvíz szolgáltatók, és az illetékes népegészségügyi hatóság (ami az 1000 m³/nap mennyiségnél kisebb kapacitású és 5000 főnél kevesebb állandó népességet ellátó vízellátórendszerek esetén a járási vagy kerületi kormányhivatal, az ennél nagyobb, rendszerek esetén a megyei kormányhivatal népegészségügyi osztálya, ill. főosztálya) rendszeresen ellenőrzi. A vizsgálati gyakoriság a vízmű méretétől és az egyes paraméterektől függ; a minimális mintaszám (100 m³/nap szolgáltatott vízmennyiség alatt) évi négy ellenőrző minta, amely az alapparaméterek vizsgálatára irányul (*E. coli*, telepszám 22 °C-on, ammónium, nitrit, nitrát, organoleptikus paraméterek, pH, vezetőképesség), és egy részletes minta, amely valamennyi kötelező paramétert tartalmazza (201/2001. (X. 25.) Kmr. 1. és 2. melléklet). A mintavételt és a vizsgálatokat akkreditált laboratóriumok végzik, a kapott eredményeket – jogszabályi előírás alapján – egy egységes online adatbázisba, a Humán Vízhasználatok Informatikai Rendszerébe (HUMVI) töltik fel, amelyet az OKI kezel. Az így létrejött országos adatbázis a mintavétel helyén, időpontján és a vizsgálati eredményeken kívül további tényezőket is rögzít (pl. mintavétel célja, minta típusa stb.). Az adatbázis 2015 óta tartalmazza országosan valamennyi ivóvízvizsgálat eredményeit. Ez összesen 3350 hálózati vízzel ellátott települést és önálló vízellátású településrészt, évi mintegy 50 000 mintát és 500 000 mérési eredményt jelent. Ahol 2015 előtti adatok is szükségesek voltak, ott a korábbi, ugyancsak OKI kezelésben levő ivóvíz adatbázisokat használtuk.

A dolgozatban bemutatott értékelések többségében a 2016. évi adatokon alapulnak (összesen 552 984 vizsgálat). Az adatokat a HUMVI rendszerből Excel formában exportáltuk, majd mintavételi helyek besorolásának ellenőrzését kövően leszűrtük a fogyasztói végponton vett mintákra. A vízmű kutakra vonatkozó, vagy a víztisztító technológia különböző lépéseit jellemző eredményeket a jelen értékelés során nem vettük figyelembe. Meghatároztuk az egyes települések vízminőségét jellemző értéket az alábbi paraméterekre: *E. coli*, coliform szám, telepszám 22 °C-on, arzén, klórozási melléktermékek (trihalometánok, THM). A vizsgálat számot az egyes paraméterekre az eredményeknél tüntettük fel. A mikrobiológiai paraméterek és a

THM a legtöbb vízellátó rendszerben esetleg fordul elő, ezért ezeknél megfelelés % -ot határoztunk meg. Az arzén koncentrációját az éves középértékkel (medián) jellemeztük.

5.1.2 Országos jódfelmérés

Az általános ivóvízminőség monitoring a jód paramétert nem tartalmazza. Rendszeres vizsgálati eredmény hiányában az OKI 2016-ban egy célzott országos felmérést indított. A felmérés során minden vízellátórendszerben (összesen 1398 vízellátórendszer 1587 településén) mintát vettek a nyers vízből (több kút esetén a kevert nyers vízből) (1229 mérés), illetve a hálózatra adott vagy hálózati vízből (1689 mérés). Nem volt minden településen mintavétel, de mivel a jodid-ion tartalom várhatóan nem változik a hálózatban, a hálózati vízminőség eredménye a vízellátórendszer által ellátott valamennyi településre származtatható, így a felmérés eredménye az egész országot lefedi. A mintavételekről és a mintaszállításról a megyei kormányhivatalok gondoskodtak, a mintavételi edényzetet az OKI biztosította. A mintavételi jegyzőkönyvön a mintavétel pontos helye és ideje mellett az adott vízellátórendszerben alkalmazott vízkezelés is feltüntetésre került. Azokban a vízellátó rendszerekben, ahol nincs vízkezelés (ide értve a fertőtlenítést is), csak egy mintát vettek. A mintavételekre 2016. április és 2017. február között került sor, az ISO 5667-5:2006 szabványnak megfelelően. A jodid koncentráció meghatározása az OKI Központi Laboratóriumában történt, ionkromatográfiás módszerrel az MSZ EN ISO 10304-3:1999 szabvány szerint DIONEX ICS-5000 (Thermo-Fisher Scientific, Waltham, MA, USA) készüléken. A mérés alsó méréshatára 0,03 mg/l, a mérési bizonytalanság 4,8%.

5.1.3 Medencés fürdők mikrobiológiai minősége

A medencék vizét a közfürdők létesítésének és üzemeltetési követelményeiről szóló 37/1996. (X.18.) Népjóléti Minisztériumi rendelet alapján ellenőrzik az üzemeltetők és a járási népegészségügyi hatóság. A fertőtlenítőszer koncentrációt és a pH-t napi több alkalommal mérik, az egyéb kémiai és mikrobiológiai tényezőket havonta egyszer vizsgáltatják akkreditált laboratóriumban. A medencékre nincs országos adatgyűjtés, csak a bakteriológiai vizsgálatok eredményét jelentik a járási hatóságnak. A megyei szinten összesített eredményeket évente továbbítják az OKI-nak. Az értékelés során a két adatforrást a területi népegészségügyi szervek beszámolója, valamint az OKI, mint vizsgálólaboratórium 2006-2018 között végzett vizsgálatainak eredményei jelentették.

A megyei kormányhivatalok által jelentett eredményeket 2013 és 2017 közötti időszakban vizsgáltuk. Éves szinten 3521-4180 medencéről, összesen 23 800-32 400 vizsgálatról érkezett jelentés. Ez képezte az országos reprezentatív értékelés alapját. Az OKI mint vizsgálólaboratórium 2006-2018 között összesen 1788 medencés fürdővíz vizsgálatot végzett, ezek eredményei alapján történ az egészségkockázatot jelentő csíraszám tartományok meghatározása.

Az OKI által medencevízből vizsgált mikrobiológiai paraméterek (vizsgálati szabvánnyal):

- *E. coli* és coliform szám (MSZ EN ISO 9308-1: 2001)
- *Enterococcus* (MSZ EN ISO 7899-2:2000)
- *Pseudomonas aeruginosa* (MSZ EN ISO 16266:2008)
- *Staphylococcus* (MSZ 13690-2:1989)
- Összes coccus (MSZ 13690-2:1989)
- *Legionella* sp. (MSZ EN ISO 11731-2:2008)

Az adatokat az OKI laboratóriumi szoftveréből Excel dokumentumba exportáltuk.

5.2 Klórozási melléktermékek képződésének vizsgálata medencés fürdőben

A medencés fürdők beltéri levegőminőségének jellemzésére célzott vizsgálatssorozatot végeztünk. A vizsgálati helyszíneként olyan fürdőket választottunk, ahol klórozással fertőtlenített beltéri úszómedence üzemelt. Összesen 19 úszómedencét és 3 pezsgőmedencét vizsgáltunk 2015-2016-ban. A kiválasztott helyszíneken rögzítettük az alábbi háttéradatokat:

- vízkezelés módja, alkalmazott vegyszerek, fertőtlenítés
- üzemeltetés paraméterei (folyamatos/időszakos, jellemző terhelés, vízhőmérséklet)
- műszaki kialakítás (medence mérete, alakja, burkolata, élményelemek jelenléte)
- légcseré módja és gyakorisága

Minden medence szűrő-forgatóval üzemelt. A szervesanyagok kicsapátása alumínium sókkal történt, majd a csapadékot homok- vagy diatomaföldes szűrővel távolították el. A fertőtlenítés Na-hipoklorittal történt, kiegészítő fertőtlenítés (UV vagy ózon) egy fürdőben sem volt.

Vízmintavétel a tápvízből és a medencevízből történt. A vízhőmérsékletet, a pH-t és a vezetőképességet a helyszínen határoztuk meg hordozható elektród segítségével (Multi 3430 SET F, WTW, Németország). Az összes szervesanyag tartalmat (TOC) TOC-II analyser készülékkel

(Elementar, Németország) mértük. Az adszorbeálható szerves halogénszármazékok (AOX) meghatározásához AOX-200 készüléket (Mitsubitshi, Japán) használtunk. A szabad és kötött aktív klórtartalmat DPD kolorimetriás titrálással mértük az MSZ EN ISO 7393-1:1985 szabvány szerint. A trihalometánok (THM) mérése tömegspektrométerrel kapcsolt gázkromatográfiás módszerrel (GC-MS) történt (HP 6890 és HP 5973A, Hewlett Packard, Palo Alto, CA, USA), head-space technikával (HP 7694, Hewlett Packard, Palo Alto, CA, USA).

A levegőminták gyűjtése aktív mintavevővel történt (SKC Sidekick, SKC Ltd., Dorset, UK). A mintavevő beszívó nyílása a medence peremétől 0,5 m-re volt, a vízfelszín felett 40, illetve 150 cm-rel, ami megfeleltethető az úszók és a légtérben tartózkodó dolgozók belégzési magasságának. A THM meghatározáshoz Anasorb® CSC adszorbens csöveket (SKC Inc., Eighty Four, PA, USA) használtunk 60 percig, 0,16 l/perc áramlási sebességgel (összesen 9,6 l levegőt mintáztunk). Minden medencénél egy-egy mintát vettünk a két mérési magasságban. A THM vegyületeket az aktív szén adszorberről 2 ml szén-diszulfiddal (Merck, Darmstadt, Németország) oldottuk le, 10 perces ultrahangos rázatással. A THM koncentráció meghatározása a vízmintáknál leírt GC-MS módszerrel történt. Emellett mértük a levegő hőmérsékletét, nyomását és relatív páratartalmát.

5.3 Nanoanyagok vizsgálata

A nanoanyagok kockázatértékeléséhez ökotoxikológiai vizsgálatokat végeztünk nano vas(II,III)-oxiddal (átmérő átlaga: 29 nm) különböző koncentrációjú vizes oldatával (5. ábra). A vizsgált koncentrációk: 0,01; 0,1; 1; 10; 50 és 100 mg/l. Ettől a koncentrációtól csak a kevésbé érzékeny üledék toxicitás (Ostracod) teszt esetében tértünk el.

Az elvégzett tesztek:

- *Daphnia magna* akut (48 óra) és krónikus (21 nap) vizsgálatok (OECD 202, 211)

A tesztek során 24 óránál fiatalabb *Daphnia magna* tesztállatokat használtunk. Az akut vizsgálat során a végpont a tesztállatok immobilizációja volt, 24 és 48 óra után. A teszthez 20 állatot vizsgáltunk, 2 párhuzamosban minden egyes vizsgálati koncentrációban. A krónikus teszt során a nano(II,III)-vasoxid oldat hatását vizsgáltuk a *Daphnia magna* szaporodási képességére. A vizsgálat során feljegyeztük az elpusztult anyák számát illetve a 7. napot (ivarérést) követően az élő utódok számát, az elpusztult utódok számát, valamint az utódot nem produkáló anyák számát a kontrollhoz képest.

- *Thamnocephalus platyurus* akut vizsgálat (Thamnotoxkit F – 24 óra)

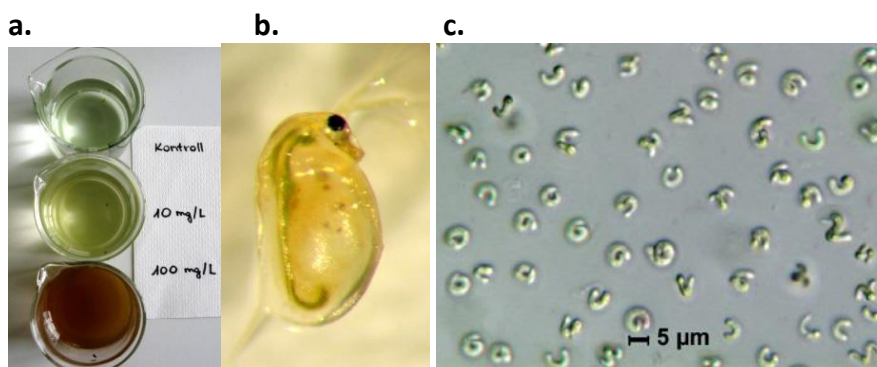
A teszt során a *Thamnocephalus platyurus* frissen kikelt lárváit használtuk fel. Többlyukú tesztedénybe helyeztük a fiatal tesztállatokat különböző koncentrációjú nano vas(II,III)-oxid oldatokkal. A 24 óra alatt bekövetkező pusztulást hasonlítottuk a kontroll csoporthoz képest. A tesztekhez 30 db állatot használtunk fel, 3 párhuzamosban.

- Növekedés gátlás tesztek *Navicula pelliculosa* (kovaalga), *Pseudokirchneriella subcapitata* (zöldalga) és *Anabaena* sp. (cianobaktérium) tesztorganizmeken.

Exponenciális növekedési szakaszban lévő algákon vizsgáltunk, hogy a kontrollhoz képest mennyivel csökken a populáció növekedése a tesztvegyület hatására. A növekedést és a növekedés gátlását az idő függvényében számszerűsítettük az alga biomassza mérései alapján. A biomasszát klorofill méréssel határoztuk meg 72 és 96 óra után. A vizsgálatot vas-oxid mellett titán-dioxiddal is elvégeztük.

- Üledék toxicitási teszt *Heterocypris incongruens* tesztorganizmekkel (Ostracodtoxkit F) 10-1000 mg/l koncentráció tartományban

Az Ostracod teszthez a *Heterocypris incongruens* bentikus (üledékrakó) állatot használtuk fel. A tesztet egy speciális, többüreges tesztedényben végeztük, amelyben a tisztából frissen kikelt rákállatkákat teszteltünk. A toxikus anyagoktól mentes üledék (a tesztkitthez járó kontroll üledék) felett lévő folyadékban állítottuk be a vizsgálati koncentrációkat. Hat nap után vizsgáltuk a pusztulási arányt és a növekedés mértékét a kontroll üledékben élő csoporthoz, valamint a teszt elején lemért testhosszhoz képest. A vizsgálatban 10-10 db rákot használtunk fel 6 párhuzamosban minden koncentráció esetében.



5. ábra Ökotoxikológiai teszteknel használt a) nano vas(II,III)-oxid tesztoldatok (átlagos szemcseméret: 29 nm) és tesztorganizmeken (b – *Daphnia*, c- *Pseudokirchneriella subcapitata*).

5.4 Statisztikai elemzések

Az adatok rendezése és feldolgozása Microsoft Excelben történt.

Az országos ivóvízadatok feldolgozása során a 2016. évi adatokból településsorosan képeztük az alábbi értékeket: átlag, középérték (medián), minimum, maximum, határérték feletti minták aránya. A megfelelést a jogszabályi határértékhez (201/2001. (X. 25.) Kmr. 1. melléklet) viszonyítva értékeltük. Az időbeli változást a vizsgált paraméterek országos mintaszintű megfelelése alapján szemléltettük, évekre lebontva.

A medencés fürdőkre vonatkozó országos adatokat megyei bontásban tüntettük fel. A vizsgálati eredmények értékeléséhez a minősítő szabványokban (MSZ 13690-3:1989, MSZ 15234:2012) foglalt határértékeket vettük alapul. A mikrobiológiai minőség eltéréseit az üzemeltetés módja szerint (töltő-ürítő és vízforgatás), valamint a medencetípusok szerint elemeztük.

A korreláció vizsgálat Pearson lineáris korrelációs koefficiens (r) meghatározásával történt, két mintás szignifikancia vizsgálattal (p). Két független csoport összehasonlítására (töltő-ürítő és vízforgatással üzemelő medencék) Mann-Whitney próbát alkalmaztunk, a függő változót (az egyes mikrobiológiai paraméterek csíraszámát) folytonosnak tekintettük. A számításokhoz IBM SPSS Statistics for Windows, version 21 (IBM Corp., Armonk, NY, USA) szoftvercsomagot használtunk.

5.5 Kémiai egészségkockázat becslés

Az emberi felhasználású vizek különböző kémiai szennyezőinek egészséghatása mennyiségi kockázatbecsléssel számszerűsíthető. A kockázatbecslés során figyelembe kell venni, hogy a vegyi anyagok egészségkárosító hatása determinisztikus vagy sztochasztikus jellegű. Az előbbi esetben a dózis-hatás összefüggés egy küszöbdózissal (koncentrációval) jellemezhető, amelynél alacsonyabb bevitel esetén a szervezet károsodása nem következik be. A másik esetben a vegyi anyagoknak genotoxikus (karcinogén) hatása valószínűséggel írható le, amely az expozíciós időn túl, az élet későbbi szakaszában is jelentkezhet. A jelen dolgozat keretében elvégzett kockázatszámítások az alábbi módon csoportosíthatóak:

- Ivóvíz arzéntartalmának karcinogén kockázata ivás során,
- Ivóvíz arzéntartalmának karcinogén és nem karcinogén kockázata fürdés/zuhanyozás során,
- Ivóvíz THM tartalmának karcinogén kockázata ivás során,

- Ivóvíz jodid tartalmának nem karcinogén kockázata ivás során,
- Medencevíz THM tartalmának karcinogén kockázata úszás során,
- Medence légtér THM tartalmának karcinogén kockázata úszás, illetve a légtérben tartózkodás során.

Az ivóvíz eredetű expozíció számításához a "Risk-Integrated Software for Cleanups version 4 (RISC4)" számítógépes programot (<http://www.groundwatersoftware.com>) használtuk. A humán expozíciós paramétereket részben a szoftver, részben a US EPA expozíciós kézikönyvből vettük (US EPA, 2011).

A kockázati értékek variabilitását Monte Carlo szimulációs elemzéssel csökkentettük: a szimulációs futtatásokban a bemeneti változók értékeit (valószínűségi eloszlások szerint) véletlenszerűen generáltuk. A futtatások többszörös ismétlésével a kockázatbecslés bizonytalanságát mérsékeljük. Például a testtömeget, a testfelszínt, az expozíció időtartamát nem egyetlen számmal, hanem egy tartománnyal jellemezzük és ebből véletlen számok generálásával történik a kockázat számítása.

A medencevíz eredetű kockázat számítása során két modellt vetettünk össze. Modellvegyületeként a számításokhoz a kloroformot használtuk. A SWIMODEL (US EPA, 2003) kifejezetten az úszással összefüggő kockázatok számítására kidolgozott modell, ami a lenyelés, a belégzés és a bőrön keresztüli felvétel mellett a nyálkahártyán (szájüreg, nyelv, orr, fül) való felszívódást is figyelembe veszi.

A másik alkalmazott modell a ConsExpo volt (Delmaar és Schuur, 2018), amelyet a háztartási vegyszerek egészség hatásának értékelésére alakítottak ki. A medence fertőtlenítőszer is ebbe a kategóriába sorolhatóak, és a modell tartalmazza az úszással összefüggő kockázatszámításhoz szükséges expozíciós forgatókönyveket. A web alapú modell „Fertőtlenítőszer Adatlapját” használtuk, a modellt kidolgozó holland kutatóintézet (RIVM) útmutatása szerint (Prud'homme de Lodder, 2006).

5.5.1 Expozícióbecslés az ivóvíz eredetű szennyezőkre

Az ivóvízből (lenyeléssel, belégzéssel vagy bőrön, nyálkahártyán keresztül) a szervezetbe jutott anyag mennyisége az átlagos napi beviteli dózis (ADD, mg/testtömeg kg/nap), amelynek kiszámítása az alábbi tényezők figyelembevételével történik:

$$ADD = \frac{C_{v\acute{z}} \cdot IR \cdot EF \cdot ED}{BW}$$

ahol

$C_{v\acute{z}}$	az anyag koncentrációja a ivóvízben (mg/l)
IR	felvett mennyiség (mg/nap)
EF	az expozíció gyakorisága (nap/év)
ED	az expozíció időtartama (év)
BW	testtömeg (kg)

A daganatkockázat valószínűsége az egész élettartamra vonatkozik. Ezért a genotoxikus anyagok esetében az expozíció során a szervezetbe került anyag mennyiségét 70 évre átszámítva kapjuk meg az élettartamra vonatkoztatott átlagos napi dózis értékét (LADD, mg/ttkg/nap):

$$LADD = C_{\acute{a}tl} * IR * EF * ED / (LT * BW * 365 \text{ (nap/év)})$$

ahol

$C_{\acute{a}tl}$	az ivóvíz átlag koncentrációja az expozíciós időtartam alatt (mg/l)
IR	napi bevétel (l/nap)
EF	expozíció gyakorisága (nap/év)
ED	expozíció időtartama
LT	élettartam (év)
BW	testtömeg (kg)

Az ivóvíz eredetű szennyezők esetén jellemzően a szájon át (ivással, élelmiszerrel) történő bevétel a legjelentősebb, kivéve az illékony anyagokat, mint a kloroform, ahol a belégzés (pl. zuhanyozás során) szintén fontos lehet.

A közvetlen fogyasztással történő expozíció számításához a hálózati ivóvízfogyasztást a KSH ital fogyasztási adatai alapján becsültük (KSH, 2016; 4. táblázat).

Ital	l/fő/év
ásványvíz	121
szénsavas üdítőital	66,7
gyümölcslé	25,2
jeges tea	7,6
sör	78,8 ^a
bor	31,5 ^a
kávé	60,1 ^b
tea	27,0 ^c
Összesen	418

4. táblázat A KSH által nyilvántartott éves ital fogyasztási adatok egy főre vetítve 2016-ban (KSH, 2016)

^aA teljes országos fogyasztás csak a felnőtt lakosszámra vetítve.

^bA fogyasztott mennyiség 2,4 kg/fő, ebből adagonként 7 g kávéval és 150 ml vízzel számoltunk.

^cA fogyasztott mennyiség 21,6 dkg/fő, ebből adagonként 2 g teával és 250 ml vízzel számoltunk.

A 4. táblázat alapján az egyéb italfogyasztás közelítőleg napi 1,2 l-nek adódik, vagyis a közvetlen csapvízfogyasztás (2 l fiziológiai vízigénnyel számolva) 0,8 l-re becsülhető, ami a nemzetközi tanulmányoknak megfelelő tartományba esik, bár jelentős az országok közötti szórás (Guelinckx és mtsai, 2015). Azoknál az anyagoknál, amelyek forralás hatására nem távoznak a vízből (pl. az arzén és a jód), a tea és kávé mennyiségét is hozzá számítottuk, így az együttes hálózati vízfogyasztás átlagosan 1,1 l.

Gyermekek italfogyasztására hazai vizsgálati eredmények nem állnak rendelkezésre, ezért a US EPA felméréséből származó ivóvíz beviteli értékeket vettük figyelembe (5. táblázat). Szakirodalmi adatok szerint a nemek között nincs szignifikáns eltérés. Minden korosztály esetén évi 350 nap expozícióval számoltunk, átlagos felnőtt testtömegként 79,95 kg-t vettünk alapul, ugyancsak a KSH adatai alapján.

Életkor	Mintaszám	Átlag	Percentilis								
			1	5	10	25	50	75	90	95	99
Elfogyasztott folyadék (ml/fő/nap)											
<0,5	199	280	0	0	0	0	35	552	861	945	1286
0,5–0,9	160	412	0	0	0	36	322	712	884	1101	1645
1–3	1834	313	0	0	0	74	236	469	691	942	1358
4–6	1203	420	0	0	22	133	330	591	917	1165	1902
7–10	943	453	0	0	29	139	355	671	978	1219	1914
11–14	816	594	0	0	27	181	435	801	1365	1722	2541
15–19	825	760	0	0	25	201	540	1030	1610	2062	3830
Elfogyasztott folyadék mennyisége testtömegre vonatkoztatva (ml/ttkg/nap)											
<0,5	191	47	0	0	0	0	5	90	139	170	217
0,5–0,9	153	45	0	0	0	4	36	79	103	122	169
1–3	1752	23	0	0	1	6	17	33	51	67	109
4–6	1113	21	0	0	1	6	16	29	44	64	91
7–10	879	15	0	0	1	5	11	21	32	39	60
11–14	790	12	0	0	1	4	9	17	26	34	54
15–19	816	12	0	0	0	3	9	16	25	32	61

5. táblázat Napi átlagos folyadék (ivóvíz) bevitel korcsoport szerint (US EPA, 2011).

A vizsgált szennyezők közül az arzén az élelmiszernövényekbe is felszívódhat, így az expozícióbecslésben ezt is figyelembe vettük. A növényi transzlokáció (az öntözővízben és a növényi részekben mért koncentrációk aránya) 0,04 g/g. Az expozíció szempontjából napi 87,5 gramm gyökér zöldség és 127 gramm leveles zöldség (gyümölcs) fogyasztásával számoltunk és feltételeztük, hogy az összesen 214,5 g élelmiszernövény egy tizede a helyben termesztett, arzén tartalmú vezetékes vízzel öntözött kiskerti növény. A KSH adatai szerint a magyar lakosság 10%-a fogyaszt naponta 400 g zöldséget-gyümölcsöt (KSH, 2016).

Az illékony vegyületek esetén, a zuhanyzás során belélegzett mennyiséget is figyelembe vettük. A klórozási melléktermékek bőrön keresztül is felszívódnak, így ezekre dermális expozíciót is számítottunk (fürdés, zuhanyozás). Bár az arzén kémiai tulajdonságai alapján csekély a valószínűsége a bőrön át történő felvételnek, tekintettel az egyes települések ivóvizében a határérték sokszorosát (extrém esetben a közelmúltban akár 100 µg/l-t) meghaladó koncentrációra, megvizsgáltuk a dermális expozíció kockázatát is.

Fürdés, zuhanyozás során a vízben oldott anyagok bőrön keresztüli felszívódása függ az anyag abszorpciós tulajdonságától (bőrpermeabilitásától), a vízzel érintkező bőrfelület nagyságától és a fürdés/zuhanyozás időtartamától, így az alábbi egyenlet szerint határoztuk meg a krónikus és a teljes életútra vonatkoztatott átlagos napi bevitelt (CADD és LADD):

$$CADD = \frac{C_{\max} \cdot SA \cdot AAF \cdot ET \cdot PC \cdot EF}{BW \cdot 365 \cdot \frac{d}{yr}} \cdot 10^{-3} \cdot \frac{l}{cm^3}$$

$$LADD = \frac{C_{ave} \cdot SA \cdot AAF \cdot ET \cdot PC \cdot EF \cdot ED}{LT \cdot BW \cdot 365 \cdot \frac{d}{yr}} \cdot 10^{-3} \cdot \frac{l}{cm^3}$$

ahol

CADD	krónikus napi beviteli dózis (mg/kg/nap)
LADD	teljes élettartam alatti átlagos napi beviteli dózis (mg/kg/nap)
C_{\max}	a vegyi anyag legfeljebb 7 évre átlagolt koncentrációja az ivóvízben (mg/l)
C_{ave}	a vegyi anyag idő-átlagolt koncentrációja az ivóvízben az expozíciós idő alatt (mg/l)
SA	teljes érintett bőrfelület (cm ²)
AAF	bőr-víz anyag-specifikus abszorpciós korrekciós tényező (mg/mg)
PC	anyag-specifikus bőr permeabilitási konstans (cm/óra)*
ET	fürdés vagy zuhanyozás időtartama (óra/nap)
EF	expozíció gyakorisága (alkalom/év)
ED	expozíció időtartama (év)
LT	élettartam (év)
BW	testtömeg (kg)

Az együtthatók értéke elérhető: EPA's Dermal Exposure Assessment: Principles and Applications (1992). A PC értéke arzénra 0,001 cm/óra, a kloroformé 0,0089 cm/óra, az AAF értéke arzén és kloroform esetében 1,0.

5.5.2 Medencevíz és medence légtér eredetű expozíció

Mivel a kockázatbecslésben használt modellek jellemzően a medence légtér közvetítette belélegzési kockázatot a medencevízben mért koncentrációk alapján számítják, a két közegre vonatkoztatott módszertant együttesen adjuk meg. Az expozícióbecslést versenyszerűen és

nem versenyszerű úszó felnőttekre, és két gyermek korcsoportra (7-10 éves és 11-14 éves), valamint a légtérben tartózkodó, de nem úszó személyzetre végeztük el (6. táblázat).

Az expozíciószámítás során a következő expozíciós útvonalakat vettük figyelembe: (1) úszás közbeni vízlenyelés, (2) bőrön keresztüli felszívódás, (3) úszás közbeni légzés, (4) valamint a szem, a szájüreg és a fül uszodavízzel érintkező felületén történő felszívódás.

Az expozíciószámítás alapját képező mennyiségeket az American Chemistry Council által végzett felméréséből és a US EPA expozíciós kézikönyv (US EPA, 2003, 2011) táblázataiból vettük (6. táblázat).

Hatásviselő és expozíció paraméterek	Mértékegység	Nem versenyszerű úszó			Versenyszerű úszó		
		Gyermek 7-10 év	Gyermek 11-14 év	Felnőtt (férfi)	Gyermek 7-10 év	Gyermek 11-14 év	Felnőtt (férfi)
Testtömeg	kg	30,18	48,17	78,1	30,18	48,17	78,1
Testfelszín	cm ²	10 400	15 900	19 400	10 400	14 200	19 400
Expozíciós időtartam	év	4	4	30	4	4	22
Expozíció gyakorisága	alkalom/év	60	60	60	65	189	238
Inhalációs ráta	m ³ /óra	1	1	1	1,9	1,9	3,2
Lenyelt vízmennyiség	ml/óra	50	50	25	25	25	12,5
Expozíciós idő	óra/alkalom	1	1	1,3	1	1	1,83

6. táblázat A hatásviselőre és expozícióra vonatkoztatott átlagos paraméterek a medencevíz eredetű egészségkockázat értékeléséhez, 7-10 éves, ill. 11-14 éves gyermek és felnőtt versenyúszókra és nem versenyszerű úszókra.

Az alábbi expozíciós útvonalakat vettük figyelembe:

(1) úszás közbeni vízlenyelés

Az úszás közben lenyelt vízmennyiség becsült értéke versenyszerű felnőtt úszók esetében 12,5 ml/óra, versenyszerűen úszó gyermekek esetében 25 ml/óra, míg nem versenyszerűen úszó felnőtteknél 25 ml/óra, nem versenyszerűen úszó gyermeknél (7-11 év és 11-14 év) 50 ml/óra volt. A vízzel lenyelt kloroform teljes felszívódásával számoltunk. A felvett vegyületek lebomlásával, átalakulásával a szervezetben, illetve a kiválasztással az általunk alkalmazott modell nem számol.

Az úszás közben lenyelés révén szervezetbe került kloroform mennyiségét (teljes élettartam alatti átlagos napi beviteli dózis, LADD, mg/ttkg/nap) a következő képlet alapján számoltuk ki:

$$LADD_{orális} = \frac{C_w \cdot IR \cdot t \cdot F \cdot ED \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

ahol

C_w	anyag koncentrációja a vízben (mg/l)
IR	beviteli hányad
t	expozíciós idő (óra/alkalom)
F	úszás gyakorisága (alkalom/év)
ED	expozíció időtartama (év)
CF	tömeg konverziós faktor ($\mu\text{g}/\text{mg}$, 0,001)
BW	testtömeg (kg)
AT	időátlag (nap) ($70 \times 365 \text{ nap} = 25\,550$)

(2) bőrön keresztüli felszívódás

Az úszás közben a bőrön keresztül felszívódott és szervezetben kialakuló ún. belső dózist alapvetően a testfelület és a testtömeg aránya határozza meg. Modellünkben a különböző életkorú hatásviselők (receptorok) esetében azonos mértékű felszívódással számoltunk.

Az úszás közben bőrön keresztül szervezetbe került kloroform mennyiségét (teljes élettartam alatti átlagos napi beviteli dózis, mg/kg/nap) a következő képlet alapján számoltuk ki:

$$LADD_{dermális} = \frac{C_w \cdot K_p \cdot SA \cdot ET \cdot F \cdot ED \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

ahol

C_w	anyag koncentrációja a vízben (mg/l)
SA	felület (m^2)
K_p	permeabilitási együttható (cm/óra)
ET	expozíciós idő (óra/alkalom)
F	úszás gyakorisága (alkalom/év)
ED	expozíció időtartama (év)
CF	tömeg konverziós faktor ($\mu\text{g}/\text{mg}$, 0,001)
BW	testtömeg (kg)
AT	időátlag (nap) ($70 \times 365 \text{ nap} = 25\,550$)

(3) úszás közbeni inhaláció

Az úszás közben a belégzés révén a szervezetbe került kloroform mennyiségét elsődlegesen a légzési ráta határozza meg. Számításaink során a belélegzett levegő kloroform gőz koncentrációját két féle megoszlási modell alkalmazásával (Henry törvény és Raoult törvény alapján) határoztuk meg, de közvetlenül is megadtuk saját levegőmérésből származóan. A modell a belégzéssel a szervezetbe jutó mennyiség teljes felszívódásával számol.

Az úszás közben inhaláció révén a szervezetbe került kloroform mennyiségét (teljes élettartam alatti átlagos napi beviteli dózis, mg/kg/nap) a következő képlet alapján számoltuk ki:

$$LADD_{inhalációs} = \frac{C_a \cdot R \cdot ET \cdot F \cdot ED \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

ahol

C_a	anyag koncentrációja a levegőben ($\mu\text{g}/\text{m}^3$)
R	lézési ráta (m^3/perc)
ET	expozíciós idő/úszás időtartama (óra/nap vagy óra/alkalom)
F	úszás gyakorisága (alkalom/év)
ED	expozíció időtartama (év)
CF	tömeg konverziós faktor ($\mu\text{g}/\text{mg}$, 0,001)
BW	testtömeg (kg)
AT	időátlag (nap) ($70 \times 365 \text{ nap} = 25\,550$)

(4) szem/orr, szájüreg/nyelv és fül uszodavízzel érintkező felületén történő felszívódás

A nyálkahártyákon történő felszívódás úgyszintén jelentős mértékű kloroform felvétellel járhat, az ily módon szervezetbe került anyag mennyisége elsődlegesen az érzékszervekbe került vízmennyiség és az abszorpciós tényező függvénye.

Az alkalmazott modellben a szájüregi és a nyelv alatti felszívódás becsült aránya a szájba került mennyiség 1%-ra. Ugyanezt a becslést alkalmazzák orrüregre és a szemre.

A szem/orr és szájüreg/nyelv felületén át a szervezetbe került kloroform mennyiségét (teljes élettartam alatti átlagos napi beviteli dózis, mg/kg/nap) a következő képletek alapján számoltuk ki:

$$LADD_{szájüreg, nyelv} = \frac{C_w \cdot ET \cdot WI \cdot F \cdot ED \cdot AR \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

$$LADD_{szem, orr} = \frac{C_w \cdot ET \cdot WI \cdot F \cdot ED \cdot AR \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

ahol

C_w	anyag koncentrációja vízben (mg/l)
ET	expozíciós idő/úszás időtartama (óra/nap vagy óra/alkalom)
WI	lenyelt vízmennyiség (l/óra)
F	úszás gyakorisága (alkalom/év)
ED	expozíció időtartama (év)
AR	abszorpciós faktor (mértékegység nélkül)
CF	tömeg konverziós faktor ($\mu\text{g}/\text{mg}$, 0,001)
BW	testtömeg (kg)
AT	időátlag (nap) ($70 \times 365 \text{ nap} = 25\,550$)

Hasonlóan történi a fülön át felvett mennyiség számítása, ahol a felszívódás mértékét a modell anyagspecifikusan számítja:

$$LADD_{f\ddot{u}l} = \frac{C_w \cdot K_{ow} \cdot K_p \cdot SA \cdot ET \cdot F \cdot ED \cdot CF}{BW \cdot AT}$$

ahol

C_w	anyag koncentrációja vízben (mg/l)
K_{ow}	oktanol/víz megoszlási együttható
K_p	permeabilitási együttható (cm/óra)
SA	fül felszíne (cm ²)
ET	expozíciós idő/úszás időtartama (óra/nap vagy óra/alkalom)
F	úszás gyakorisága (alkalom/év)
ED	expozíció időtartama (év)
CF	tömeg konverziós faktor (μg/mg, 0,001)
BW	testtömeg (kg)
AT	időátlag (nap) (70 × 365 nap = 25 550)

A ConsExpo modellben a levegőben mért adatok bevitelére nincs lehetőség, ezért az inhalációs expozíció becsléséhez konstans megoszlási aránnyal becsültük a kloroform koncentrációját a levegőben ($C_{leveg\ddot{o}}$, kg/m³):

$$C_{leveg\ddot{o}} = \frac{A_0 \cdot \left(\frac{w_f}{t_r} \right)}{q \cdot V} \cdot (1 - e^{-qt})$$

ahol

t_r	az emisszió időtartama (s)
A_0	az anyag mennyisége 1 m ³ medencevízben (kg)
w_f	az anyag tömegaránya a készítményben (jelen esetben 1)
V	légtérfogat (m ³)
q	légcseres ráta (1/s)

A légcseres mértékét az üzemeltetőktől származó információ alapján óránként kettőnek vettük.

A tömegátviteli együttható 1 m/óra volt.

A bőrön keresztüli felszívódott mennyiséget (A_{abs}) az alábbiak szerint számítottuk ki:

$$A_{abs} = A_{b\ddot{o}r} \cdot \left(1 - \exp \left(- \frac{P \cdot S}{V} \cdot t \right) \right)$$

ahol

$A_{b\ddot{o}r}$	az anyagmennyiség a bőrön (jelen esetben a kloroform tömege a test körüli 1 cm-es vízrétegben a teljes testfelületre vonatkoztatva) (kg)
V	az anyag térfogata a bőrön (m ³),
P	a bőr permeabilitása (m/s)
S	exponált bőrfelület (m ²)
t	expozíciós idő (s)

5.5.3 Dózis-hatás becslés

A nem karcinogén kockázat számítása során az egyes expozíciós útvonalakra számított beviteli értéket vetjük össze az elfogadható napi dózissal.

A dolgozatban vizsgált anyagokra vonatkoztatott RfD és RfC értékek:

- Arzén $RfD_{orális} = 3 \times 10^{-4}$ mg/kg/nap
- Arzén $RfD_{dermális} =$ nincs külön meghatározott RfD. A bőr permeabilitási együttható (1×10^{-3} cm/óra), a bőrfelület nagysága és az érintkezés időtartama alapján számított felvett anyagmennyiséget az orális tolerábilis szinthez viszonyítják.
- Kloroform $RfD_{orális} = 0,01$ mg/kg/nap
- Kloroform $RfC_{inhalációs} = 0,09765$ mg/m³
- Jód $RfD_{orális} = 8,57 \times 10^{-3}$ mg/testtömeg kg/nap vagy 600 µg/nap (napi bevitel felső határa)

Dermális expozícióra a vizsgált anyagok esetén nincs külön meghatározott RfD. A bőr permeabilitási együttható a bőrfelület nagysága és az érintkezés időtartama alapján számított felvett anyagmennyiséget az orális tolerábilis szinthez viszonyítják. A bőr permeabilitási együttható arzénra 1×10^{-3} cm/óra, kloroformra $8,9 \times 10^{-3}$ cm/óra.

A daganatkeltő (genotoxikus) kockázat számszerűsítve többnyire az állatkísérletekben megállapított dózis-karcinogén hatás összefüggés meredeksége (SF, slope factor) alapján ítélt meg. Általánosan elfogadott, hogy a daganatkockázat zéró expozíció mellett nulla és alacsony dózistartományban a dózis-válasz összefüggés megközelítően lineáris.

A dolgozatban vizsgált anyagok SF értékei:

- Arzén $SF_{orális} = 1,5$ mg/testtömeg kg/nap
- Kloroform $SF_{orális} = 0,031$ mg/testtömeg kg/nap
- Kloroform $SF_{dermális} = 0,0305$ mg/testtömeg kg/nap
- Kloroform $SF_{inhalációs} = 0,0805$ mg/testtömeg kg/nap

5.5.4 Kockázatjellemezés

A küszöb dózissal jellemezhető egészséghatás (toxicitás) akkor ítélt meg elfogadhatónak, ha a szervezetbe jutó átlagos napi mennyiség nem haladja meg a megengedhető beviteli dózist, azaz a egészségkockázati mutató (hazard index, HI) egynél nem nagyobb:

$$HI_{orális, dermális} = \frac{ADD}{RfD}$$

$$HI_{inhalációs} = \frac{ADD}{RfC}$$

$$\sum HI \leq 1$$

Karcinogén kockázatok esetén a különböző expozíciós útvonalakon szervezetbe került élettartamra vonatkoztatott napi beviteli dózisokat egyenként megszorozva a kockázati meredekséggel ($SF_{\text{orális/dermális}}$ és $SF_{\text{inhalációs}}$) kapjuk meg a daganatkockázati növekményeket, ezek összege adja meg az összegzett élettartamra vonatkoztatott többlet daganatkockázatot (IELCR).

$$IELCR = SF \cdot LADD$$

A számított daganatkockázatokot a társadalmilag elfogadott daganatkockázat értékekhez hasonlítjuk. A lakosság körében a daganatkeltő anyagoknak való kitettségre visszavezethető rák előfordulási gyakoriságának felső szintjeként, célértékként általában a 10^{-6} kockázatot nevesítik. Munkahelyi expozíció (ide tartozik pl. az uszodai dolgozók és a versenyszerű úszók expozíciója) esetén 10^{-5} az elfogadhatónak tekintett szint.

5.6 Mennyiségi mikrobiológiai kockázatbecslés

5.6.1 Probléma azonosítás

Az ivóvíz eredetű fertőző kockázat általános számszerű értékeléséhez pillanatnyilag még nem áll rendelkezésre elegendő adat. Nincs kellő információ az egyes kórokozók előfordulásáról az ivóvíz előállítására használt nyersvizekben, sem az alkalmazott vízkezelő technológiák eltávolítási hatásfokáról az egyes vízkezelések esetén. Ezért a mennyiségi mikrobiológiai kockázatelemzés (QMRA) módszertanát – amelyet Magyarországon még nem alkalmaznak elterjedten – a közelmúlt legnagyobb hazai ivóvízzel összefüggő megbetegedés halmazódása, a 2006. évi miskolci ivóvízjárvány példáján teszteltük. A miskolci járvány epidemiológiailag jól jellemzett, és vízvizsgálati eredmények is rendelkezésre állnak, beleértve a kórokozók kimutatását.

Az alábbiakat vizsgáltuk QMRA segítségével:

- Magyarázza-e a kimutatott norovírus titer az észlelt megbetegedéseket?
- Milyen mértékű védelmet jelent a forralási utasítás, illetve az emelt klórszint a szennyezettség fennállása alatt?
- Mekkora maradék kockázat van (hasonló méretű szennyezést feltételezve) az ultraszűrő technológia bevezetését követően?

Bár a járvány ideje alatt az ivóvízből több kórokozót is kimutattak, a klinikai és a környezeti minták között a közös ágens a norovírus volt. A megbetegedések tünetegyüttese is megfelelt a norovírus fertőzéseknek. Ezért a számításokat norovírusra végeztük el.

A medencés fürdővizek esetében az egy évre vonatkoztatott *Cryptosporidium* fertőzési kockázatot számítottuk ki töltő-ürítő medencékre. Szakirodalmi adatok szerint a *Cryptosporidium* okozza a fürdőzéssel összefüggő megbetegedések legnagyobb részét (Hlavsa, 2018). Bár a fertőtlenített vízben a bakteriális indikátorok nem jelzik megfelelően a *Cryptosporidium* jelenlétét az eltérő klórérzékenység miatt, a fertőtlenítés nélkül üzemelő töltő-ürítő medencéknél feltételezhetjük, hogy az enterális kórokozó terhelés arányos a kimutatott fekális indikátor számmal.

5.6.2 Expozícióbecslés

A miskolci ivóvízjárvány értékelése során csak az ivóvízzel szájon át bevitt vírus dózissal számoltunk. Az elfogyasztott ivóvíz mennyiségét átlagosan 0,8 l-nek vettük (teát, kávét nem számoltuk bele, mivel a vírusok a forralás során elpusztulnak). A dózis meghatározásához a vízműkút vizéből és a kezelt vízből kimutatott norovírus titer tartományt (31-310 GC/l) vettük alapul (Kern, 2013).

A beviteli dózis (d) az alábbiak szerint történt:

$$d = C_{\text{víz}} \times I \times V$$

ahol

$C_{\text{víz}}$	a vízben kimutatott vírustiter
I	fertőző víusrészecskék részaránya a vírus titeren belül
V	a napi fogyasztott ivóvíz mennyiség

A forralási utasítás hatását szakirodalmi adatok alapján úgy becsültük, hogy a lakosok 66%-a veszi figyelembe az előírást (Vedachalam és mtsai, 2016). Ők közvetlen fogyasztás céljára forralt vizet használnak, de gyümölcs és zöldség mosásához, vagy fogmosáshoz nem. Összességében a becsült átlagos napi forralatlan ivóvízfogyasztás 250 ml-re tehető (Teunis és mtsai, 1997). Feltételeztük, hogy a forralás során a norovírus 100 %-a inaktiválódik, tehát az expozíció kizárólag a forralatlan víz fogyasztásából adódik.

A klórozás hatásának értékelésekor a vízmű által megadott emelt klórszintet vettük figyelembe (0,4 mg/l és 0,8 mg/l). Szakirodalmi adatok szerint ez a szabad aktív klórtartalom akár 4 nagyságrenddel is csökkentheti a norovírus koncentrációt (Kitajima és mtsai, 2010, Shin és Sobsey, 2008), azonban az igen jelentős zavarosság befolyásolja a fertőtlenítési határfokot

(Kahler és mtsai, 2010), ezért konzervatív becslésként 2 nagyságrendnyi inaktivációval számoltunk.

A Miskolci Vízműben 2015-ben ultraszűrő technológiát építettek ki a további szennyezések megelőzésére. Az ultraszűrő pórusmérete 0,02 μm , elméletileg minden 100 kDa feletti molekulatömegű anyagot kiszűri, 19 200 m^2 -es szűrőfelületen (MiViz, 2016). Így elméletileg üzemszerű működés során alkalmas a vírusok eltávolítására is. Szakirodalmi adatok szerint a vírustitert 6 nagyságrenddel csökkenti (WHO, 2016b).

Medencés fürdők esetén a töltő-ürítő medencék enterális fertőző kockázatának értékelése során a dózis kiszámításhoz az OKI által 2006-2018 között mért *E. coli* csíraszám adatsort vettük figyelembe. A WHO QMRA útmutató (2016b) alapján az *E. coli* és a *Cryptosporidium* közötti arányszám 10^{-6} (átlagos népességet tekintve). Bár a töltő-ürítő medencék esetén az úszás nem általános, a legrosszabb eset jellemzésére ugyanazzal a lenyelt vízmennyiséggel számoltunk alkalmanként, mint úszás esetén (32 ml). Fertőtlenítőszer hiányában, a medencében inaktivációval nem számoltunk, csak a hígulás hatását vettük figyelembe. A megbetegedés valószínűsége fertőzés esetén 70% (Mara, 2011).

5.6.3 Dózis-hatás összefüggés

Mennyiségi mikrobiológiai kockázatbecslésnél a dózis-hatás összefüggést leíró modellt empirikus epidemiológiai vagy kísérletes adatok alapján határozzák meg, és kiszámítják a legjobban illeszkedő egyenlet együtthatóit. Norovírus esetén az egyszeri beviteli dózis (d) és a fertőzés valószínűsége (P_{inf}) közötti összefüggést β -Poisson modell alapján számítják:

$$P_{inf} = 1 - \left[1 + \left(\frac{d}{ID_{50}} \right) \cdot \left(2^{\left(\frac{1}{\alpha} \right)} - 1 \right) \right]^{-\alpha}$$

ahol

d	a bevitt dózis (szám)
ID_{50}	az exponált lakosság 50%-át megbetegítő dózis (szám)
α	a norovírus fertőzőképességét jellemző együttható (meredekség)

A norovírus ID_{50} és az α értéke a fertőzési kockázatra (P_{inf}) és a megbetegedés kockázatára (P_{ill}) egyaránt rendelkezésre állt egy fekális eredetű ivóvízszennyezésre vonatkozó esettanulmányból (Leak és mtsai, 2015), illetve egy önkéntesekkel végzett fertőzési kísérletből (Teunis és mtsai, 1999) (7. táblázat).

	P_{inf}^a	P_{ill}^a	P_{inf}^b
ID₅₀	16963	1465320	0,055
α	0,110891	0,071391	0,04

7. táblázat A dózis-hatás összefüggés együtthatói norovírus esetén a fertőzés (P_{inf}) és a megbetegedés (P_{ill}) kockázatára különböző tanulmányok alapján

^a Leak és mtsai, 2015

^b Teunis és mtsai, 1999

Cryptosporidium esetén a dózis-hatás összefüggés exponenciális egyenlettel írható le legjobban (Teunis és mtsai, 1999):

$$P_{inf} = 1 - e^{-rd}$$

ahol

- e természetes alapú logaritmus
- d egyszeri beviteli dózis
- r fertőzőképességet jellemző együttható

Az r értéke *Cryptosporidium*-ra a törzs fertőzőképességétől függően változhat, a jellemző publikált adatok $4-7 \times 10^{-2}$ között vannak (WHO, 2016b). A jelen számítások során a *C. parvum*-ra meghatározott $5,72 \times 10^{-2}$ értéket használtuk (Messner és mtsai, 2001).

Az egész évre vonatkoztatott fertőzési kockázat:

$$P_{év} = 1 - (1 - P_{inf})^t$$

ahol

- $P_{év}$ a fertőzés éves valószínűsége
- P_{inf} a fertőzés valószínűsége egyszeri expozíció esetén
- t az expozíciók száma évente

6 Eredmények

6.1 Mikrobiológiai kifogásoltság és ennek egészségkockázata

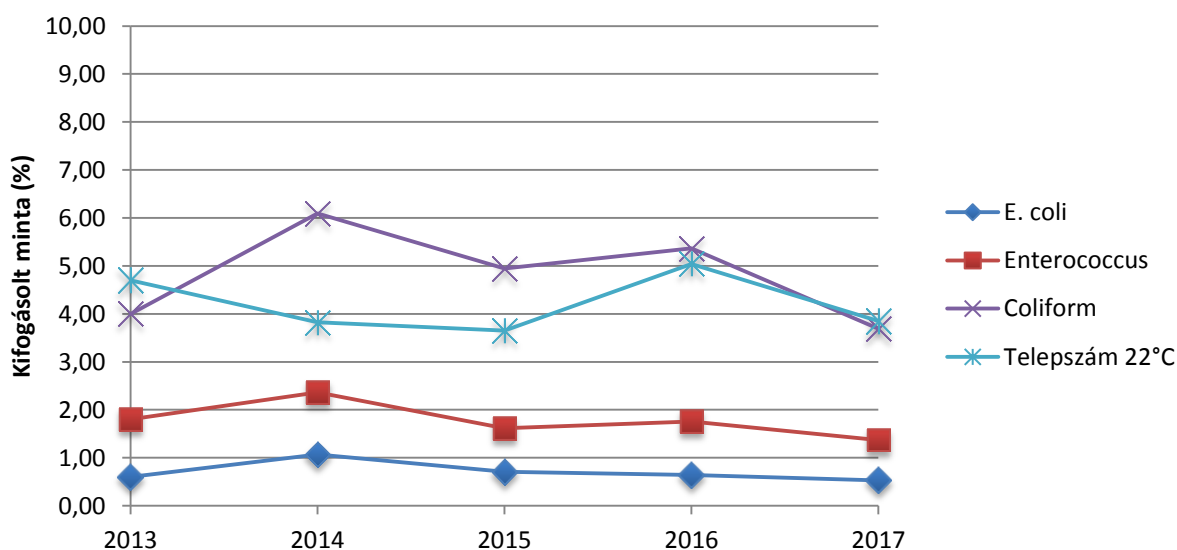
6.1.1 Ivóvíz mikrobiológiai kockázatának elemzése

6.1.1.1 Az ivóvíz mikrobiológiai jellemzői Magyarországon

Az ivóvíz mikrobiológiai minőségét szennyvíz eredetű szennyezést jelző fekális indikátorokkal (*Escherichia coli* és *Enterococcus*), és általános baktériumszaporodást jelző indikátorokkal (coliform baktériumok és telepszám 22 °C) jellemzik. Éves szinten mikrobiológiai vizsgálat céljára országosan mintegy 50 000 mintát vesznek hálózati ivóvízből.

A hazai ivóvíz helyzet jellemzésére a 2016-ot választottuk referencia évnak. A számításokat, a településsoros adatokat alapján végeztük, de terjedelmi okokból a nyers adatok feltüntetésétől eltekintünk. A megyei szinten aggregált adatokat az 1. melléklet tartalmazza (Függelék, A1.1-A1.5 táblázat).

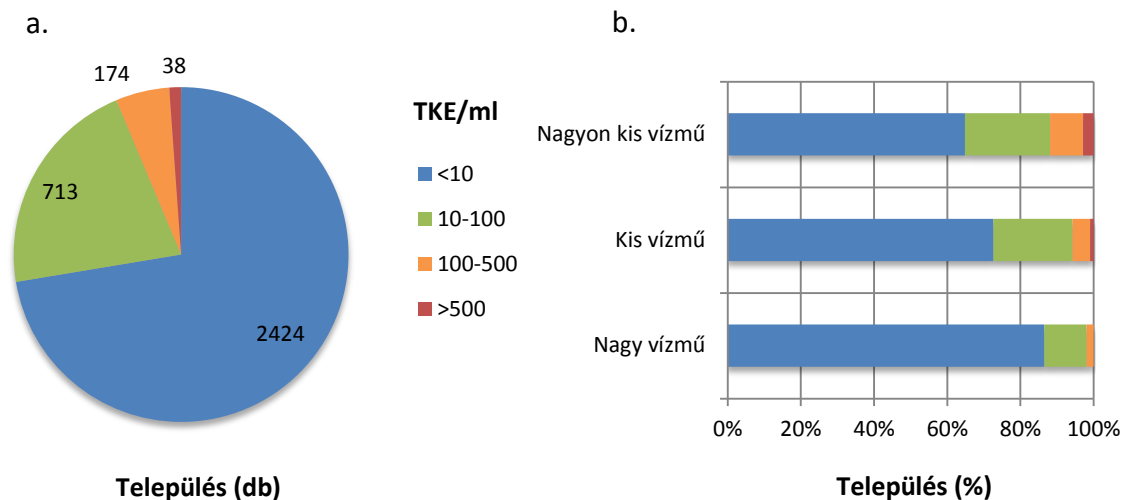
Országosan az összes jelentett hálózati ivóvízminta értékelése alapján az *E. coli* minták közül (n=48 320) 0,66% volt kifogásolt, az *Enterococcus*-ra vizsgáltak közül (n=19 255) 1,84%. Mindkét fekális indikátorra 0 TKE (telepképző egység) a határérték 100 ml mintára vonatkoztatva. A megfelelő minták aránya az *E. coli* esetén eléri, az *Enterococcus* esetén közelíti az európai célértéket, a 99% feletti megfelelést (6. ábra).



6. ábra Az ivóvíz mikrobiológiai minőséget jellemző paraméterek kifogásoltsága országosan az összes vizsgált hálózati ivóvízminta százalékában, 2013-2017.

E. coli kifogás összesen 224 településen, illetve településrészben fordult elő a 3349 vizsgált vízellátórendszerből. *Enterococcus* vizsgálatot 2973 településen végeztek, ebből 241-en volt nem megfelelő vizsgálati eredmény.

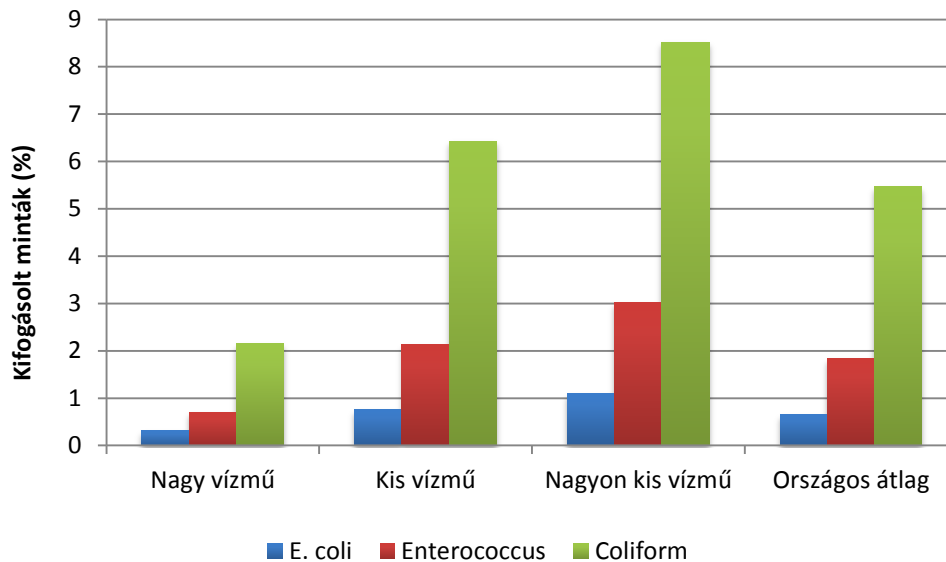
Az indikátor baktériumoknál gyakoribb a határérték túllépés, jellemzően 4-6 % között van a kifogásolt minták aránya mind coliform szám, mint 22 °C-os telepszám esetén (6. ábra). 2016-ban a coliform szervezetek a vizsgálatok (n=48540) 5,47 %-ában okoztak kifogást. A coliform szervezetek határértéke ugyanúgy 0 TKE/100 ml, noha előfordulásuk nem szükségszerűen jelzi kórokozók jelenlétét. A 3349 vizsgált ivóvízellátó rendszer közel egyharmadán, 1097 településen fordult elő coliform legalább egy vízmintában. A 22 °C-os telepszámra nincs általános érvényű határérték, így ezek esetén nem a megfelelőséget, hanem a jellemző telepszámot vizsgáltuk, amit a nyersvíz minősége, a vízkezelés módja, és az elosztóhálózatok állapota egyaránt befolyásol. A hazai települések túlnyomó többségén 100 TKE/ml alatt van a jellemző 22 °C-os telepszám (7. ábra). Ez még a palackozott vizekre vonatkozó követelményeket is kielégíti (határérték 100 TKE/ml, 201/2001 (X. 25.) Kmr. 1. melléklet A rész). Mindössze 38 településen volt a telepszám középértéke 500 TKE/ml felett, amit a legtöbb népegészségügyi hatóság beavatkozási küszöbértékként alkalmaz.



7. ábra A hazai települések megoszlása jellemző (medián) telepszám érték alapján (a) országosan (b) különböző méretű ivóvízellátórendszerekben. Nagy vízmű: 1000 m³/nap szolgáltatott vízmennyiség felett, kis vízmű: 10-1000 m³/nap, nagyon kis vízmű: <10 m³/nap.

A látszólag megnyugtató számok mögött azonban jelentős térbeli és időbeli eltérések tapasztalhatóak. Bármelyik paraméter esetében jóval gyakoribb a kifogás a kistelepülési vízműveknél, a coliform szervezeteknél több mint négyszeres a különbség a nagy (naponta több

1000 m³-t szolgáltató) és a nagyon kis (kevesebb, mint 10 m³-t szolgáltató) vízművek között (8. ábra). Ez az eltérés a jellemzően alacsonyabb színvonalú infrastrukturális és üzemeltetési háttérrel van összefüggésben (Murphy és mtsai, 2016).

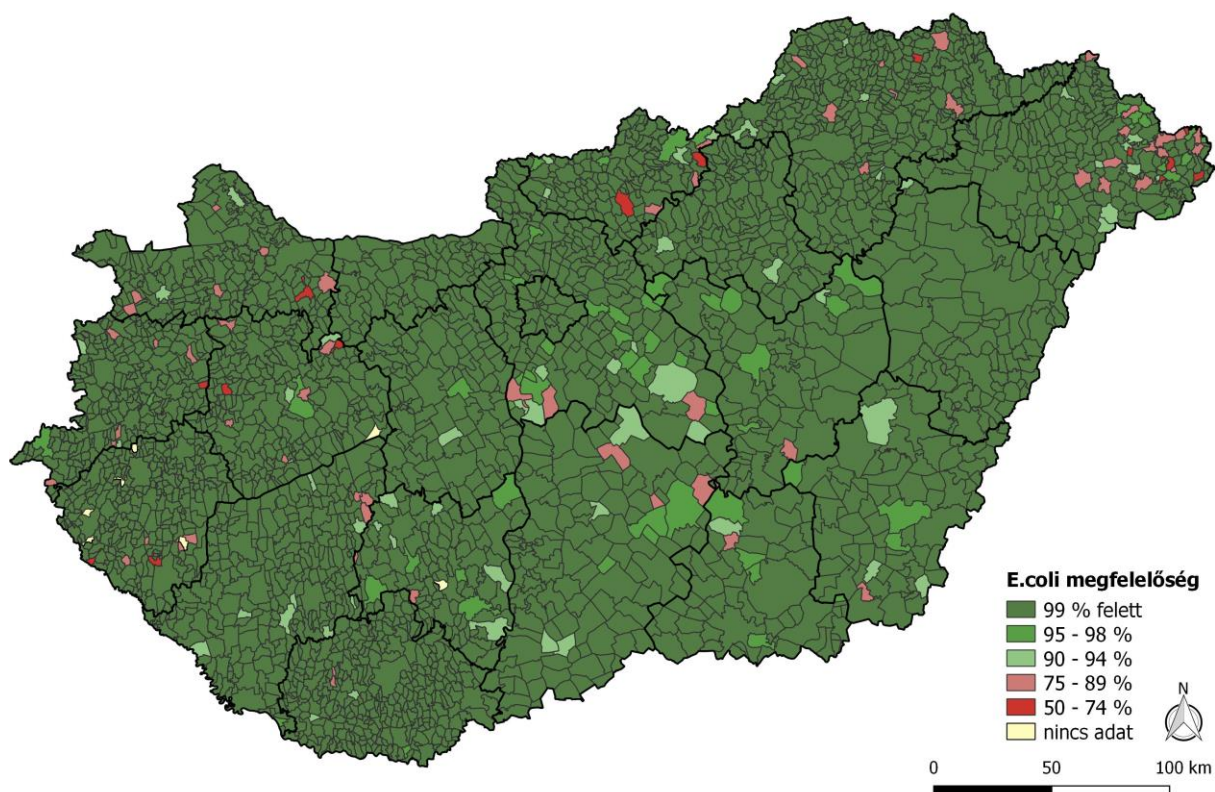


8. ábra A legfontosabb ivóvízmikrobiológiai paraméterek kifogásoltsága az összes minta százalékában 2016-ban a vízellátórendszer mérete szerint. Nagy vízmű: 1000 m³/nap szolgáltatott vízmennyiség felett, kis vízmű: 10-1000 m³/nap, nagyon kis vízmű: <10 m³/nap.

Az ivóvíz mikrobiológiai minősége területileg is eltér. *E. coli* legnagyobb arányban Csongrád, Jász-Nagykun-Szolnok, Pest, Szabolcs-Szatmár-Bereg és Tolna megye településein fordult elő, ezekben a megyékben a települések több mint 10%-án (9. ábra, Függelék A1.1 táblázat). A legkevesebb település (<2%) Baranya, Heves és Komárom-Esztergom megyében érintett. A kifogásolt minták aránya Budapesten, Fejér, Heves és Komárom-Esztergom megyében volt a legalacsonyabb (<0,2%), és Nógrád, Szabolcs-Szatmár-Bereg és Veszprém megyében a legmagasabb (>1%).

Budapesten, Baranya és Komárom-Esztergom megyében *Enterococcus*-t egyáltalán nem mutattak ki 2016-ban, Békés, Csongrád és Jász-Nagykun-Szolnok megyében ugyanakkor a települések több mint 20%-án volt probléma. A fentiek mellett Győr-Moson-Sopron és Vas megyében is nagyszámú (közel 4%) kifogásolt minta volt (Függelék, A1.2 táblázat).

Coliform előfordulást a fekális indikátoroknál jóval több településről jelentettek; 5 megyében a települések több mint 50%-áról (Békés, Csongrád, Jász-Nagykun-Szolnok, Nógrád és Tolna). Nógrád megyében a kifogásolt minták aránya is közel 15% volt (9. ábra).



9. ábra *E. coli* tekintetében megfelelő hálózati ivóvízminták aránya az összes mintaszámra vonatkoztatva, települések szerinti bontásban országosan, 2016.

A fekális indikátorok kórokozók jelenlétére utalnak, így területi előfordulásuk összevethető lenne az enterális megbetegedések gyakoriságával. A hazai járványügyi adatbázisban azonban a sporadikus esetekben nem azonosítható a víz eredet.

A coliform szám és a 22 °C-os telepszám emelkedése is jelezheti idegen vízforrás hozzákeveredését (pl. talajvíz, csapadékvíz, illegális rákötés), de tapasztalatok szerint elsősorban az ivóvízhálózatban fellépő másodlagos baktériumszaporodást mutatja. A telepszám indikátorként a vízhálózatokban szabadon élő, ún. víz eredetű opportunisták kórokozók (*Aeromonas* spp., *Pseudomonas* spp., *Stenotrophomonas* spp.) előfordulásával hozható összefüggésbe, bár ez általában nem jelent számszerű korrelációt. Ezen kórokozók okozta sporadikus megbetegedések a járványügyi adatgyűjtésben nem jelennek meg, jellemzően az azonosításra is csak nosocomialis fertőzések esetén kerül sor. Így közvetlen összefüggés országos adatsorok alapján nem vizsgálható.

Összességében az indikátorok alapján történő egészséghatás-becslés akadálya elsődlegesen az adatgyűjtés hiányossága. Az ivóvíz mintavétel jellegéből adódóan (ütemezett, tervezett minták,

kistelepülések esetén mindössze évi négy alkalommal) az indikátorokon alapuló minősítés nem ad valós képet az ivóvíz mikrobiológiai minőségéről, és az ezzel járó egészségkockázatokról.

6.1.1.2 Vízjárványok kockázata

Vízjárványhoz vezető mértékű szennyezés az ivóvízellátórendszerek számos pontján felléphet, de a kockázat mértéke és a lehetséges kockázatcsökkentő lépések között nagy különbségek lehetnek. A legkiterjedtebb hatása a vízbázisok, pl. a parti szűrésű kutak, illetve a karszt kutak szennyezésének van. A nyersvíz szennyezés megfelelő fizikai védelem hiányában könnyen terjed, a szennyezés tényére esetlegesen csak már a kialakult hatás után derülhet fény.

Vzellató rendszer szakasza	Sérülékenység	A szennyezés potenciális hatását befolyásoló tényezők *
A vízbázis, a forrás szennyeződése	alacsony magas	↓ hígulás, töltődés nagy mennyiségű vízzel ↓ nem specifikus inaktiválás - lebomlás, hidrolízis, fotolízis, talajban való megkötődés, stb. ↓ adekvát tisztítás – kezelés ↑ sérülékeny/védelem nélküli vízbázis ↑ tisztítás hiánya/fertőtlenítés nem hatékony ↑ vízbázis kis mérete ↑ a nyersvíz rendszeres monitorozásának hiánya
Nyersvizet szállító vezetékek szennyeződése	viszonylag sérülékeny	↓ rendszeres karbantartás
Vízkezelési létesítmények	magas	↓ adekvát tisztítás, kezelés és fertőtlenítést követő ellenőrzés ↑ kis vízellátó rendszerben a vízkezelés hiánya
Elosztórendszer, hálózat	sérülékeny	↓ nyomás alatti hálózat, magas víznyomással ↑ gravitációs hálózat, alacsony víznyomással ↑ másodlagos hálózati szennyeződés
Víztározók/víztornyok	magas	↑ gravitációs vízellátás, alacsony víznyomás ↑ a tisztítást/fertőtlenítést követő lehetséges másodlagos szennyeződés
Épületen belüli vízvezeték rendszer	viszonylag sérülékeny	↓ viszonylag kisszámú fogyasztó ill. vízfogyasztás ↑ nincs hígulás ↑ nincs tisztítás/fertőtlenítés

* Jelölés: (↓) a szennyezés potenciális hatását csökkentő tényező
(↑) a szennyezés potenciális hatását növelő tényező

8. táblázat A vízellátórendszerek sérülékenységének összefoglalása kockázati pontok szerint, a lehetséges kockázatcsökkentő és növelő tényezők feltüntetésének

Amennyiben a vízforrás esetében nagy töltődéssel, hígulással számolhatunk, a sérülékenység jelentősen csökken. A kockázatkezelés módja ebben az esetben a megfelelő vízbázisvédelem, a hatékony vízkezelés, a rendszeres monitorozás, és a védőterület, valamint a kút tisztítása, tisztán tartása. A nyersvizet szállító vezetékek is viszonylag érzékeny rendszerek, ami rendszeres karbantartással mérsékelhető. A vízkezelő létesítmények sérülékenysége igen jelentős, a

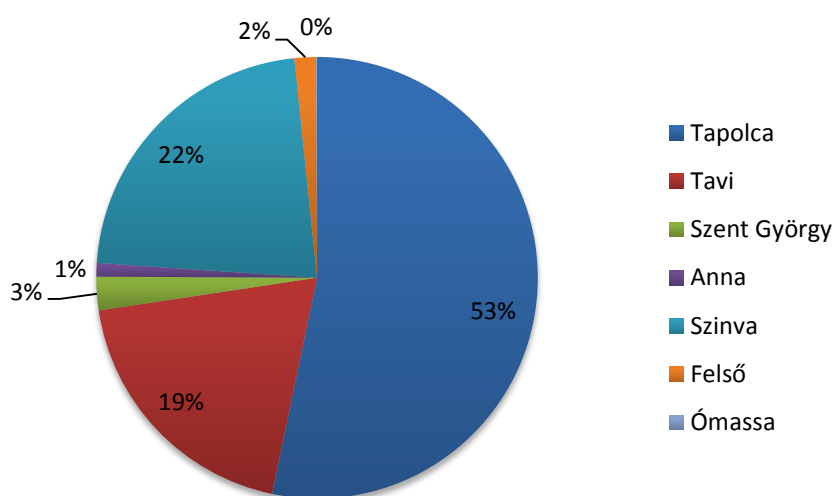
kockázatcsökkentés legjobb eszköze a kockázati pontok azonosítása és megfelelő ellenőrzések bevezetése, beleértve a vízminőség vízkezelést követő ellenőrzését. A víztározó medencék és víztornyok tározótereinek szennyezése esetében szintén hasonlóan kiterjedt hatással kell számolni az esetenként igen nagyszámú fogyasztóra tekintettel. Ezeknek a létesítményeknek a kockázatát a fizikai és biztonságtechnikai védelem csökkenti. Az ivóvízellátórendszer különböző elemeinek kitettséget – természeti katasztrófáknak vagy szándékos vízszennyezésnek – az 8. táblázat foglalja össze (Dura és mtsai, 2010b).

Számos egyéb külső technikai tényező is befolyásolhatja az ivóvíz hálózatok sérülékenységet, amely lehetőséget ad mind szándékos, mind pedig külső természeti tényezők által jelentős működési zavar és ezáltal nem várt kockázatok kialakulására. Ennek jelentőségét két hazai esettanulmányon mutatjuk be.

6.1.1.3 Extrém időjárással összefüggő vízbázis szennyezés egészségkockázata

A nagyobb kiterjedésű (nyersvíz eredetű) ivóvízszennyezések egészségkockázatának meghatározását és a mérséklés lehetőségeit a 2006. évi miskolci ivóvízjárvány példáján mutatjuk be.

Miskolc 170 000 lakosának ivóvízellátását (35 000 – 42 000 m³/nap kapacitással) a bükki karsztforrásokra támaszkodva a Miskolci Városi Vízmű látja el (10. ábra). A sérülékeny vízbázis 76 km²-es vízgyűjtő területen a felszíni szennyezések elérési ideje átlagos csapadékviszonyok mellett 10-13 nap. A belső védőterületen több állandóan lakott település és üdülőfalu is van.



10. ábra A Miskolc ivóvízellátását biztosító karsztforrások részaránya a víztermelésben.

2006. május 23. és június 6. között a szokásost jócskán meghaladó, az éves csapadék 40%-át kitevő (216 mm-nyi) eső hullott a vízgyűjtő területen. Már június 3-án jelezte a vízmű üzemeltetője, hogy az ivóvízellátás több mint felét adó Tapolcai Új-kútban jelentősen megnőtt a zavarosság, ami a vízbázis szennyezésére utalhat. Ekkor átmenetileg a kút az ivóvíztermelésből kizárták, de a negatív ivóvíz vizsgálati eredmények (*E. coli*, *Enterococcus* és coliform) után a népegészségügyi hatóság engedélyezte az újraindítást. Június 8-án érkezett bejelentés, hogy a június 6-i minta kifogásolt lett, de ezzel párhuzamosan már a háziorvosi szolgálat is jelezte, hogy kiugróan megnőtt a gastrointestinális megbetegedések száma a városban. A népegészségügyi hatóság által végzett járványügyi kivizsgálás szerint a szennyezett víz június 3-4. között került a hálózatba/vízbázisba (Kiss és mtsai, 2008). A szennyező forrás feltételezések szerint a védőterületen levő, szennyezett felszíni víz vagy tisztított szennyvízbefolyás volt, amely a szokatlanul nagy esőzés miatt megváltozott áramlási viszonyok miatt bejutott a Tapolcai vízbázisba. A szennyezés időpontjában emelkedett zavarosság (9-10 NTU) volt megfigyelhető.

Az OKI-t június 9-én vonták be a kivizsgálásba. A Tapolcai kút vizéből higiénés vizsgálatokat és közvetlen kórokozó kimutatást végeztek. Az indikátor csíraszámok fekális szennyezésre utaltak (coliform 920 TKE/100 ml, *E. coli* 810 TKE/100 ml, *Enterococcus* 83 TKE/100 ml, *Clostridium* 32 TKE/100 ml).

A potenciálisan előforduló enterális kórokozók közül *Campylobacter* baktérium, két egysejtű, *Giardia* és *Cryptosporidium*, és négy vírus, adenovírus, norovírus, rotavírus és hepatitis A vírus jelenlétét kútvíz mintából is vizsgálták. Pozitív eredményt kaptak *Campylobacter*-re 5 l vízmintából (dúsítósos feldolgozás miatt nem számszerűsíthető), adenovírusra és norovírusra (65 l tömörített vízmintából), valamint mindkét egysejtű kórokozóra (10 l vízmintából, bár a kimutatott ciszták, illetve oociszták nem voltak életképesek).

A járvány a Tapolcai vízbázis által ellátott 60 000 embert érintette, közülük 3673 betegedett meg, és 161 került kórházba (incidencia: 6,1%). A vezető tünet hasmenés volt, emellett előfordult hányás és láz. A betegektől vett székletmintákban (n=521) enterális mikrobiológiai panel (*Salmonella*, *Shigella*, *Campylobacter*, *Yersinia*, verotoxikus *E. coli*, *Giardia*, *Cryptosporidium*, norovírus, adenovírus és rotavírus) vizsgálatokat végeztek. Ezek közül a norovírus volt a legnagyobb arányban (29%, 69 minta alapján) kimutatható (Dura és mtsai, 2010a).

A közös tényező a környezeti és a klinikai minták között a norovírus volt és (meg nem erősítetten) a *Campylobacter*, a járványt hivatalosan kevert etiológiájúnak minősítették.

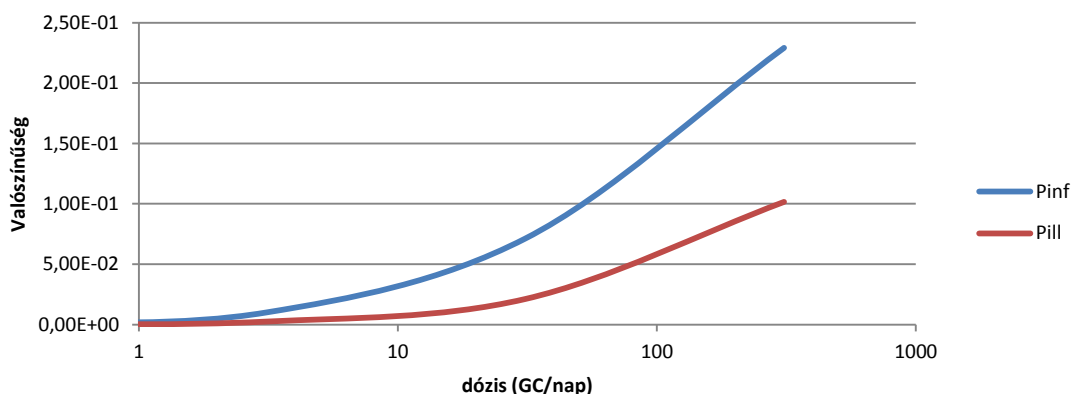
A QMRA elemzést, valamint a járvány alatt és azt követően végzett beavatkozások kockázatcsökkentő hatásának értékelését norovírusra végeztük el.

A vizsgált beavatkozások:

- Forralási utasítás (10 perc) – a járvány időtartama alatt.
- Emelt klórszint (0,4 mg/l szabad aktív klór a járvány felismerése előtti, 0,8 mg/l a járvány felismerése utáni időszakban).
- Ultraszűrésen alapuló komplex technológia kiépítése 2015 decemberben.

A járvány idején vett minták alapján a vírustiter nem volt meghatározható. Azonban 2010-ben egy hasonló extrém időjárási esemény alkalmával ismételt zavarosság emelkedést figyeltek meg, és ekkor az OKI munkatársai RT-PCR segítségével a különböző nyersvíz és ivóvíz mintákban 31-310 genomkópia (GC)/l norovírus koncentrációt határoztak meg (Kern, 2014). A kockázatbecslés során ezzel a koncentráció tartománnyal számoltunk.

A vírustiterből számolt beviteli dózis 0,8 l ivóvízfogyasztással számolva 25-250 genom kópia/nap. Feltételezve, hogy a forralási utasítást követően a forralatlan víz fogyasztása 0,25 l, a beviteli dózis 7,75-77,5 GC/nap. A klórozást követően a becsült beviteli tartomány 0,25-0,025GC/nap, míg az ultraszűrést követően a kezelt vízben $2,5 \times 10^{-4}$ - $2,5 \times 10^{-5}$ GC/nap.



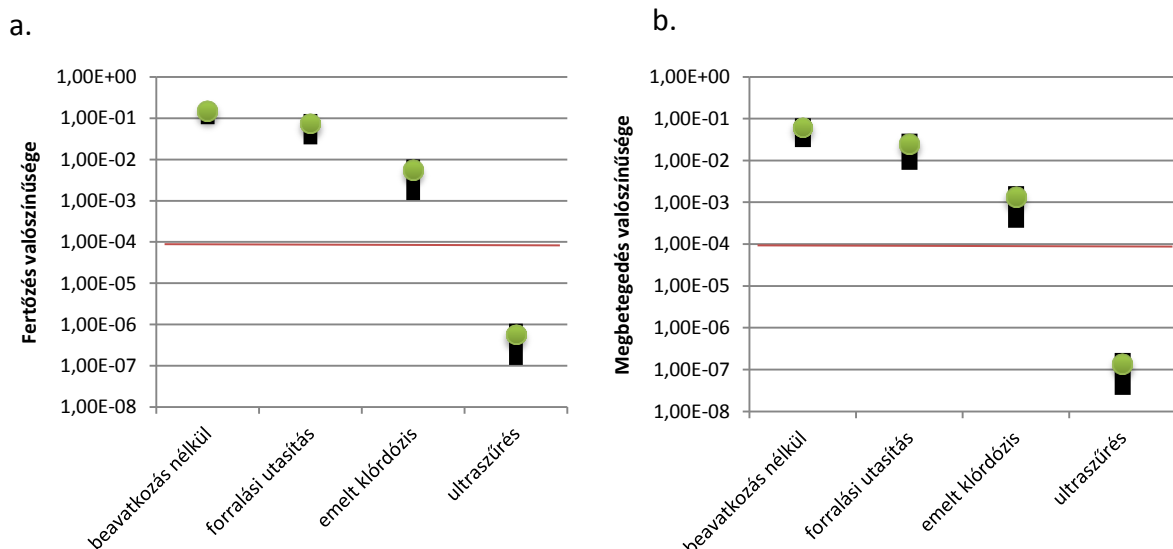
11. ábra A fertőzés (P_{inf}) és a megbetegedés (P_{ill}) valószínűsége norovírusra a beviteli dózis függvényében a Miskolci Vízműrendszerben, béta-Poisson dózis-hatás összefüggést feltételezve.

A fenti beviteli dózisokra számítottuk ki az egyszeri (egy napi) expozícióhoz tartozó fertőzési (P_{inf}) és megbetegedési kockázatot (P_{ill}) a Leak és munkatársai által publikált együtthatók

alkalmazásával ($P_{inf} \alpha=0,11$; $N_{50}=16963$; $P_{ill} \alpha=0,071$; $N_{50}=1465320$; Leak és mtsai, 2015). A dózis-hatás összefüggést a vizsgált tartományban a 11. ábra mutatja.

A kezeletlen víz egynapi fogyasztásánál a fenti norovírus dózis alapján 0,071-0,229 fertőzési valószínűség, és 0,021-0,102 megbetegedési valószínűség becsülhető. Az exponált lakosság létszámára ($n=60\ 000$) vonatkoztatva a megbetegedés kockázatát, a modell alapján a várt esetszám 1267 (2,1% incidencia) és 6095 (10,1% incidencia) közé esik, ami jó egyezést mutat a valós esetszámmal (3673 fő). A másik vizsgált – széleskörben alkalmazott – együtttható párral (van Abel, 2017) jóval magasabb kockázati értékeket kaptunk. A fertőzés kockázata a kimutatott norovírus titer mellett 0,61-0,65, ami 70%-os megbetegedési valószínűség mellett is több tízezer beteget jelentett volna. Ez a modell feltételezné, hogy a vírusrészecskék többsége nem volt fertőzőképes állapotban. Mivel Leak modellje a valós adatokkal jobb egyezést mutatott, a továbbiakban ezzel számoltunk.

A fertőzés és a megbetegedés vízkezeléstől függő valószínűségének csökkenését mutatja a 12. ábra. A forralási utasítás (a kezeletlen nyersvíz bevitel csökkentése révén) kevesebb, mint egy nagyságrenddel csökkentette a fertőzés valószínűségét ($5,9 \times 10^{-3} - 4,4 \times 10^{-2}$, 12. ábra).



12. ábra A fertőzés (P_{inf} , a. ábra) és a megbetegedés (P_{ill} , b. ábra) valószínűsége egyszeri expozícióra (ivóvízfogyasztás) vonatkoztatva, a Miskolci Vízműrendszer példáján bemutatva, különböző vízkezelések mellett. Az értékelés a 2006. évi ivóvízjárvány során feltételezhető 25-250 GC/l norovírus terhelés alapján készült. A piros vonal a társadalmilag elfogadhatónak tekintett (10^{-4}) kockázati szintet jelöli.

A klórozás hatása ennél nagyobb volt (a fertőző kockázat $2,5 \times 10^{-4} - 2,4 \times 10^{-3}$), de még a legkedvezőbb helyzetet feltételezve – vagyis hogy ez az induló klórkoncentráció a fogyasztói

végponton is még kimutatható volt, ami általában jelentős szennyezés mellett nem teljesül – is meghaladta a megbetegedés valószínűsége a társadalmilag elfogadhatónak tekintett 10^{-4} értéket (Schijven és mtsai, 2011).

A 2015 decemberében beüzemelt ultraszűrő technológia műszaki paraméterei (0,02 μm pórusméret, 100 kDa molekulaszűrő) alapján alkalmas a vírusok eltávolítására a nyersvízből. Az eredmények alátámasztják, hogy az ultraszűrés – üzemszerű működést feltételezve – alkalmas módszer a mikrobiológiai szempontból biztonságos ivóvíz garantálására Miskolc város számára, még azokban az esetekben is, amikor a 2006-os haváriához hasonló szennyezettség fordul elő a városban. A megbetegedés kockázata ultraszűrés mellett $2,5 \times 10^{-8}$ – $2,5 \times 10^{-7}$ -re csökkent (vagyis a város 60 000 fős lakosságához viszonyítva elhanyagolható mértékűre).

Az eredmények alapján a QMRA alkalmas módszer a nyersvíz eredetű szennyezés fertőző kockázatának modellezésére, és a kockázatcsökkentő beavatkozások értékelésére. Miskolcon 2006 óta nem fordult elő ivóvíz eredetű járványos megbetegedés. Az ultraszűrő beüzemelését megelőzően a vízmű előrejelző gyorsmódszereket vezetett be (zavarosságmérés, illetve *E. coli* és coliform kimutatás Colilert® (IDEXX, USA) módszerrel). Az előrejelzés alapján, probléma esetén az érintett kutat kizárták a szolgáltatásból, ami megfelelő módszernek bizonyult a megbetegedések megelőzésére.

6.1.1.4 Haváriából adódó szolgáltatás kiesés egészségkockázata

Az extrém időjárási események hatásai közül a vízellátórendszerek szennyezése az ismertebb kockázatok közé tartozik. Az esetleges szolgáltatás kiesésből adódó kockázatokkal a vízmű üzemeltetők még kevésbé számolnak, holott közegészségügyi szempontból a kimenet akár súlyosabb is lehet, mint azt az alábbi esettanulmány mutatja.

Délnyugat felől egy mediterrán ciklon érte el a nyugat-dunántúli régiót 2009. január 27-én, amely hatására jelentős mennyiségű csapadék, hó hullott, amely ráfagyott elsősorban a középfeszültségű hálózat vezetékeire, így a terhelés, illetve az erős szél hatására azok megsérültek, ezzel nagy kiterjedésű áramkimaradást okozva. Az áramkimaradás 34 települést és 89 000 fogyasztót érintett. Számos egyéb mellett az áramkimaradás következtében a vízművek kizárólag elektromos üzemű szivattyúi és szennyvízkezelő létesítményei, szennyvízátemelők elektromos berendezései is leálltak. Az áramkimaradás következtében a vízellátás és szennyvízelvezetés szünetelt. A térségben többségében a megelőző 10 év során létesített új vízművek, igen nagyszámú szennyvízátemelő és szennyvízkezelő telep esetében a

hosszú ideig fennálló áramkimaradásra nem készültek fel. Nem állt rendelkezésre elegendő számban és teljesítménnyel áramfejlesztő. A több napig elhúzódó áramkimaradás miatt a megfelelő ivóvízellátást tartálykocsikkal tudták csak biztosítani, amelyek közlekedése szintén akadályokba ütközött a havazás hatására kialakult viszonyok következtében. Tekintettel az elektromos üzemű szennyvízátemelő szivattyúkra, illetve a nyomott csöves szennyvízelvezetésre, az áramkimaradás jelentős zavarokat okozott a szennyvízelvezetésben is, bár a vízellátás zavara miatt a szennyvíz mennyisége is jelentősen csökkent. Ugyanakkor a térségben gyakori egyedi szivattyúkkal felszerelt szennyvíztárolók is megtelhettek. A probléma csak közúton történő szennyvízszállítással volt megoldható, de ebben az esetben is jelentős kapacitáshiány állt fenn.

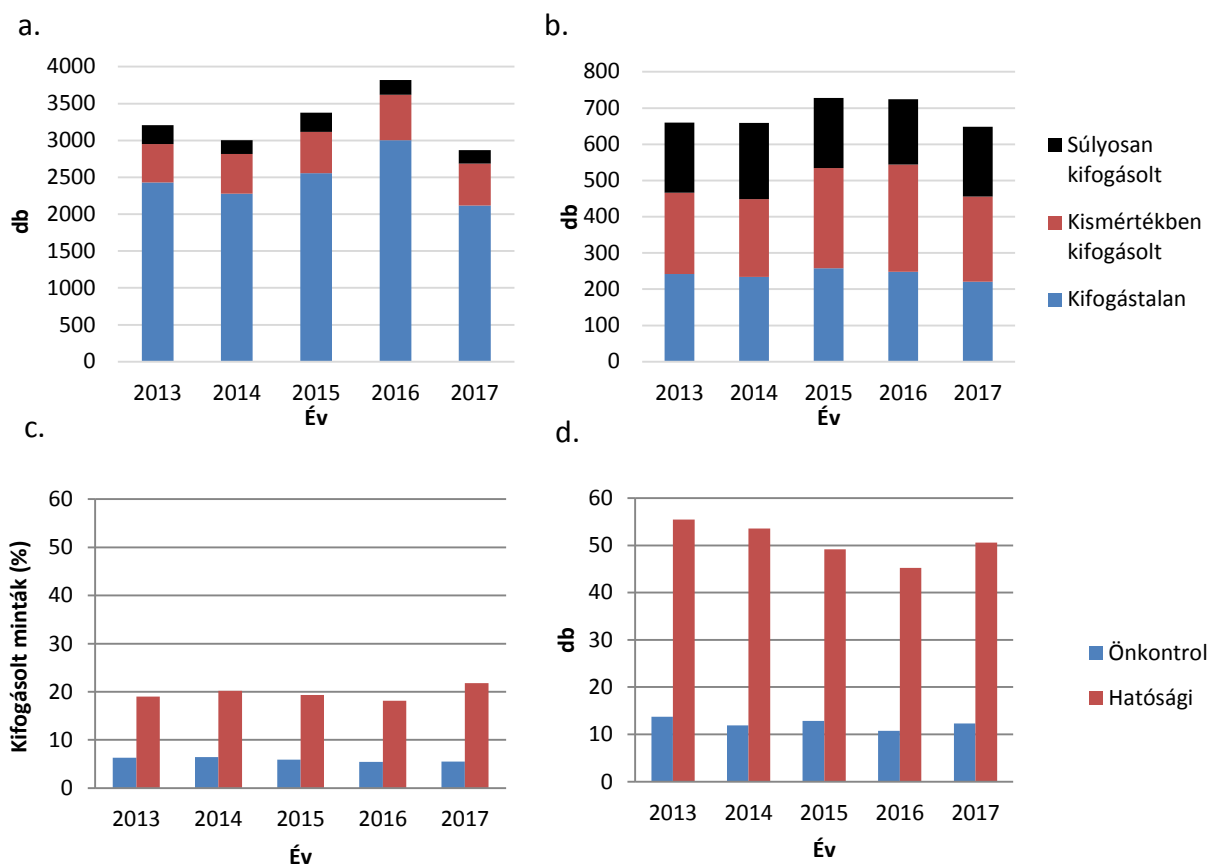
Bár a jelen példa során az eseménnyel összefüggő megbetegedésre nem derült fény, jól mutatja, hogy mind a vízellátás, mind pedig a szennyvízelvezetés és -kezelés közegészségügyi szempontból kulcsfontosságú, hiányuk jelentős egészségkockázatot jelenthet. A sérülékenységgel megítélésénél fontos szerepet játszik a megfelelő áramellátás biztosítása szélsőséges időjárási viszonyok esetén fellépő áramkimaradás esetén is, megfelelő számú és teljesítményű áramfejlesztő biztosításával, amely szempontot különösen az elmúlt évek során nagy számban újonnan épített vízmű és szennyvízkezelő rendszerek esetében figyelembe kellett volna venni.

6.1.2 Fürdővíz mikrobiológiai kockázatának elemzése

6.1.2.1 Medencés fürdők mikrobiológiai kifogásoltsága Magyarországon

A medencés fürdők mikrobiológiai minőségének értékelése is indikátor szervezetek csíraszám alapján történik. Az országos adatokban nem szerepel paraméterenkénti bontás, csak a medenceszintű minősítés alapján végezhető el az értékelés.

A szűrő-forgatóval és fertőtlenítéssel üzemelő medencék minősége általában megfelelő. A medencék száma, amelyre jelentés érkezett, ingadozott az egyes évek között (2870-3818 db), az egyes minőségi kategóriákba sorolt medencék aránya nem változott a vizsgált időszakban (2013-2017): 70-80%-uk kifogástalan, és a súlyos kifogás általában kevesebb, mint 10%-nál merült (13a. ábra). A töltő-ürítő medencéknél sokkal súlyosabb a helyzet, a jelentett medencék között (648-728 db) a kifogástalan medencék aránya mindössze 30-40%, és 30%-uk súlyosan szennyezett (13b. ábra).



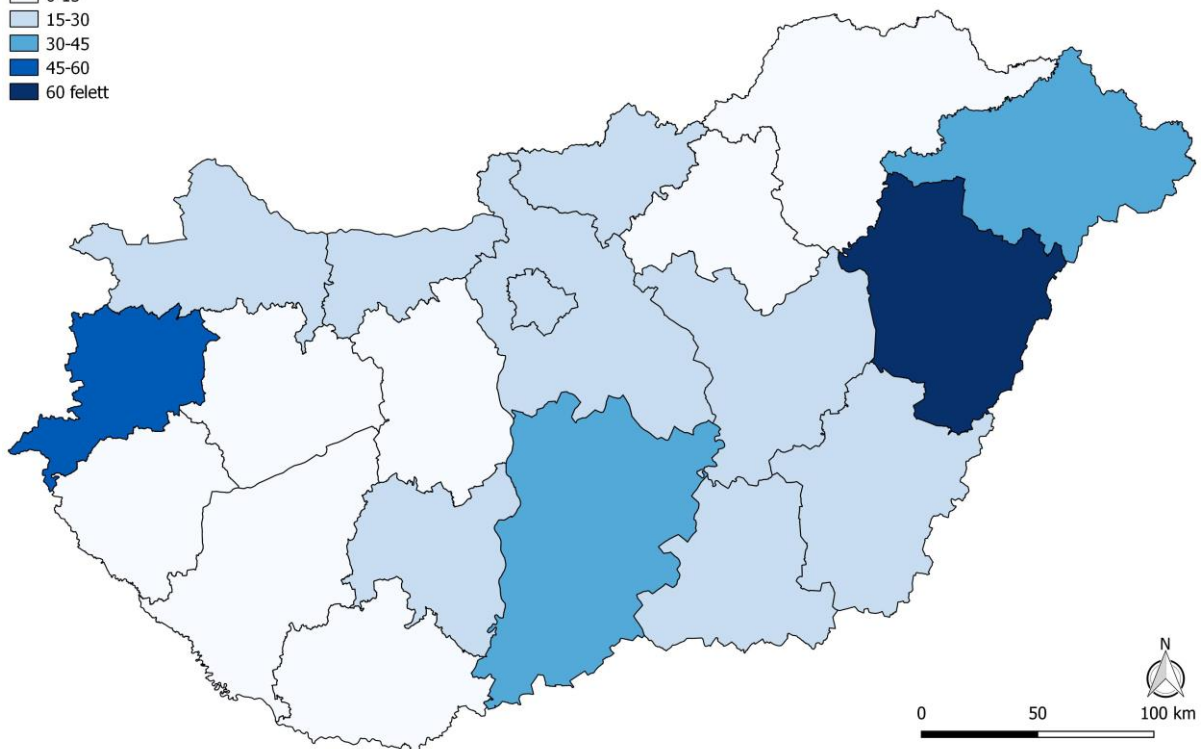
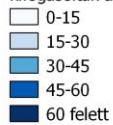
13. ábra Medencék és medencevíz minták kifogásoltsági arányai 2013-2017 között: a. Szűrő-forgatóval és fertőtlenítéssel üzemelő medencék éves kifogásoltsága, b. Töltő-ürítő üzemmódban, fertőtlenítés nélkül üzemelő medencék éves kifogásoltsága, c. Szűrő-forgatóval és fertőtlenítéssel üzemelő medencékből vett minták kifogásoltságának aránya, d. Töltő-ürítő üzemmódban, fertőtlenítés nélkül üzemelő medencékből vett minták kifogásoltságának aránya.

Ezek az értékek évtizedek óta változatlanok, ami az üzemeltetés, szabályozás és ellenőrzés rendszer szintű hibájára utalhat (Némedi és mtsai, 2001). A problémát megerősíti az a különbség is, amelyet a hatósági és az önellenőrző vizsgálatok között tapasztalunk a kifogásoltság arányában (13c. és d. ábra). Az üzemeltetői mintavételek száma jóval nagyobb, a vízforgatással üzemelő medencékből jellemzően havonta, a töltő-ürítő medencékből kéthetente vesznek mintát. A vizsgált időszakban (2013-2017) átlagosan évi 20 650 (16 196 – 23286) vízminta eredményét jelentették a vízforgatással üzemelő, és átlagosan 4900 (4489 – 5411) eredményt a töltő-ürítő medencékre. A hatósági minták száma ennek 12-16%-a, vízforgatással üzemelő medencék esetén átlagosan 3033 minta (2540 – 3394), töltő-ürítő medencék esetén átlagosan 634 (575 – 688). A megyei bontású adatokat a 2. melléklet (Függelék, A2.1-2.10 táblázat) tartalmazza.

Míg az üzemeltetők által a töltő-ürítő medencékből vett mintáknak mintegy 10 %-a (a szűrő-forgatóval üzemelő medencék közül még ennél is kevesebb) nem felel meg mikrobiológiai követelményeknek, a hatósági mintavételnél ez az arány a töltő-ürítő medencék esetén 50% feletti, de a vízforgatással üzemelőknél is közel 20% (13c. és d. ábra). A területi eltérések is jelentősek: a szűrő-forgatóval ellátott medencék kifogásoltsága jelentős fürdővárosaikról ismert megyékben (Hajdú-Bihar, Vas megye) lett a legmagasabb (14.-15. ábra). A töltő-ürítő medencék állapota a Dél-Dunántúl kivételével mindenhol igen rossz képet mutat.

Vízforgatós medencék bakteriológiai minősítése

kifogásoltak aránya (%)



14. ábra A szűrő-forgatóval üzemelő medencék bakteriológiai kifogásoltsága megyénként, éves szinten, az összes vizsgálat százalékában, 2016.

Töltő-ürítő medencék bakteriológiai minősítése

kifogásoltak aránya (%)

0-15

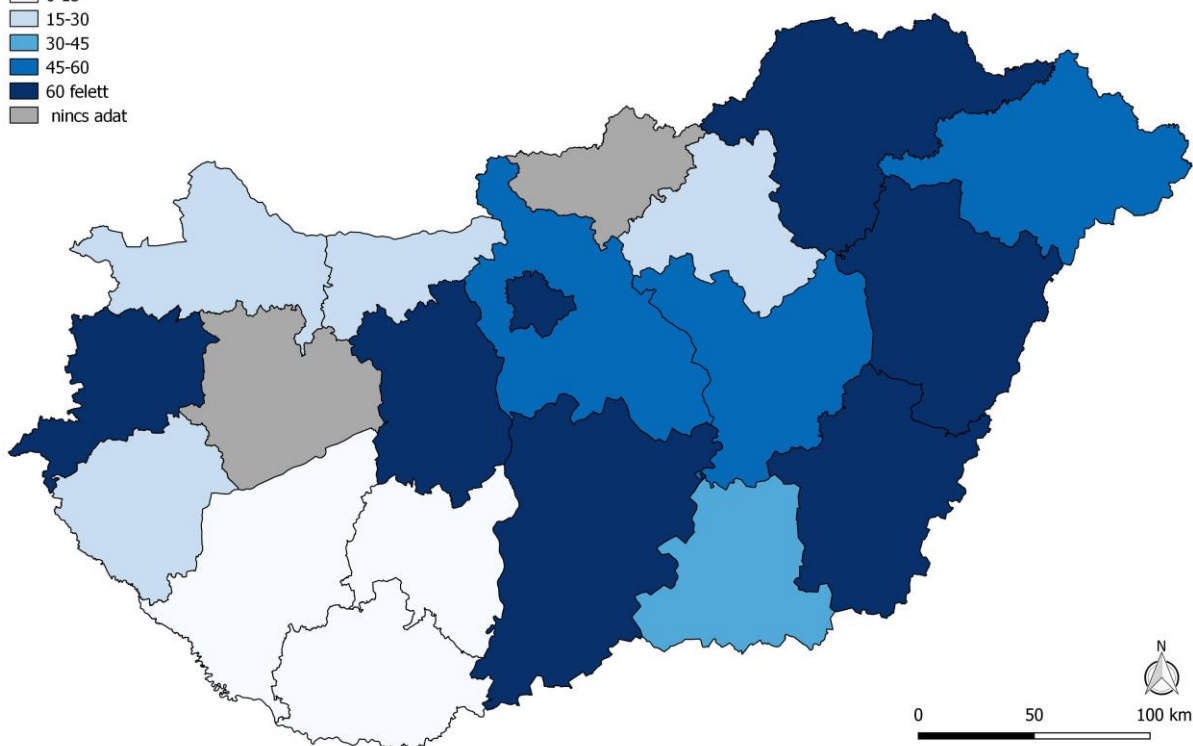
15-30

30-45

45-60

60 felett

nincs adat



15. ábra A töltő-ürítő medencék bakteriológiai kifogásoltsága megyénként, éves szinten, az összes vizsgálat százalékában, 2016.

Az OKI saját vizsgálatainak értékelése megerősítette a fenti adatokat. A statisztikai értékelés alapját képező eloszlást az egyes paraméterekre a 3. melléklet (Függelék, A3.1-3.2 táblázat) tartalmazza.

A 2006-2018 időszakban vizsgált összes töltő-ürítő medence (n=236) 75,2%-a, a szűrő-forgatóval üzemelő medencék (n=688) 30,7%-a legalább egy vizsgált (*E. coli*, *Staphylococcus*, összes coccus, *Pseudomonas aeruginosa*) paraméter szempontjából kifogásolt volt (9. táblázat). Az átlagos csíraszám értékek a töltő-ürítő medencék esetén szignifikánsan magasabbak voltak (Mann-Whitney próba alapján (MW) valamennyi paraméterre $p < 0,0001$).

	Töltő-ürítő medence			Vízforatással üzemelő medence		
	összes mintaszám (db)	kifogásolt %	átlagos csíraszám (TKE/100ml)	összes mintaszám (db)	kifogásolt %	átlagos csíraszám (TKE/100ml)
<i>E. coli</i>	231	22	135	683	6	3
<i>Staphylococcus</i>	205	43	331	514	10	18
összes coccus	234	62	5992	684	20	484
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	206	26	146	535	17	16

9. táblázat A töltő-ürítő és vízforatással üzemelő medencék mikrobiológiai minősége az OKI 2006-2018 közötti vizsgálata alapján

A medencék használati módja alapján is van különbség: a töltő-ürítő medencék közül a termálmedencék és a gyógymedencék a leginkább problémásak, ezek esetében a *Staphylococcus* és az összes coccus csíraszám volt legtöbbször határérték felett (10. táblázat).

	Medencék kifogásoltsága (%)				
	<i>E. coli</i>	<i>Staphylococcus</i>	összes coccus	<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Összes kifogás
Élménymedence (vf, n=40)	3	16	25	13	30
Gyermekmedence (vf, n=53)	14	12	29	23	48
Gyógymedence (tü, n=136)	24	43	64	25	77
Jakuzzi (vf, n=123)	4	6	11	21	25
Merülőmedence (tü, n=10)	7	11	0	20	19
Strandmedence (vf, n=32)	10	9	28	16	33
Tanmedence (vf, n=40)	16	22	27	15	45
Termálmedence (tü, n=60)	22	50	70	28	85
Ülőmedence (vf, n=25)	10	13	38	12	40
Úszómedence (vf, n=222)	2	8	17	8	26

10. táblázat A különböző medencetípusok mikrobiológiai minősége a leggyakrabban vizsgálat paraméterek alapján, az OKI 2006-2018 közötti vizsgálatai szerint. tü – töltő-ürítő medence, vf – szűrő-forgatóval üzemelő medence, n – esetszám

A hidegvizes szauna merülőmedencék között sokkal kisebb arányú a kifogás, és elsősorban *Pseudomonas aeruginosa* jelenléte okozta. A szűrő-forgatóval üzemelő medencék közül a fekális szennyezésre utaló *E. coli* a gyermek- és a tanmedencékben a legmagasabb (10% feletti), míg az úszó- és a pezsgőmedencékben a legalacsonyabb. Összességében is ezeknél a legkevesebb a probléma (az előbbinél összes coccus, az utóbbinál *Pseudomonas aeruginosa* kifogás fordul elő esetileg).

Az *Enterococcus* és a coliform paraméter vizsgálati száma jóval alacsonyabb volt, mint a többi értékelt paraméteré. *Enterococcus* eredmény 9 töltő-ürítő és 203 vízforgatással üzemelő medence, míg coliform eredmény 14 töltő-ürítő és 250 vízforgatással üzemelő medence esetén állt rendelkezésre. Valamennyi eredmény negatív volt (a töltő-ürítő medencék esetén megengedett igen magas határérték alapján – *Enterococcus* 100/100 ml, coliform 1000/100 ml, ld. 1. táblázat). *Legionella* vizsgálati eredmény 59 töltő-ürítő és 546 vízforgatással üzemelő medencéből volt. Ez alapján az üzemeltetés módja a *Legionella* előfordulását nem befolyásolja olyan mértékben, mint a legtöbb mikrobiológiai paraméterét, sőt kismértékben a vízkezelés növeli a kockázatot: a kifogásoltság mértéke töltő-ürítő medencékre 10,2%, a szűrő-forgatóval felszereltekre 11,9% volt. Ennek oka feltehetően a *Legionella* fajok relatíve magas klórtűrése, és alacsony kompetitív képessége. A nem fertőtlenített medencékben az egyéb

mikroorganizmusok visszaszorítják növekedésüket, míg a klórozott medencékben könnyebben elszaporodhatnak. Az összegzett egészségkockázatot növeli, hogy a pezsgőmedencék között (n=167), amelyek az aeroszol képződés miatt fokozott expozíciós kockázatot jelentenek, jóval nagyobb volt a nem megfelelő eredmények aránya (18,0%). A medencevíznél sokkal több esetben volt megfigyelhető a szűrt víz kifogásolható mikrobiológiai minősége (38,3%), ami arra utal, hogy a szűrő-forgatóval üzemelő medencék esetén sokszor maga a vízkezelő technológia (különösen a nem megfelelően karbantartott szűrők) jelentik a mikroorganizmusok életterét, és innen szennyezhetik újra a medencét.

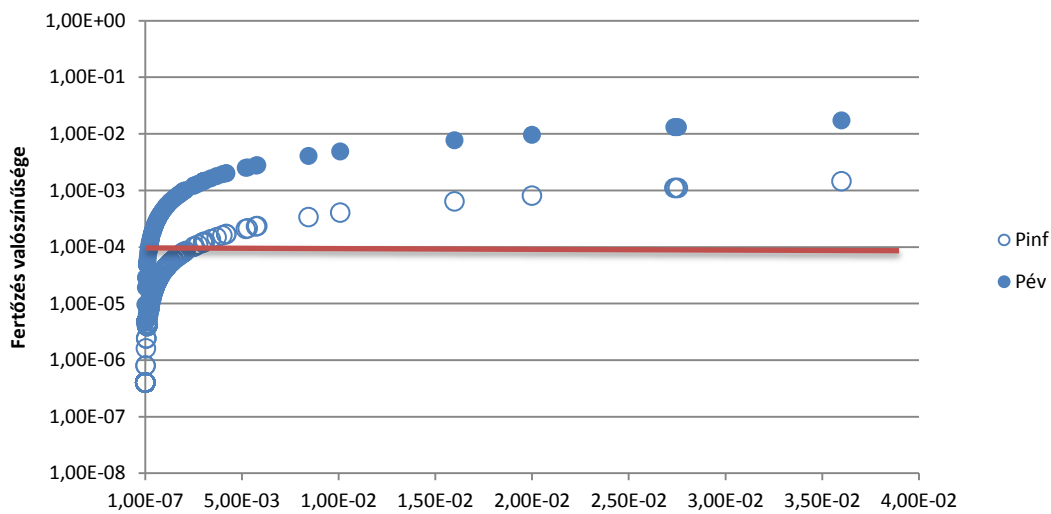
A jelentős mértékű mikrobiális terhelés ellenére medencés fürdővíz eredetű fertőzést elenyésző számban jelentenek. Az utolsó jelentett járvány 2015-ben volt, ahol egy gyermektáborban 193 fő (gyermek, kísérő és dolgozó) közül heten betegedtek meg cryptosporidiosisban (incidencia: 0,036). Ebben az esetben a homokszűrőből kimutatható volt *Cryptosporidium*.

6.1.2.2 Töltő-ürítő medencék egészségkockázata

Az indikátor baktériumok csíraszámai alapján a töltő-ürítő medencéknél, valamint a gyermekek által használt medencéknél legnagyobb az enterális kórokozók előfordulásának kockázata. A vízforgatással üzemelő medencék esetén jellemzően adottak a biztonságos üzemeltetés feltételei, ezért a megoldást elsősorban a felügyelet erősítése jelentheti. Ugyanakkor a töltő-ürítő – elsősorban gyógymedencék – esetén az indikátorok nagyon magas csíraszama és a jelentős kifogásoltság arány alapján feltételezhető fertőző kockázatra vonatkozóan nincs megbízható értékelés. A (felismert) fürdővízzel összefüggő megbetegedések hiánya a leggyakrabban felhozott érv a töltő-ürítő üzem fenntartása mellett, vagyis az a feltételezés, hogy a fertőző kockázat kisebb, mint a fertőtlenítés negatív hatása (gyógyhatás esetleges csökkenése). Ennek értékelésére végeztünk mennyiségi kockázatértékelést az OKI vizsgálati eredményei alapján (231 töltő-ürítő és 684 vízforgatással üzemelő medence). A mért *E. coli* csíraszám alapján szakirodalmi adatok segítségével, egy konverziós faktorial (10⁻⁵) becsültük a fekális terhelésből adódó *Cryptosporidium* kockázatot, és összevetettük a töltő-ürítő és vízvisszaforgatással üzemelő medencék esetén.

Az *E. coli* csíraszámából becsült *Cryptosporidium* oociszta szám/l 0-0,036 között volt, a mértani középérték $1,36 \times 10^{-4}$ -nek adódott (95% felső konfidenciahatár $7,4 \times 10^{-4}$). Az ebből számított fertőző kockázat (P_{inf}) maximum értéke egyszeri expozícióra vonatkoztatva elérte a 10⁻³ valószínűséget (16. ábra). Ha az egy évre vetített kockázatot tekintjük ($P_{év}$, havi egy fürdésel

számolva), akkor a kumulatív kockázat még magasabb, akár 1:100 arányt is elérheti a legkedvezőtlenebb esetekben.



16. ábra Egyszeri expozícióra (P_{inf}) és egy évre ($P_{év}$, havi egy fürdésre) számított *Cryptosporidium* fertőzés kockázat töltő-ürítő medencék esetén. A piros vonal a társadalmilag elfogadható kockázati szintet (10^{-4}) jelöli.

A becsült oociszta számok mértani középértékéhez tartozó kockázat ennél a szintnél jóval alacsonyabb (11. táblázat), de ez is megközelíti a társadalmilag elfogadhatónak tekintett 10^{-4} kockázati szintet.

	Töltő-ürítő medence				Vízforrással üzemelő medence			
	Min	Mértani közép	95%	Max	Min	Mértani közép	95%	Max
P_{inf}	$4,00 \times 10^{-7}$	$5,44 \times 10^{-6}$	$2,72 \times 10^{-4}$	$1,44 \times 10^{-3}$	$4,00 \times 10^{-7}$	$4,65 \times 10^{-7}$	$1,60 \times 10^{-6}$	$1,20 \times 10^{-4}$
$P_{év}$	$4,80 \times 10^{-6}$	$6,53 \times 10^{-5}$	$3,26 \times 10^{-3}$	$1,71 \times 10^{-2}$	$4,80 \times 10^{-6}$	$5,58 \times 10^{-6}$	$1,91 \times 10^{-5}$	$1,44 \times 10^{-3}$

11. táblázat Egyszeri expozícióra (P_{inf}) és egy évre (havi egy fürdésre, $P_{év}$) számított *Cryptosporidium* fertőzés kockázat töltő-ürítő és vízforgatással üzemelő medencék esetén.

Összevetve a számított kockázat értékeket a vízforgatással üzemeltett medencékre azonos módszertannal meghatározott fertőzési valószínűséggel, mind a mértani középértékhez, mind a maximumhoz tartozó kockázata több mint egy, a 95% percentilisének - amely talán a kockázatértékelési szempontból a leginkább releváns mutató - több mint két nagyságrenddel magasabbnak adódik. Ennél is jobban illusztrálja a különbséget, hogy a töltő-ürítő medencék közel 50%-a (106/218), míg a vízforgatással üzemelő medencék 2,3%-a (16/684) esetében haladja meg az éves becsült kockázat a társadalmilag elfogadható 10^{-4} szintet.

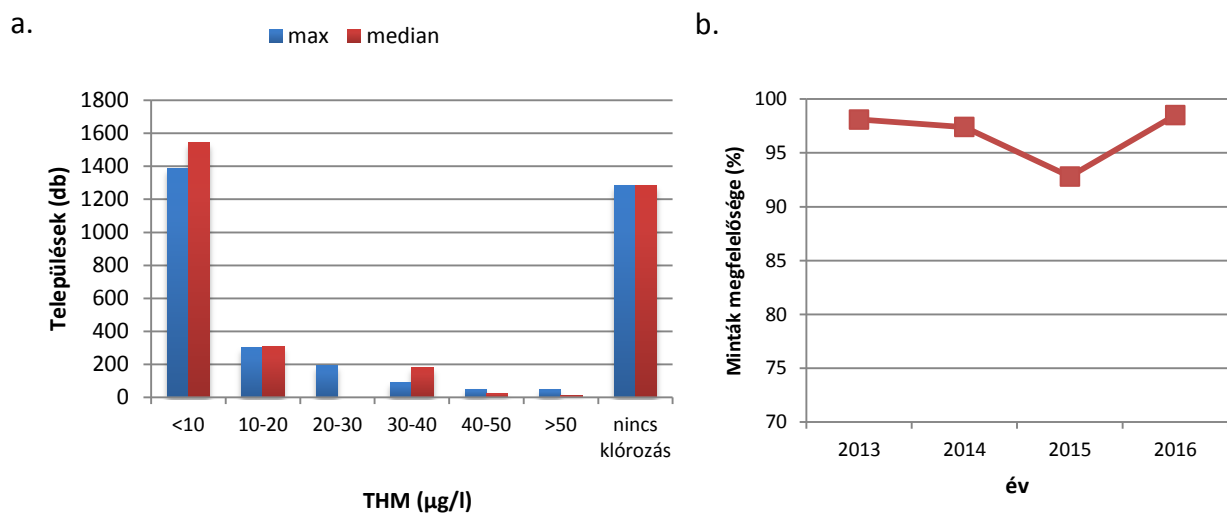
Megjegyzendő, hogy a jelen számítás nem veszi figyelembe a vízforgatással üzemelő medencéknél az indikátor *E. coli* és a *Cryptosporidium* fertőtlenítéssel szembeni ellenálló képessége közötti eltérést, így a valós fertőző kockázatot ezek esetén várhatóan alulbecsli.

6.2 Kémiai kockázatok

6.2.1 A klórozási melléktermékek hatásának elemzése az ivóvízben

6.2.1.1 Klórozási melléktermékek előfordulása a hálózati ivóvízben

A klórozási melléktermékek közül a THM vegyületekre vannak idősoros, országos adatok (2065 településről összesen 6894 eredmény). A megyei szinten összesített eredményeket az 1. melléklet tartalmazza (Függelék, A1.4 táblázat). A települések több mint egyharmadán nincs fertőtlenítés, így THM mérést sem végeznek (1284/3339, 17a. ábra). Az egyes települések eredményeinek medián értéke 2016-ban többségében 10 µg/l alatt volt, de 9 településen már ez is meghaladta a határértéket (>50 µg/l) (17. és 18. ábra). Azonban a legtöbb vízellátórendszerben kisszámú vizsgálatot végeznek (1716 településen évi 4, vagy annál kevesebb mérés volt).

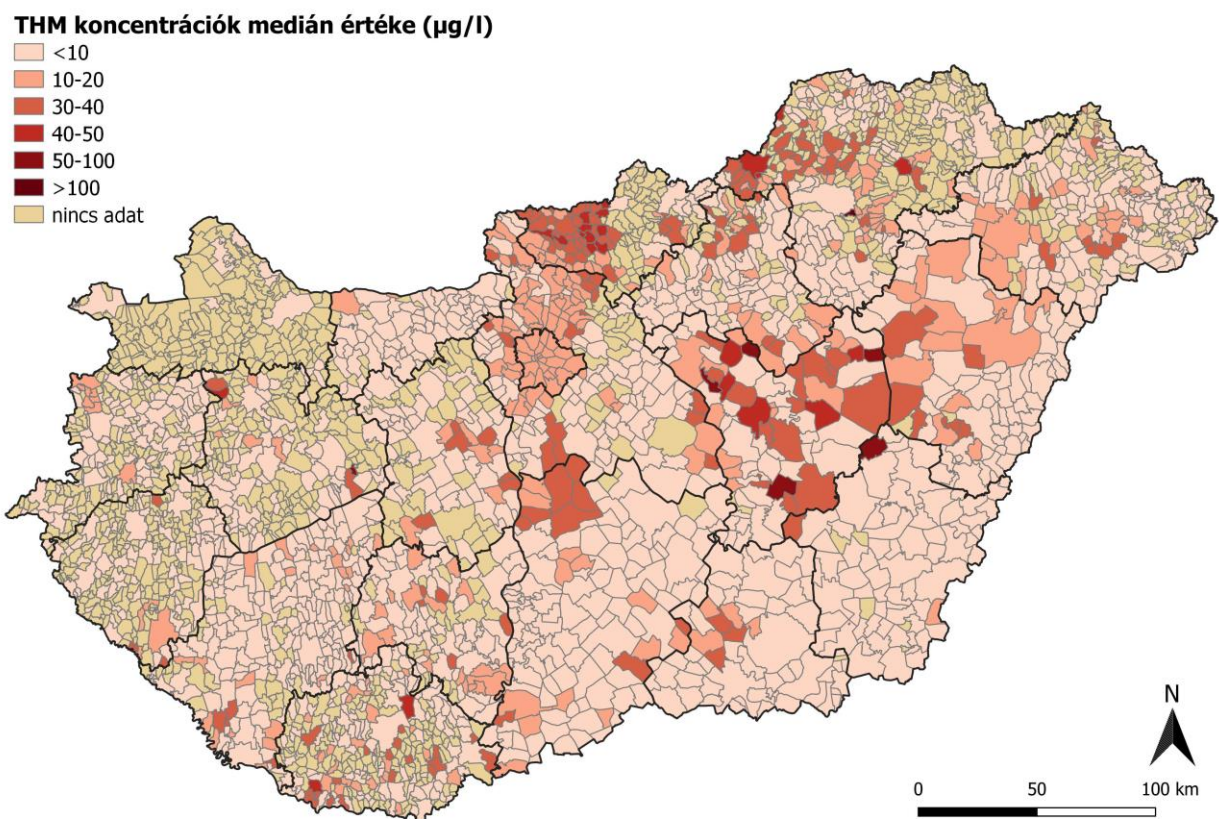


17. ábra a. A hazai települések megoszlása THM medián és maximum koncentrációja alapján, b. THM minták megfelelése országosan, 2013-2016.

Mivel a THM vegyületek mennyisége sok esetben az aktuális üzemeltetési körülmények függvénye, így akár napról napra változhat, kisszámú mintából nem lehet a tényleges beviteli dózisa következtetni. Ezért megvizsgáltuk a maximum értékeket is: ez 46 településen haladta meg a határértéket, ami összesen közel 160 000 lakost érint (17a. ábra).

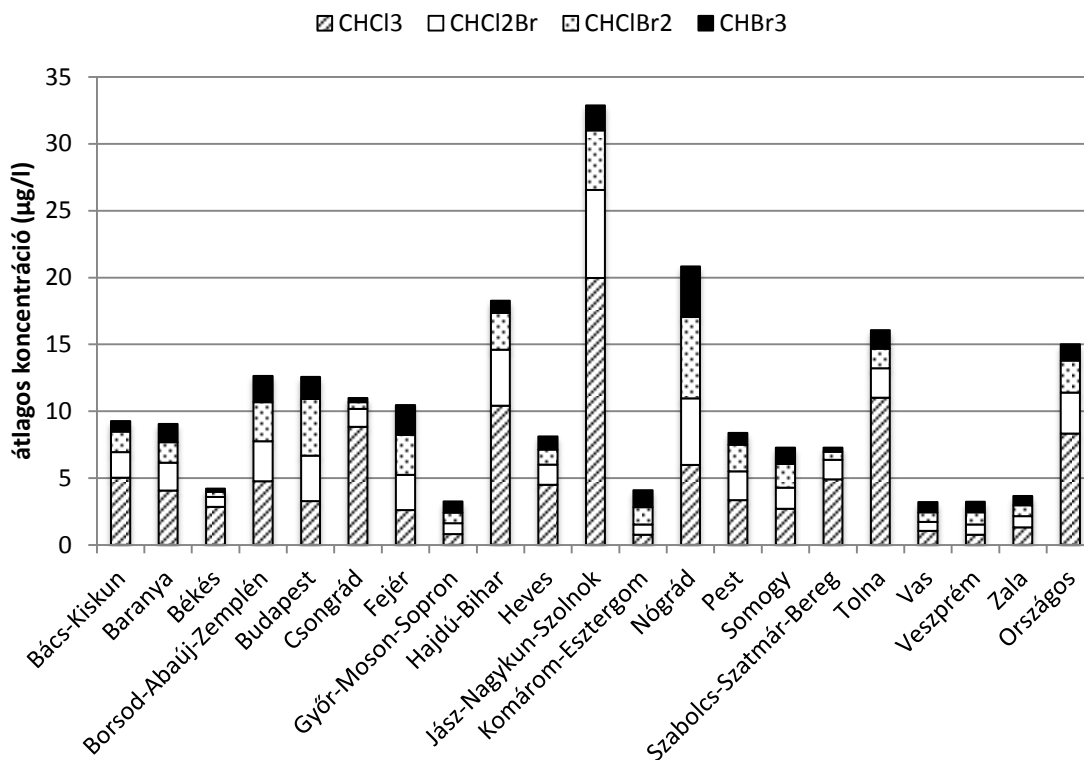
A megfelelő minták aránya országosan 2013 és 2016 között 93-98% között volt (17b. ábra). A legtöbb kifogás 2015-ben volt, ami időbeli átfedést mutat az Ivóvízminőség-javító Program (IMJP) keretében megvalósult beruházások üzembe helyezésével.

Igen jelentős az adatok területi szórása is: különösen sok a kiugróan magas THM koncentráció azokban a megyékben (pl. Jász-Nagykun-Szolnok, Hajdú-Bihar megye), ahol sok településen volt beruházás az IMJP keretében (arzén vagy ammónium mentesítés céljából) (18. ábra). Az újonnan beüzemelt technológiák beállítása, optimalizálása még sok helyen elhúzódó folyamat volt.



18. ábra Trihalometán vegyületek összegzett éves medián koncentrációja a hálózati ivóvízben a hazai településeken, 2016.

Az összes trihalometán értéke négy vegyület összegeként adódik: kloroform, bróm-diklórmétán, dibróm-klórmétán, bromoform. A különböző trihalometánok aránya a nyersvíz összetételétől és az alkalmazott fertőtlenítőszerrel függően változik. A 19. ábra szemlélteti az egyes vegyületek megoszlását, megyénként összesítve.



19. ábra A THM vegyületek megoszlása a hálózati ivóvízben. Összes vizsgálat átlaga megyénként, 2016. (CHCl₃ – kloroform, CHCl₂Br – diklórbrom-metán, CHClBr₂ – klórdibrom-metán, CHBr₃ – bromoform).

6.2.1.2 Az ivóvíz THM tartalmának egészséghatása

Megvizsgáltuk, hogy a jelenleg érvényben levő határérték az ivóvíz fogyasztása esetén megfelelő egészségvédelmet biztosít-e a lakosság számára. A klórozási melléktermékek közül mind mennyiségi előfordulását, mind egészséghatását tekintve a rendelkezésre álló adatok alapján a kloroform a legjelentősebb, így a számításokat erre végeztük.

Kloroformra a szakirodalmi állatkísérletes adatokból meghatározott LOAEL érték 12,9mg/kg/nap, amiből a biztonsági faktorok figyelembevételével 0,01 mg/kg/nap referencia dózis számítható. A kloroformnak az általános lakosság körében az ivóvízen kívül jelentős beviteli forrása nincs. Ez alapján 60 kg átlagos testsúllyal és napi 2 liter ivóvíz bevittel számolva 0,3 mg/l-ben határozható meg az ivóvízben az a koncentráció, amely nem jár egészségkárosodással (ezt a számítást követi a WHO Ivóvízminőségi útmutatója, amely 0,3 mg/l irányértéket határoz meg kloroformra). Viszont abban az esetben, ha figyelembe vesszük a korcsoportok közötti jelentős folyadék bevitel terén jelentkező eltéréseket, akkor világossá válik, hogy az átlagos beviteli értéként alkalmazott 2 litertől széles korcsoportok igen

jelentősen eltérnek. Felnőttek esetén, ha a tényleges bevitt jobban jellemző 0,8 l/nap ivóvízfogyasztással számolunk, csökken az RfD alapján számított kockázat.

Ha pl. egy átlagos 0,5-0,9 éves gyermek adataiból indulunk ki (ld. 5. táblázat), a napi bevitt kloroform mennyiség 0,3303 mg, 9 kg-os (7,5-10,5) átlag testsúllyal számolva ez 0,0367 mg/kg/nap, ami a referencia dózis többszöröse. A jellemző beviteli mennyiség alapján a klórozási melléktermékek szempontjából a csecsemőkortól a 10 éves korig terjedő korcsoport az átlagpopulációnál érzékenyebb alcsoportnak adódik.

6.2.1.3 Ivóvíz THM tartalmának karcinogén kockázata

Ahogy a 18. ábra mutatja, Jász-Nagykun-Szolnok megyében kiemelkedően magas a THM jellemző koncentrációja. A daganatkockázat számítását ezért – a legrosszabb helyzet jellemzése érdekében – Jász-Nagykun-Szolnok megye adatsorára végeztük el. Mivel az összes THM legnagyobb részét (>60%, 19. ábra) a kloroform adja, ezt vettük figyelembe az értékelésben.

A megyében az átlagos kloroform koncentráció (a 2016. évi 1437 minta alapján) 18,39 µg/l, a szórás 31,21, a 95%-os felső konfidenciahatár 20,13 µg/l volt. A legkisebb mért érték 0,15 µg/l, a legnagyobb 718 µg/l volt. A jellemző koncentráció tartományban már az átlaghoz tartozó többlet daganatkockázat is egy nagyságrenddel meghaladta a társadalmilag elfogadott 10^{-6} szintet (12. táblázat).

Expozíciós útvonal	Min.	5%	Átlag	95%	Max.	Szórás
Vízfogyasztás (vízivás)	$3,95 \times 10^{-10}$	$2,20 \times 10^{-8}$	$5,94 \times 10^{-7}$	$2,24 \times 10^{-6}$	$7,20 \times 10^{-6}$	$8,21 \times 10^{-7}$
Fürdés/zuhanyzás (bőrön keresztüli felszívódás)	$2,26 \times 10^{-11}$	$1,10 \times 10^{-9}$	$3,18 \times 10^{-8}$	$1,23 \times 10^{-7}$	$5,33 \times 10^{-7}$	$4,60 \times 10^{-8}$
Belégzés fürdés/zuhanyzás közben	$2,01 \times 10^{-9}$	$3,45 \times 10^{-7}$	$1,19 \times 10^{-5}$	$4,84 \times 10^{-5}$	$1,69 \times 10^{-4}$	$1,82 \times 10^{-5}$
Összesen	$2,56 \times 10^{-9}$	$3,74 \times 10^{-7}$	$1,25 \times 10^{-5}$	$5,03 \times 10^{-5}$	$1,75 \times 10^{-4}$	$1,89 \times 10^{-5}$

12. táblázat Az ivóvíz eredetű kloroform expozíció kockázat eloszlása a különböző beviteli útvonalakra a Jász-Nagykun-Szolnok megyében mért jellemző koncentrációtartományban (átlag 18,39 µg/l).

Fő expozíciós útvonalnak karcinogén kockázat szempontjából a vízből kipárolgott kloroform és vízpermet belélegzése bizonyult fürdés/zuhanyzás közben, amely már önmagában is 10^{-5} feletti kockázatnövekedést eredményezett. A vízfogyasztásból eredő daganatkockázati növekmény arányaiban kevésbé jelentős, de a 95%-os felső konfidencia intervallumhoz tartozó érték az elfogadható kockázati szint több mint duplája ($2,24 \times 10^{-6}$). Fürdés/zuhanyzás során, a bőrön

keresztüli felszívódás a mért kloroform koncentráció tartományában nem járt együtt jelentős mértékű daganatkockázattal.

A daganatkockázat alapján határértéknek megfelelő tartomány alsó felébe eső, 20 µg/l koncentrációnak megfelelő expozíció egészségkockázata is meghaladja a társadalmilag elfogadható szintet, még felnőttek esetében is. A 10 év alatti gyermekek számára már a 10-50 µg/l koncentrációtartomány is kockázatot jelenthet. A medián érték alapján 512 település tartozik ebbe a kategóriába, összesen 3,7 millió lakossal, ebből a hazai jellemző koreloszlás alapján kb. 460 000 10 éven aluli gyermek (KSH, 2014).

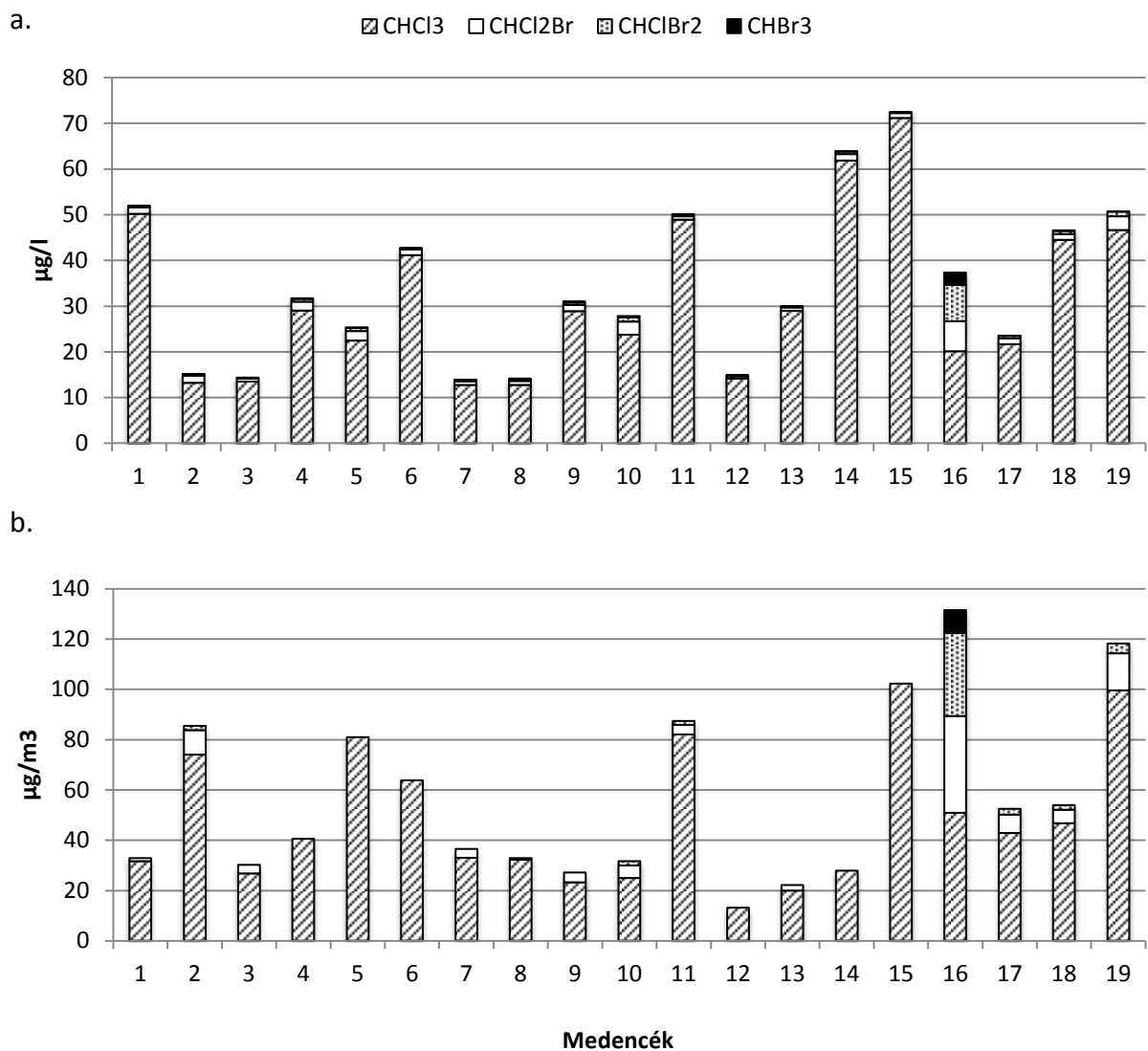
6.2.2 Klórozási melléktermékek egészségkockázata fürdővízben

A fürdővíz klórozási melléktermékeinek egészségkockázat becsléséhez a vizsgált medencék közül az úszómedencéket választottuk (n=19). A pezsgőmedencék (n=3) légtérben ugyan igen nagy (>100 µg/m³) THM koncentrációt mértünk, de az intenzív levegőztetés miatt a víz-levegő megoszlás más, mint az úszómedencék esetén, ezért a további számításokból kizártuk.

Az úszómedencék mind beltérben üzemeltek, hagyományos vízkezeléssel (flokkuláció alumínium sókkal, majd szűrés homok- vagy diatomaföldes szűrőn). A fertőtlenítés Na-hipoklorittal történt, kiegészítő fertőtlenítést (UV vagy ózon) egyik fürdőben sem alkalmaztak.

A fertőtlenítés hatékonynak bizonyult, a mikrobiológiai minősége minden fürdőnek megfelelő volt. THM vegyületek minden medence vízében, illetve légtérben kimutathatóak voltak. A medián érték a vízben 31,0 µg/l volt (átlag 36,4 µg/l, a tartomány 13,9-72,4 µg/l), a légtérben 40 cm magasságban 40,6 µg/m³ (átlag 56,3 µg/m³, tartomány 13,1-131,5 µg/m³), 150 cm magasságban 44,6 µg/m³ (átlag 55,0 µg/m³, tartomány 11,6-105,3 µg/m³) volt (4. melléklet, Függelék A4.1-4.2 táblázat). Négy medencében mértünk a medencevízre vonatkozó határértéket (50 µg/l) meghaladó koncentrációt (37/1996. (X. 18.) NM rendelet). A THM vegyületek közül kloroform volt a legnagyobb mennyiségben kimutatható, egy medence kivételével, több mint 80 %-át adta a teljes koncentrációnak vízben és levegőben is (20. ábra). A kloroform medián értéke 28,9 µg/l volt vízben (átlag 31,9 µg/l, a tartomány 12,8-71,2 µg/l), 40,6 µg/m³ a légtérben 40 cm magasságban (átlag 48,2 µg/m³, a tartomány 13,1-102,2 µg/m³), és 35,1 µg/m³ 150 cm magasságban (átlag 48,9 µg/m³, a tartomány 11,6-96,6 µg/m³) (4. melléklet, Függelék A4.1-4.2 táblázat).

A klórkoncentráció viszonylag alacsony volt, a szabad aktív klór $0,61 \pm 0,25$ mg/l, a kötött klór $0,55 \pm 0,22$ mg/l. A szabad klór koncentráció egy medencében haladta meg a hazai határértéket (1 mg/l), a kötött klór a medencék több mint felében (10/19) határérték (0,5 mg/l) felett volt. A klórozási melléktermékek képződés prekurzorát jelentő szerves vegyületek mennyisége a legtöbb medencében jelentős volt (TOC értéke $3,01 \pm 1,16$ mg/l), és a hőmérséklet, valamint a pH is a THM képződést elősegítő tartományban volt (hőmérséklet: $28,0 \pm 2,8$ °C, pH $8,29 \pm 0,47$). Az adszorbeálható szerves halogéntartalmú vegyületek (AOX) koncentrációja valamennyi vizsgált medencében nagyon magas volt (377 ± 168 µg/l); a THM vegyületek ennek csak 3-19 %-át teszik ki, ami feltételezi egyéb klórozási melléktermékek jelenlétét.



20. ábra A THM vegyületek megoszlása a vizsgált uszodákban, a. a medencevízben, b. a légtérben 40 cm magasan (CHCl₃ – kloroform, CHCl₂Br – diklórbrom-metán, CHClBr₂ – klórdibrom-metán, CHBr₃ – bromoform).

A medencevíz fizikai-kémiai jellemzői – különösen a szervesanyag tartalom és a szabad klór koncentráció elsődlegesen meghatározzák a klórozási melléktermékek képződését (Manasfi és mtsai, 2017). A jelen vizsgálatok során az AOX mutatott pozitív összefüggést a TOC mennyiségével, míg a THM vegyületek és azok közül is a kockázatértékelés elsődleges tárgyát képező kloroform a szabad klórkoncentrációval korrelált (13. táblázat). A kötött klór koncentráció mindhárom értékkel szignifikáns kapcsolatot mutatott ($p < 0,01$). A vezetőképesség a medencékben – a szervesanyag tartalomhoz hasonlóan – elsősorban a medence terhelésének függvénye, növekedése arra utal, hogy túl sokan használják a medencét egyszerre, nem megfelelő a forgatás teljesítménye, vagy nem teljesül az előírt pótvíz mennyiség. A hazai szabályozás a vezetőképesség megengedett értékéhez viszonyítja, a növekmény nem lehet nagyobb, mint $600 \mu\text{S}/\text{cm}$. Ez a vizsgálatok során a medencék több mint egyharmadánál (7/19) nem teljesült. A vezetőképesség is csak az AOX értékével korrelált, ami tovább erősíti a feltételezést, hogy a mért AOX eredményt a szervesanyag klorid is befolyásolta (13. táblázat). A pH a legtöbb vizsgálatba vont medencénél (13/19) magasabb volt, mint hazai vagy nemzetközi iránymutatásokban javasolt tartomány (6,5-7,8), de nem volt összefüggés a medencevíz pH-ja, és a vizsgált fertőtlenítési melléktermékek között (13. táblázat). A korábbi tapasztalatok alapján a pH emelkedésével a THM képződés is növekszik, és egyben a fertőtlenítési hatékonyság is csökken.

Vízminőségi paraméter	Kloroform	THM	AOX
TOC	0,364 (0,125)	0,410 (0,81)	0,801 (0,000)**
pH	0,285 (0,104)	0,402 (0,088)	0,258 (0,287)
Fajlagos elektromos vezetőképesség	0,066 (0,788)	0,170 (0,486)	0,718 (0,001)**
Szabad aktív klór	0,595 (0,007)**	0,526 (0,021)*	0,296 (0,218)
Kötött klór	0,648 (0,003)**	0,704 (0,001)**	0,855 (0,000)**

13. táblázat A vízminőség alapparaméterei és a klórozási melléktermékek Pearson korreláció vizsgálata.

**A korreláció $p < 0,01$ szinten szignifikáns

* A korreláció $p < 0,05$ szinten szignifikáns

Ez azonban nem minden fertőtlenítési melléktermékre igaz, a haloacetonitrilek képződésének például éppen az alacsony (7 alatti) pH kedvez (Hansen és mtsai, 2012). A haloacetonitrilek genotoxikus hatása nagyobb, mint a THM vegyületeké, emiatt a fenti tanulmányban Hansen és munkatársai (2012) *in vitro* rendszerben nagyobb genotoxicitást tapasztaltak alacsonyabb pH-n, bár a fertőtlenítési melléktermékek kumulatív koncentrációja alacsonyabb volt.

Egyes medencék esetén már a tápvíz TOC, THM, illetve AOX koncentrációja is jelentős volt, azonban ennek hatását a további THM képződésre a jelen vizsgálatok során nem elemeztük, mivel a fő fókuszt nem a THM képződés kinetikája, hanem az egészséghatás értékelése volt.

A vízből történő kockázatbecsléshez a medencevízből mért medián kloroform koncentrációt használtuk (28,9 µg/l). A levegő kloroform tartalmából végzett számításhoz a mediánhoz legközelebb eső THM értékű medence légtérben 40 és 150 cm-en mért koncentrációt (39,2 ill. 44,6 µg/m³) vettük alapul, az előbbit az úszók, az utóbbit a dolgozók egészségkockázatához. Bár ezek az értékek nem tértek el jelentősen a medián koncentrációtól, célszerűnek láttuk olyan víz-levegő koncentráció kombinációt alkalmazni a reálisabb értékelés érdekében, ami ténylegesen előfordult a vizsgált fürdőkben.

A kockázatszámításhoz a módszerek fejezetben részletezett módon két modellel dolgoztunk (Swimodel és ConsExpo), és hosszú távú egészségkockázatot (IELCR: individual excess lifetime cancer risk) számítottunk versenyszerű és nem versenyszerű úszókra, valamint dolgozókra.

Szakirodalmi adatok szerint az úzás kapcsán a belégzés a legjelentősebb expozíciós útvonal. A Swimodelben lehetőség van a levegőből közvetlen számításra. A levegőben mért koncentrációhoz tartozó daganatkockázat mindhárom nem versenyző korcsoport (7-10 év és felnőtt) tekintetében jelentősen meghaladta a társadalmilag elfogadható szintet (10⁻⁶), az összegzett kockázat közel nyolcszorosan, versenyszerű úszók esetében – ahol a 25/2000. (IX. 30.) EüM–SZCSM együttes rendelet szerinti megengedhető munkaegészségügyi kockázati szint 10⁻⁵ – közel hatszorosan (14. táblázat).

Kor (év)	Nem versenyző				Versenyző			
	7-10	11-14	Felnőtt	Összesen	7-10	11-14	Felnőtt	Összesen
Expozíciós útvonal								
Orális	3,22×10 ⁻⁸	1,49×10 ⁻⁸	2,64×10 ⁻⁸	7,35×10⁻⁸	1,52×10 ⁻⁸	2,28×10 ⁻⁸	5,39×10 ⁻⁸	8,44×10⁻⁸
Dermális	5,95×10 ⁻⁸	3,78×10 ⁻⁸	1,82×10 ⁻⁷	2,80×10⁻⁷	2,81×10 ⁻⁸	1,15×10 ⁻⁷	7,47×10 ⁻⁷	8,91×10⁻⁷
Inhaláció	2,33×10 ⁻⁶	1,08×10 ⁻⁶	3,83×10 ⁻⁶	7,25×10⁻⁶	2,09×10 ⁻⁶	6,29×10 ⁻⁶	5,02×10 ⁻⁵	5,85×10⁻⁵
Szájüreg	3,22×10 ⁻⁸	1,49×10 ⁻⁸	2,64×10 ⁻⁸	7,35×10⁻⁸	7,60×10 ⁻⁹	2,28×10 ⁻⁸	5,39×10 ⁻⁸	8,44×10⁻⁸
Orrüreg	3,22×10 ⁻⁸	1,49×10 ⁻⁸	2,64×10 ⁻⁸	7,35×10⁻⁸	3,78×10 ⁻⁹	1,14×10 ⁻⁸	2,70×10 ⁻⁸	4,22×10⁻⁸
Fül	2,14×10 ⁻⁹	9,92×10 ⁻¹⁰	3,50×10 ⁻⁹	6,63×10⁻⁹	1,01×10 ⁻⁹	3,03×10 ⁻⁹	1,44×10 ⁻⁸	1,84×10⁻⁸
Összes	2,49×10⁻⁶	1,16×10⁻⁶	4,10×10⁻⁶	7,75×10⁻⁶	2,15×10⁻⁶	6,46×10⁻⁶	5,10×10⁻⁵	5,97×10⁻⁵

14. táblázat A kloroform Swimodellel számított, élethosszra vonatkoztatott daganatkockázata versenyző és nem versenyző gyermekek és felnőttek esetén, 40,55 µg/m³ koncentrációval számolva (medence légtérben, 40 cm magasságban mért érték).

Mivel rutinvizsgálatok során levegő mintavételt nem, csak vízvizsgálatot végeznek, megvizsgáltuk azt is, hogy a különböző modellek mennyire pontosan becsülik meg a levegőbe való kipárolgást. A Swimodel kétféle, egy Henry-törvényen és egy Raoult-törvényen alapuló fázismegoszlás modellel számol. Raoult és Henry törvénye az oldott gázok megoszlását írja le a víz és a gőzfázis között. Raoult törvénye szerint ideális oldat esetén a komponensek parciális nyomása a gőztérben egyenesen arányos a folyadékfázisbeli móltörttel. Az ideális elegyekben mindkét komponens (víz, kloroform) követi Raoult-törvényét. Henry törvénye szerint ideálisan híg oldatokban a kis koncentrációjú oldott anyag gőznyomása a móltört és egy nyomás jellegű anyagi állandó, az ún. Henry-állandó szorzata.

A Henry-törvény szerint számítva 4 nagyságrenddel nagyobb kloroform koncentráció adódik, mint Raoult-törvény alapján ($4356 \mu\text{g}/\text{m}^3$ vs $5,50 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Az előbbi 3 nagyságrenddel nagyobb, az utóbbi körülbelül egy nagyságrenddel kisebb a mért koncentrációnál.

Kor (év)	Nem versenyző				Versenyző			
	7-10	11-14	Felnőtt	Összesen	7-10	11-14	Felnőtt	Összesen
SwimodelA	$2,33 \times 10^{-6}$	$1,08 \times 10^{-6}$	$3,83 \times 10^{-6}$	$7,25 \times 10^{-6}$	$2,09 \times 10^{-6}$	$6,29 \times 10^{-6}$	$5,02 \times 10^{-5}$	$5,85 \times 10^{-5}$
SwimodelH	$2,51 \times 10^{-4}$	$1,16 \times 10^{-4}$	$4,12 \times 10^{-4}$	$7,78 \times 10^{-4}$	$2,25 \times 10^{-4}$	$6,75 \times 10^{-4}$	$5,39 \times 10^{-3}$	$6,29 \times 10^{-3}$
SwimodelR	$3,17 \times 10^{-7}$	$1,46 \times 10^{-7}$	$5,19 \times 10^{-7}$	$9,83 \times 10^{-7}$	$3,20 \times 10^{-7}$	$8,53 \times 10^{-7}$	$6,80 \times 10^{-6}$	$7,98 \times 10^{-6}$

15. táblázat A kloroform különböző fázismegoszlás modellekkel számított, élethosszra vonatkoztatott inhalációs daganatkockázata versenyző és nem versenyző gyermekek és felnőttek esetén, $29 \mu\text{g}/\text{l}$ medencevíz koncentrációból kiindulva (SwimodelA: levegőben mért koncentrációból számított kockázat, mint referencia. SwimodelH: Henry-törvényen alapuló megoszlás. SwimodelR: Raoult törvényen alapuló megoszlás).

A daganatkockázat ebben a tartományban lineáris összefüggést mutat a koncentrációval, ezért a számított eredmények hasonló arányokat mutatnak minden expozíciós útvonal és hatásviselő csoport esetén (15. táblázat, a könnyebb áttekinthetőség érdekében csak az inhalációs kockázatot tüntettük fel).

A ConsExpo modell csak vízben mért koncentrációval használható, és csak a főbb beviteli utakkal számol (orális, dermális, inhalációs). Ennek ellenére a számított daganatkockázati értékek valamennyi korcsoportban jó egyezést mutatnak a Swimodelben kapott eredményekkel (16. táblázat). A további értékelések során a Swimodel levegő koncentrációból számított eredményeit és a ConsExpo-t vettük alapul.

Kor (év)	Nem versenyző				Versenyző			
	7-10	11-14	Felnőtt	Összesen	7-10	11-14	Felnőtt	Összesen
Expozíciós útvonal								
Orális	$3,21 \times 10^{-8}$	$1,49 \times 10^{-8}$	$2,63 \times 10^{-8}$	$7,32 \times 10^{-8}$	$1,52 \times 10^{-8}$	$2,30 \times 10^{-8}$	$5,41 \times 10^{-8}$	$9,23 \times 10^{-8}$
Dermális	$5,84 \times 10^{-8}$	$3,79 \times 10^{-8}$	$1,79 \times 10^{-7}$	$2,76 \times 10^{-7}$	$2,78 \times 10^{-8}$	$1,10 \times 10^{-7}$	$7,00 \times 10^{-7}$	$8,38 \times 10^{-7}$
Inhaláció	$1,89 \times 10^{-6}$	$1,14 \times 10^{-6}$	$3,18 \times 10^{-6}$	$6,21 \times 10^{-6}$	$2,87 \times 10^{-6}$	$6,44 \times 10^{-6}$	$3,31 \times 10^{-5}$	$4,24 \times 10^{-5}$
Összes	$1,98 \times 10^{-6}$	$1,19 \times 10^{-6}$	$3,39 \times 10^{-6}$	$6,56 \times 10^{-6}$	$2,92 \times 10^{-6}$	$6,58 \times 10^{-6}$	$3,38 \times 10^{-5}$	$4,33 \times 10^{-5}$

16. táblázat A kloroform ConsExpo-val számított, élethosszra vonatkoztatott daganatkockázata versenyző és nem versenyző gyermekek és felnőttek esetén, 29 µg/l medencevíz koncentrációval számolva.

Legjelentősebb expozíciós útvonalnak a mi számításaink szerint is a belégzés bizonyult (14. és 16. táblázat). Mindkét modellel számolva ezen az útvonalon már önmagában is az elfogadható szintet meghaladó többlet daganatkockázat prognosztizálható a hatásviselőkre.

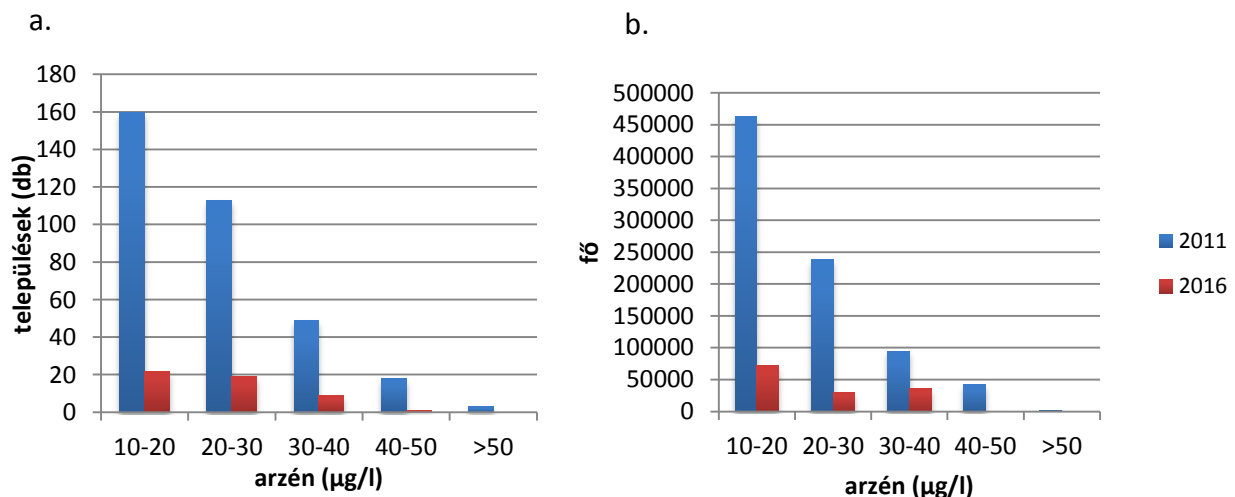
A belégzés után a dermális kloroform felvétel a második legjelentősebb expozíciós útvonal. A gyermekkori és felnőttkori expozíciókat összegezve a becsült daganatkockázat értéke megközelíti az elfogadható 10^{-6} szintet. A Swimodelben kapott eredmények azt mutatják, hogy a lenyelt vízből, valamint a száj/nyelv alatti, orr/szem és fül felületén történő felszívódásból kisebb mértékű kockázat adódik.

Az úszás közben lenyelt vízmennyiség a modelljeinkben viszonylag alacsony mennyiségként jelenik meg 12,5 ml/óra (versenyszerű felnőtt úszó), 25 ml/óra (versenyszerűen úszó 11-14 éves gyermek, és nem versenyszerű felnőtt úszó), és 50 ml/óra (versenyszerűen úszó 7-10 éves gyermek és nem versenyszerűen úszó 7-10 éves gyermek egyaránt). Egy friss, humán biomonitorozáson alapuló tanulmány átlagosan 32 ml/óra értékkel számol, és a gyerekek esetén a felnőttekhez képest négyszeres mennyiséget állapít meg, vagyis a tényleges kockázati értékek még magasabbak is lehetnek (Dufour és mtsai, 2017).

6.2.3 Geológiai eredetű ivóvízszennyezők egészséghatása

6.2.3.1 A hazai ivóvizek arzén szennyezettsége

Magyarországon az 1980-as évek óta az arzént tekintik a legjelentősebb ivóvíz minőségi problémának. Az ivóvíz minőségi adatbázis alapján 2011-ben még 343 településen volt határérték (10 µg/l) felett a szolgáltatott ivóvíz arzéntartalma, ami közel 840 ezer lakost érintett (21. ábra). A települések több mint felén 20 µg/l-nél is magasabb volt az arzéntartalom.



21. ábra Az arzén ivóvízhatárértéket meghaladó települések száma (a) és lakosok száma (b) Magyarországon 2011-ben és 2016-ban.

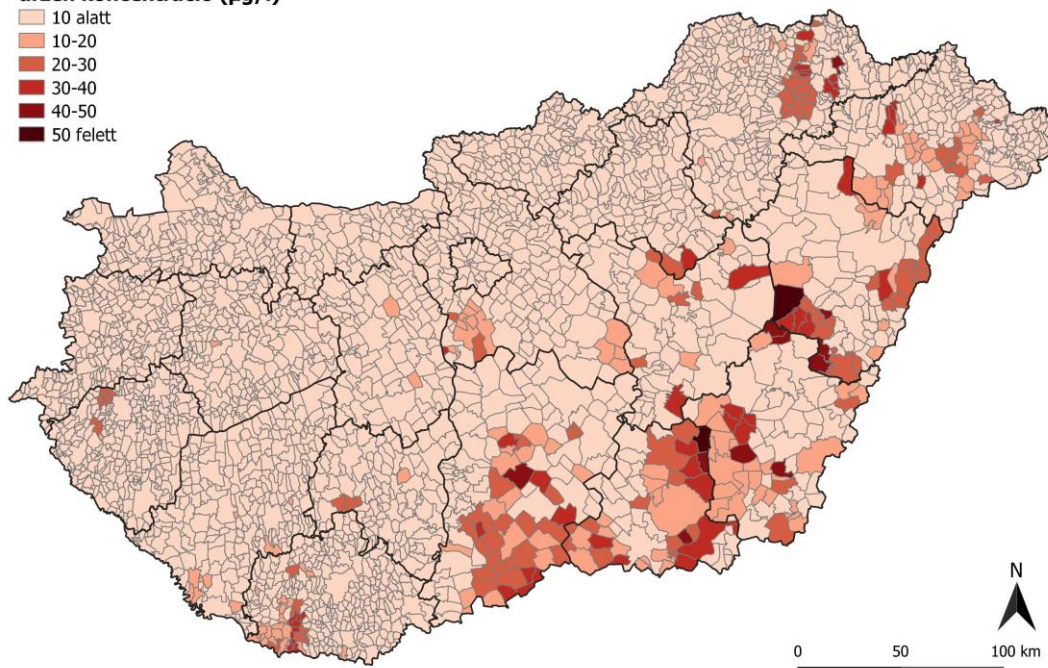
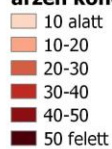
Az Ivóvízminőség-javító Program eredményeképpen 2016-ra 15%-ra, 51-re csökkent a kifogásolt települések, és 140 ezerre az érintett lakosok száma. Az arzén probléma elsősorban az ország déli és keleti részén fordul elő, a legsúlyosabb helyzet 2011-ben Békés, Csongrád, Bács-Kiskun és Hajdú-Bihar megyében volt, 2016-ra Csongrád megyében maradt a legtöbb megoldatlan ivóvíz ellátású település (22. ábra).

Mivel az arzéntartalmú ivóvíz fogyasztásának egészségkockázatával több hazai és számos nemzetközi tanulmány foglalkozik, az arzén kapcsán két konkrét kérdésre kerestük a választ:

- Hogyan változott az ivóvíz arzéntartalmával összefüggő egészségkockázat a probléma első észlelése, az 1980-as évek óta?
- Amennyiben az ivásra, főzésre szánt vizet alternatív forrásból biztosítják, milyen koncentráció felett jelent már a fürdés is egészségkockázatot?

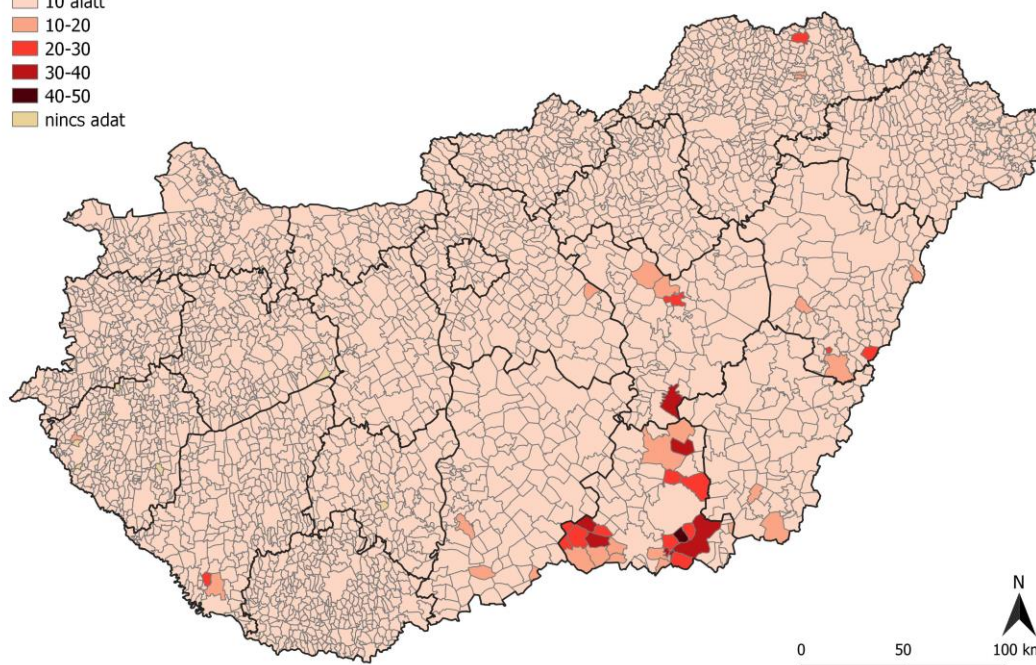
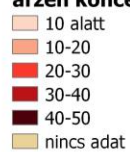
a.

arzén koncentráció ($\mu\text{g/l}$)



b.

arzén koncentráció ($\mu\text{g/l}$)



22. ábra A hálózati ivóvíz jellemző (medián) arzénkoncentrációja Magyarország településein az összes éves vizsgálat alapján (a) 2011-ben, (b) 2016-ban.

6.2.3.2 Arzén eredetű egészségkockázat változása Békés megyében

Az első kérdés kapcsán mintaterületnek Békés megyét választottuk, mivel itt tárták fel először a problémát, ezért erre a megyére már az 1980-90-es évekből is nagyobb mennyiségű mérési eredmény áll rendelkezésre.

Az országos ivóvíz adatbázisból az adatokat az alábbi időszakokra bontva gyűjtöttük ki:

- a probléma feltárásától az akkor hatályos ivóvíz arzén határértékre (50 µg/l) való csökkentésig terjedő időszak (1980 – 1990);
- az átmeneti, az EU határérték alóli időszakos mentesség ideje. A 2001-től ugyan már hatályba lépett a szigorúbb, 10 µg/l határérték, de Magyarország még lehetőséget kapott korlátozott ideig a korábbi határérték alkalmazására (derogációs időszak). Erre az időszakra a jellemző bevitt a Békés megyei települések 1990 és 2011 évi ivóvíz minőségi adatainak átlagából számoltunk ki (1991 – 2011);
- 2012 és az utáni időszak, az arzén-mentesítési program révén elért állapot, a 2016-2017 évi ivóvíz minőségi adatokkal jellemezve.

A kiinduló arzén értékek igen magasak voltak, helyenként a 250 µg/l-t is elérték, amely már szakirodalmi adatok szerint érzékenyebb embereknél akut tüneteket is okozhat. Az első arzénmentesítési program keretében a cél az 50 µg/l határérték teljesítése volt. A települések egy részén új vízkezelő technológiát létesítettek, mások új vízbázisból nyerték az ivóvizet, vagy megfelelő vízminőségű regionális ivóvízellátórendszerre csatlakoztak. A program az 1990-es évek elejére két település kivételével (Kőrösújfalú, Újkígyós) sikerrel is járt. Az utóbbi két település közül Kőrösújfalú 1997-ben a regionális ivóvízellátó rendszerre csatlakozott, és így határérték alá csökkent az arzéntartalom, Újkígyóson azonban még a derogációs időszakban is 50-60 µg/l volt a jellemző koncentráció. A vizsgált időszakok eredményeinek statisztikai jellemzőit a 17. táblázat foglalja össze.

Települési jellemző arzénkoncentráció (µg/l)					
	n	minimum	átlag	szórás	maximum
1980	34	60	127	52	250
1990	34	<10	27	19	90
2011-2012	34	5,8	21,5	13,3	55
2016-2017	75	<1	6,4	1,8	12,1

17. táblázat Jellemző települési arzénkoncentráció eloszlása Békés megyében 1980-2017 között (n – a vizsgált településszám).

A települések ivóvizének jellemző koncentrációját a település lakosságával súlyozva kiszámítottuk a vizsgált időszakokra jellemző átlagos napi bevitel (ADD), és az élettartamra vonatkoztatott átlagos napi bevitel (LADD) értéket (18. táblázat).

Időszak	átlag koncentráció (µg/l)	expozíció időtartama (év)	ADD (µg/testtömeg kg/nap)	LADD (µg/testtömeg kg/nap)
1980-1990	114	10	1,20	0,164
1991-2011	24	21	0,25	0,073
2012-2017	6,4	5	0,07	0,005
Referencia	10		0,23	

18. táblázat Az ivóvíz arzéntartalmával összefüggő többlet daganatkockázat számításához használt expozíciós paraméterek Békés megyében, 1980-2017. Referencia: arzén határérték ivóvízben (201/2001 (X. 25.) Kmr.), testtömeg kg-ra vonatkoztatott tolerálható napi bevitel.

A beviteli értékekből határoztuk meg a többlet daganatkockázatot az ivással, az étellel, vagy a helyben termelt élelmiszerekkel és az öntözővízzel szájon át történő, illetve a fürdés, zuhanyozás során bőrön át történő expozícióra a vizsgált időszakokban.

Az élettartam hossza átszámolt arzén expozícióból számolt többlet daganatkockázati valószínűség értéke a kiinduló, 1980-1990 időszakra nagy, a tolerábilis szint több mint százszorosa (19. táblázat). A potenciális kockázat elsősorban az ivóvízfogyasztásból ered. A helyben termesztett és az arzén tartalmú vezetékes ivóvízzel öntözött élelmiszernövények fogyasztásából eredő kockázatok sem számottevőek az ivóvízhez viszonyítva (feltételezve, hogy a napi zöldségfogyasztás 10%-át teszi ki a helyben termesztett és az arzén tartalmú vízzel öntözött növények), bár szintén meghaladja a 10^{-6} referenciaértéket. Még nagyobb életútra vonatkoztatott kockázatot kapnánk, ha az artézi kutak fúrásától eltelt teljes expozíciós időszakot figyelembe vennénk, feltételezve, hogy a területen beavatkozás nélkül a kutak arzénkoncentrációja nem változott. Az 1991-2011 évek közötti jellemző 24 µg/l arzén koncentrációból becsült kockázat még mindig jelentős a hosszú, két évtizednyi expozíciós idő miatt. A jelenlegi (2017. évi), 75 békés megyei település határérték alatti arzén koncentrációból számolt daganatkockázat már a tolerábilis tartományhoz közel áll, bár még mindig afelett van (19. táblázat).

Időszak	Többlet daganatkockázat				
	Ivóvíz fogyasztás	Mosdás, zuhanyozás	Öntözés	Helyben termesztett élelmiszer-növény	Összesen
1980-1990	$2,5 \times 10^{-4}$	$1,5 \times 10^{-6}$	$5,3 \times 10^{-8}$	$1,5 \times 10^{-6}$	$2,5 \times 10^{-4}$
1991-2011	$1,1 \times 10^{-4}$	$6,6 \times 10^{-7}$	$2,3 \times 10^{-8}$	$6,8 \times 10^{-7}$	$1,1 \times 10^{-4}$
2012-2017	$6,9 \times 10^{-6}$	$4,2 \times 10^{-8}$	$1,5 \times 10^{-9}$	$4,3 \times 10^{-8}$	$7,0 \times 10^{-6}$

19. táblázat Az ivóvíz arzéntartalmával összefüggő többlet daganatkockázat expozíciós útvonal szerint Békés megyében, 1980-2017.

Az EFSA 2014. évi felmérése szerint az EU 17 tagállamában a szervesetlen arzén napi átlagos bevitele felnőttekre nézve $0,23 \mu\text{g}/\text{ttkg}$ ($0,13\text{-}0,56 \mu\text{g}/\text{ttkg}/\text{nap}$) (EFSA, 2014).

Ez az érték az ivóvíz és üdítő italok fogyasztásán kívül tartalmazza a gabonaalapú feldolgozott élelmiszer termékeket, külön a rizst, a tejet és a tejtermékeket, a zöldség-, a növényi- és a gyümölcs-termékeket, a húst és húskészítményeket, halakat és egyéb tengeri termékeket is.

A 19. táblázatból látható, hogy az 1980-1990 évek közötti időszakban csak az ivóvíz fogyasztása révén számított napi $1,2 \mu\text{g}/\text{ttkg}$ szervesetlen arzén bevitel többszöröse volt az európai teljes étrendi átlagnak. A 2017. évi ivóvíz arzén koncentrációkból viszont a bevitel értéke $0,07 \mu\text{g}/\text{ttkg}$, ami környezet-egészségügyi szempontból megnyugtató. Az európai uniós országok közül Olaszországban fordul elő nagyobb területen arzén az ivóvízben, itt hasonlóan eredményesen léptek fel az ivóvíz arzén szennyezettsége ellen. Legnagyobb kitétséggel továbbra is Bangladesben és Chilében kell számolni.

6.2.3.3 Az arzén dermális egészségkockázata

A bőrön át történő expozíció értékelésére azon települések lakosainak egészségkockázat számításához volt szükség, ahol a $10 \mu\text{g}/\text{l}$ arzén határérték hatályba lépését követően (vagyis az átmeneti mentességi időszak lejárta után) még ezt meghaladó koncentrációban volt jelen az arzén az ivóvízben, és ezért 2012-től az ivóvíz közvetlen fogyasztását a népegészségügyi hatóság megtiltotta. Az érintett településeken alternatív módon biztosították az ivóvizet (legtöbb helyen konténerbe telepített mobil arzéneltávolító technológia segítségével, amelyből a lakosság szabadon vételezhetett vizet, vagy palackos, tasakos vízzel), de egyéb háztartási célra továbbra is a csapvizet használták. Mint azt a 19. táblázatban bemutattuk, a második legjelentősebb expozíciós útvonal a fürdés, illetve a zuhanyozás, így fontos volt annak megállapítása, hogy a fogyasztás korlátozásával (amennyiben ennek a lakosság maradéktalanul eleget tesz), a bőrrel való érintkezés révén fennmaradó kockázat már elfogadható mértékű-e.

Mivel az érintett települések ivóvizének arzéntartalmában jelentős eltérés volt, a kockázatot sávosan számítottuk ki, felnőttekre és gyermekekre (20. és 21. táblázat).

Többlet daganatkockázat										
Arzén koncentráció (µg/l)	Min.	5%	Átlag	75%	90%	95%	99%	Max.	Szórás	Lakos szám
10-20	$1,56 \times 10^{-7}$	$2,18 \times 10^{-7}$	$2,93 \times 10^{-7}$	$3,26 \times 10^{-7}$	$3,57 \times 10^{-7}$	$3,73 \times 10^{-7}$	$4,04 \times 10^{-7}$	$4,44 \times 10^{-7}$	$4,74 \times 10^{-8}$	462 520
20-30	$3,01 \times 10^{-7}$	$3,92 \times 10^{-7}$	$4,89 \times 10^{-7}$	$5,31 \times 10^{-7}$	$5,65 \times 10^{-7}$	$5,84 \times 10^{-7}$	$6,18 \times 10^{-7}$	$6,58 \times 10^{-7}$	$5,82 \times 10^{-8}$	245 278
30-40	$4,54 \times 10^{-7}$	$5,63 \times 10^{-7}$	$6,84 \times 10^{-7}$	$7,34 \times 10^{-7}$	$7,75 \times 10^{-7}$	$7,98 \times 10^{-7}$	$8,35 \times 10^{-7}$	$8,79 \times 10^{-7}$	$7,04 \times 10^{-8}$	96 277
40-50	$5,84 \times 10^{-7}$	$7,32 \times 10^{-7}$	$8,80 \times 10^{-7}$	$9,43 \times 10^{-7}$	$9,90 \times 10^{-7}$	$1,02 \times 10^{-6}$	$1,06 \times 10^{-6}$	$1,10 \times 10^{-6}$	$8,56 \times 10^{-8}$	34 312
50-60	$7,35 \times 10^{-7}$	$8,99 \times 10^{-7}$	$1,08 \times 10^{-6}$	$1,15 \times 10^{-6}$	$1,20 \times 10^{-6}$	$1,23 \times 10^{-6}$	$1,27 \times 10^{-6}$	$1,33 \times 10^{-6}$	$1,00 \times 10^{-7}$	772
60-70	$8,78 \times 10^{-7}$	$1,06 \times 10^{-6}$	$1,27 \times 10^{-6}$	$1,36 \times 10^{-6}$	$1,42 \times 10^{-6}$	$1,45 \times 10^{-6}$	$1,50 \times 10^{-6}$	$1,55 \times 10^{-6}$	$1,17 \times 10^{-7}$	0
70-80	$1,04 \times 10^{-6}$	$1,23 \times 10^{-6}$	$1,47 \times 10^{-6}$	$1,57 \times 10^{-6}$	$1,63 \times 10^{-6}$	$1,66 \times 10^{-6}$	$1,71 \times 10^{-6}$	$1,78 \times 10^{-6}$	$1,34 \times 10^{-7}$	0
80-90	$1,19 \times 10^{-6}$	$1,40 \times 10^{-6}$	$1,66 \times 10^{-6}$	$1,78 \times 10^{-6}$	$1,84 \times 10^{-6}$	$1,88 \times 10^{-6}$	$1,93 \times 10^{-6}$	$1,99 \times 10^{-6}$	$1,47 \times 10^{-7}$	0
90-100	$1,36 \times 10^{-6}$	$1,56 \times 10^{-6}$	$1,86 \times 10^{-6}$	$1,99 \times 10^{-6}$	$2,06 \times 10^{-6}$	$2,10 \times 10^{-6}$	$2,15 \times 10^{-6}$	$2,21 \times 10^{-6}$	$1,63 \times 10^{-7}$	0
100-110	$1,50 \times 10^{-6}$	$1,73 \times 10^{-6}$	$2,06 \times 10^{-6}$	$2,20 \times 10^{-6}$	$2,28 \times 10^{-6}$	$2,32 \times 10^{-6}$	$2,37 \times 10^{-6}$	$2,44 \times 10^{-6}$	$1,79 \times 10^{-7}$	0
110-120	$1,62 \times 10^{-6}$	$1,89 \times 10^{-6}$	$2,25 \times 10^{-6}$	$2,40 \times 10^{-6}$	$2,49 \times 10^{-6}$	$2,54 \times 10^{-6}$	$2,60 \times 10^{-6}$	$2,67 \times 10^{-6}$	$1,97 \times 10^{-7}$	0
120-130	$1,76 \times 10^{-6}$	$2,06 \times 10^{-6}$	$2,45 \times 10^{-6}$	$2,61 \times 10^{-6}$	$2,71 \times 10^{-6}$	$2,75 \times 10^{-6}$	$2,81 \times 10^{-6}$	$2,89 \times 10^{-6}$	$2,13 \times 10^{-7}$	547

20. táblázat Fürdés/zuhanyzás és mosakodás során történő dermális expozícióból eredő felnőttekre számított daganatkockázati valószínűség, határértéket meghaladó arzén koncentrációk mellett.

A fürdésből/zuhanyzásból eredő dermális expozícióból adódó daganatkockázat felnőttekre $1,6 \times 10^{-7}$ és $2,9 \times 10^{-6}$ között van. Az átlagos kockázat $50 \mu\text{g/l}$ koncentráció felett haladja meg a társadalmilag elfogadható szintet, azonban ebbe a tartományba 2012-ben mindössze három település(rész) 1319 lakosa tartozott. Gyermekekre $1,3 \times 10^{-7}$ és $3,8 \times 10^{-6}$ érték közötti daganatkockázati valószínűség számítható, az átlagos kockázat gyermekek esetén is $50 \mu\text{g/l}$ koncentrációnál éri el a 10^{-6} szintet (érintettek becsült száma 69 fő volt). 2016-ban már nem volt olyan település, ahol $50 \mu\text{g/l}$ felett lett volna az arzén koncentrációja.

Bár az arzén tekintetében a daganatkockázat szakirodalmi adatok szerint jelentősebb a nem karcinogén kockázatnál, meghatároztuk a potenciális szervkárosodást jellemző egészségkockázati hányadost is. Ez azonban a legmagasabb vizsgált tartományban (120-130 $\mu\text{g/l}$) is egy vagy több nagyságrenddel alatta maradt az elfogadható szintnek (vagyis a kockázati index kisebb mint 1,0); felnőttekre a maximális érték 0,0385, gyermekekre 0,111 volt. (Az adatok részletes bemutatásától eltekintünk.)

Többlet daganatkockázat										
Arzén koncentráció (µg/l)	Min.	5%	Átlag	75%	90%	95%	99%	Max.	Szórás	0-6 éves gyermekek száma
10-20	$1,31 \times 10^{-7}$	$1,92 \times 10^{-7}$	$2,88 \times 10^{-7}$	$3,29 \times 10^{-7}$	$3,74 \times 10^{-7}$	$4,00 \times 10^{-7}$	$4,49 \times 10^{-7}$	$5,68 \times 10^{-7}$	$6,37 \times 10^{-7}$	26 741
20-30	$2,54 \times 10^{-7}$	$3,37 \times 10^{-7}$	$4,79 \times 10^{-7}$	$5,41 \times 10^{-7}$	$6,02 \times 10^{-7}$	$6,40 \times 10^{-7}$	$7,11 \times 10^{-7}$	$8,62 \times 10^{-7}$	$9,25 \times 10^{-8}$	14 181
30-40	$3,76 \times 10^{-7}$	$4,80 \times 10^{-7}$	$6,71 \times 10^{-7}$	$7,52 \times 10^{-7}$	$8,34 \times 10^{-7}$	$8,80 \times 10^{-7}$	$9,78 \times 10^{-7}$	$1,16 \times 10^{-6}$	$1,23 \times 10^{-7}$	5 566
40-50	$5,03 \times 10^{-7}$	$6,16 \times 10^{-7}$	$8,64 \times 10^{-7}$	$9,68 \times 10^{-7}$	$1,07 \times 10^{-6}$	$1,13 \times 10^{-6}$	$1,24 \times 10^{-6}$	$1,40 \times 10^{-6}$	$1,55 \times 10^{-7}$	1 984
50-60	$6,31 \times 10^{-7}$	$7,56 \times 10^{-7}$	$1,06 \times 10^{-6}$	$1,18 \times 10^{-6}$	$1,30 \times 10^{-6}$	$1,38 \times 10^{-6}$	$1,53 \times 10^{-6}$	$1,73 \times 10^{-6}$	$1,89 \times 10^{-7}$	45
60-70	$7,50 \times 10^{-7}$	$8,96 \times 10^{-7}$	$1,25 \times 10^{-6}$	$1,40 \times 10^{-6}$	$1,54 \times 10^{-6}$	$1,62 \times 10^{-6}$	$1,78 \times 10^{-6}$	$2,01 \times 10^{-6}$	$2,19 \times 10^{-7}$	0
70-80	$8,74 \times 10^{-7}$	$1,03 \times 10^{-6}$	$1,43 \times 10^{-6}$	$1,61 \times 10^{-6}$	$1,77 \times 10^{-6}$	$1,88 \times 10^{-6}$	$2,04 \times 10^{-6}$	$2,37 \times 10^{-6}$	$2,54 \times 10^{-7}$	0
80-90	$9,98 \times 10^{-7}$	$1,18 \times 10^{-6}$	$1,63 \times 10^{-6}$	$1,83 \times 10^{-6}$	$2,01 \times 10^{-6}$	$2,12 \times 10^{-6}$	$2,31 \times 10^{-6}$	$2,61 \times 10^{-6}$	$2,84 \times 10^{-7}$	0
90-100	$1,12 \times 10^{-6}$	$1,32 \times 10^{-6}$	$1,83 \times 10^{-6}$	$2,04 \times 10^{-6}$	$2,26 \times 10^{-6}$	$2,38 \times 10^{-6}$	$2,60 \times 10^{-6}$	$2,97 \times 10^{-6}$	$3,21 \times 10^{-7}$	0
100-110	$1,25 \times 10^{-6}$	$1,46 \times 10^{-6}$	$2,01 \times 10^{-6}$	$2,26 \times 10^{-6}$	$2,48 \times 10^{-6}$	$2,61 \times 10^{-6}$	$2,87 \times 10^{-6}$	$3,21 \times 10^{-6}$	$3,50 \times 10^{-7}$	0
110-120	$1,36 \times 10^{-6}$	$1,59 \times 10^{-6}$	$2,21 \times 10^{-6}$	$2,47 \times 10^{-6}$	$2,72 \times 10^{-6}$	$2,87 \times 10^{-6}$	$3,13 \times 10^{-6}$	$3,52 \times 10^{-6}$	$3,83 \times 10^{-7}$	0
120-130	$1,49 \times 10^{-6}$	$1,73 \times 10^{-6}$	$2,41 \times 10^{-6}$	$2,70 \times 10^{-6}$	$2,96 \times 10^{-6}$	$3,13 \times 10^{-6}$	$3,43 \times 10^{-6}$	$3,84 \times 10^{-6}$	$4,23 \times 10^{-7}$	24

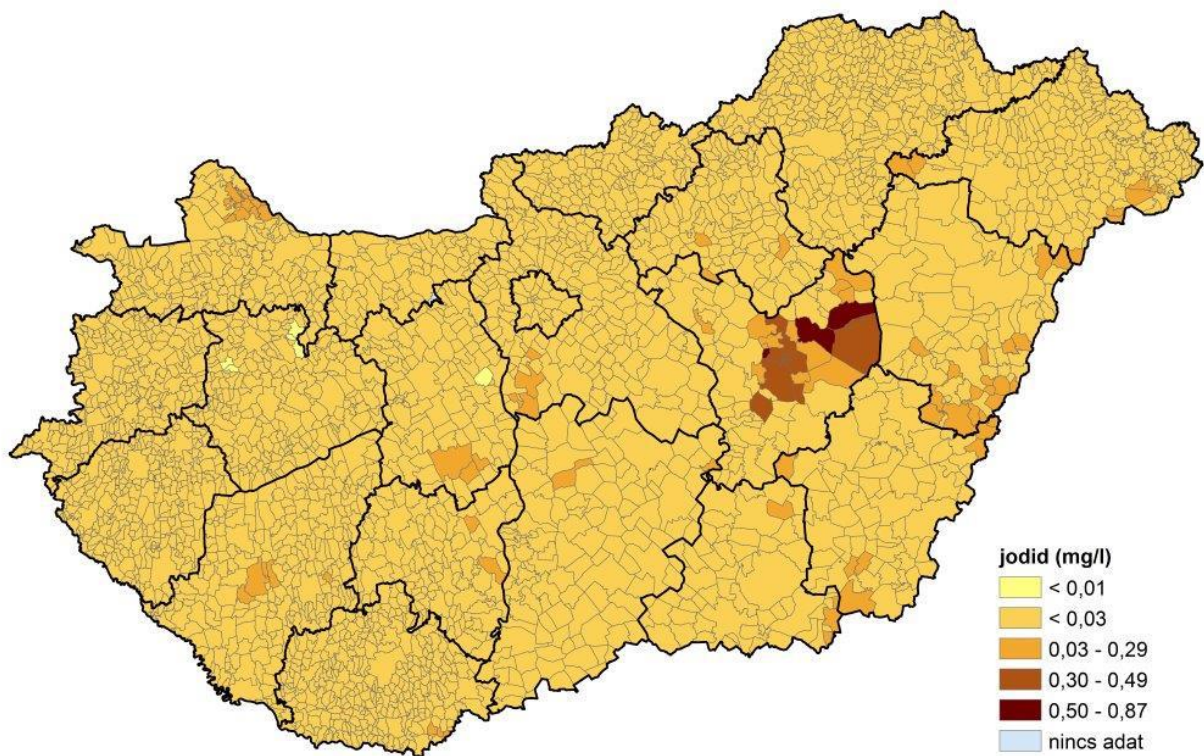
21. táblázat Fürdés/zuhanyzás és mosakodás során történő dermális expozícióból eredő gyermekekre számított daganatkockázati valószínűség, határértéket meghaladó arzén koncentrációk mellett.

Figyelembe véve az érintett lakosságot, valamint a rövid expozíciós időt (az Ivóvízminőség-javító Program előrehaladása miatt a legtöbb településen 4-6 éven belül lecsökkent az ivóvíz arzéntartalma), az egészségkockázat nem indokolta szigorúbb ivóvíz korlátozás (pl. a használat teljes körű tilalma) bevezetését.

6.2.3.4 Az ivóvíz jodid tartalmának egészséghatása

Az országos felmérés során 1398 vízellátórendszer 1587 településén vettek mintát, a hálózati vízből és a nyersvízből (n=2918). Mivel a jodid koncentráció jellemzően az ivóvízhálózatban nem változik, egy adott vízellátórendszeren belül állandónak tekintettük. Így az eredményeket 3438 településre és önálló vízellátású településrészeire származtattuk, vagyis a felmérés teljes országos lefedettségűnek tekinthető. Az egyedi vízellátórendszereket a jelen értékelés során nem vettük figyelembe.

A vizsgált települések közül 3333 településen (97%) kimutatási határ (30 µg/l) alatt volt a jodid koncentrációja a hálózati vízben. A legnagyobb mért érték 1200 µg/l volt (Törökszentmiklós-Surján településrészen). Az ivóvíz magasabb jodid tartalma elsősorban Jász-Nagykun-Szolnok megyében volt jellemző (23. ábra).



23. ábra A hálózati ivóvíz jodidkoncentrációja a hazai településeken a 2016 évi OKI jodid-felmérés eredményei alapján (OKI, 2016).

Két liter napi ivóvízfogyasztást feltételezve 80 µg/l jodid koncentráció esetén már az ivóvíz önmagában is fedezi az ajánlott napi bevittelt felnőttek számára (150 µg/nap). A maximális tolerálható bevittelt (1100 µg/nap) 600 µg/l felett haladja meg. Ezeket a tartományokat megvizsgálva, Magyarországon 64 (1,9%) településen van kimutatható, de az ajánlott bevittelt el nem érő jodid tartalom az ivóvízben, 37 településen (1,1%) az ajánlott bevittelt és a maximális közötti, és 4 Jász-Nagykun-Szolnok megyei településen, illetve településrészen haladja meg a maximális napi bevittelt értéket (Törökszentmiklós-Surány, Törökszentmiklós-Szakállás, Kunmadaras, Csataszög).

Ha nem 2 l, hanem a valós bevittelt jobban jellemző 0,8-1,1 l/nap ivóvízfogyasztással számolunk, akkor 140-190 µg/l koncentráció kell ahhoz, hogy az ivóvíz fedezze a teljes szükséges jódbevittelt, és 1375 µg/l koncentrációnál lesz nagyobb a javasolt mennyiségnél. Így az optimális kategóriába 32 település sorolható, túlzott bevittelt egyetlen településen sem jellemző. Hangsúlyozandó, hogy az ivóvíz korántsem szükségszerűen a legjelentősebb jód bevittelt forrás,

Magyarországon a települések nagyobb részén jellemző jódihiány miatt a dietetikusok jódozott só fogyasztását javasolják.

A gyermekek eltérő tápanyagszükségletéből és ivóvízfogyasztásából adódó esetleges eltéréseket külön értékeltük (22. táblázat)

	RDI (µg/nap)	TDI (µg/nap)	Ivóvíz- fogyasztás (ml/nap)	30 µg/l ivóvíz koncentrációhoz tartozó bevitel		80 µg/l ivóvíz koncentrációhoz tartozó bevitel		600 µg/l ivóvíz koncentrációhoz tartozó bevitel		1200 µg/l ivóvíz koncentrációhoz tartozó bevitel	
				µg	RDI %	µg	RDI %	µg	TDI %	µg	TDI %
1-6 hó	90	750*	280	8	9	22	25	168	22,4*	336	44,8*
7-12 hó	90	1100*	412	12	14	33	37	247	22,4*	494	44,9*
1-6 év	90	300	366	11	12	29	33	220	73	439	146
6-12 év	120	600	524	16	13	42	35	314	52	628	105
12-18 év	150	900	677	20	14	54	36	406	45	812	90
Felnőtt	150	1100	2000	60	40	160	107	1200	109	2400	218
Terhesség szoptatás	250	1100	2000	60	24	160	64	1200	109	2400	218

22. táblázat A gyermekek és felnőttek ivóvíz eredetű jodid bevétele a javasolt napi bevitelhez (RDI), és a maximális elfogadható bevitelhez (TDI) viszonyítva.

*Nem kellően alátámasztott érték, nincs konszenzus a szakmai szervezetek között.

A gyermekek jodid szüksége magasabb, ezért az ivóvíz még kisebb mértékben járul érdemben a jódi ellátottsághoz. Gyermekek esetén az 1-6 éves korosztály kivételével a legmagasabb mért koncentráció sem haladta meg jelentősen a tolerálható beviteli tartományt.

6.3 Új kockázatok elemzésének lehetőségei – nanoanyagok kockázata

A nanoanyagok kvantitatív kockázatértékelése a hagyományos módszerekkel nem végezhető el. A kémiai kockázatszámításban használatos számítógépes modellek nem alkalmazhatóak a nanoanyagok szempontjából fontos paraméterek hiánya miatt. Ugyanis a nanoanyagok kockázata nem csak az expozíciónak és a biológiai (dózis-)válasznak, hanem egyúttal az anyag nano-relevanciájának függvénye. A nanotulajdonságok (többek között a fajlagos felület, a redox-katalitikus aktivitás, az aggregációs hajlam, a stabilitás) és a nanotermék életciklusa (pl. a nanorészecskék emissziója a termékből a felhasználás során) alapvetően meghatározza a potenciális kockázatot. Mindemellett a kockázatértékeléshez szükséges alapadatok is hiányosak, a nanoanyagok (elemi anyagtól eltérő) kémia és fizikai paraméterei csak korlátozottan állnak rendelkezésre. Környezeti hatásvizsgálat illetve egészséghatás becslés mindössze néhány anyagra készült. Mivel nanoméretű formában szinte minden anyag előállítható, és a pontos méret akár a nanoskálán belül is eltérő tulajdonságokat mutat, valószínűleg sohasem lesz lehetőség minden anyag minden előállított méretének elemzésére. Az ebből adódó igen nagy hiányzó vizsgálati szám miatt célszerű azon tulajdonságok nevesítése, amelyek a nagyszemcsés mérettől eltérő biológiai hatáshoz vezethetnek és emiatt az adott anyag értékelése nanoreleváns tulajdonságai miatt lényeges.

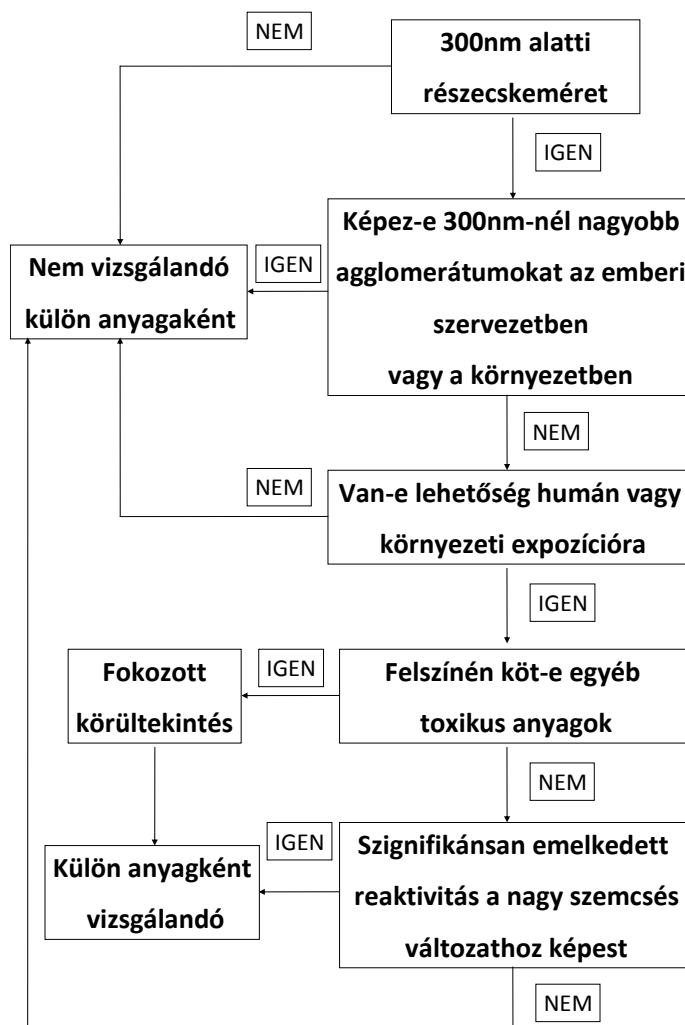
Nagypontosságú kockázatértékeléshez használható modell híján a nanoanyagokra egy olyan szemikvantitatív modellt készítettünk, amely a nanoanyagok fent említett sajátosságát adó tulajdonságok figyelembevételével határozza meg, hogy szükséges-e az adott anyag célzott vizsgálata. A modell segítségével azonosítható a nanoanyagoknak azon köre, amelynek egészségkockázatot jelenthetnek. Az értékelési modellt a 24. ábra mutatja.

A modellben a nanoanyag alábbi speciális tulajdonságait vettük figyelembe:

- szemcseméret (küszöbérték 300 nm)
- aggregálódási képesség
- expozíció lehetősége
- toxikus anyagok megkötése
- jelentős reaktivitás

A modell tesztelésére a vizsgálatainkhoz a vas nanoszemcséket választottuk, mivel ivóvízminőség szempontjából közvetlen relevanciája van. A széles körben alkalmazott hagyományos arzénmentesítési technológiákkal (adszorpció, ioncserélő gyanták, reverz

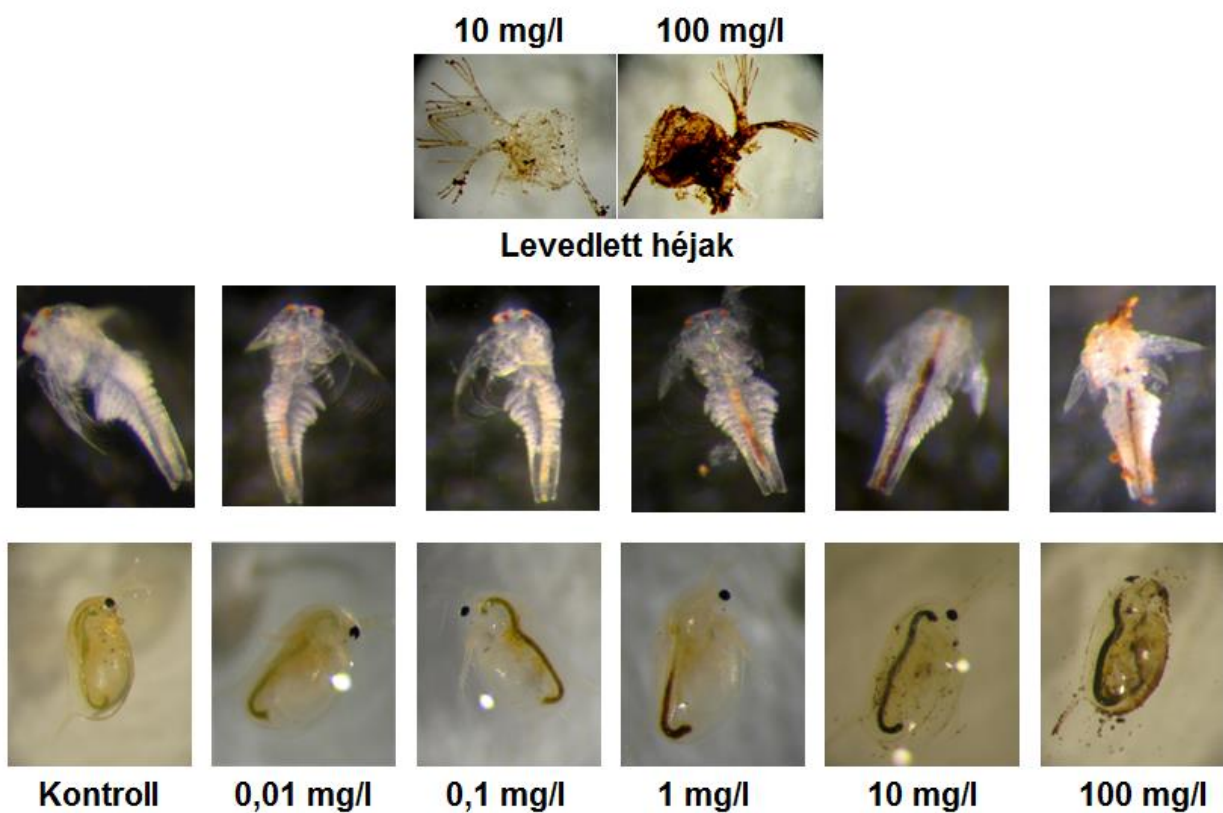
ozmózis, membrántechnológiák) gyakran nehéz megfelelő eredményt elérni, mivel a vizekben jelen levő arsenát- és arsenit-ionok közül az arsenit eltávolítása nem lehetséges teljes mértékben. Ígéretes módszernek látszik/tartják a nanovassal történő arzénmegkötést, ami az V-ös és a III-as vegyértékű arzén eltávolítására egyaránt hatékonyan használható. Ez a módszer kombinálja a korszerű nanotechnológiát és a membrántechnológiát. Nulla vegyértékű nanovasnak (nanoscale zero-valent iron) erős az oxidációs hajlama és oxidáció közben a reakciópartner redukálja és az aggregálódott szemcséket, amik néhány mikrométeresek is lehetnek, könnyű eltávolítani a vízből. A nanovas az arzénionok redukálása mellett alkalmas a halogénezett szénhidrogén-vegyületek megkötésére, illetve környezetre ártalmatlan vegyületekké alakítására is.



24. ábra Szemikvantitatív modell nanoanyagok kockázatértékeléshez

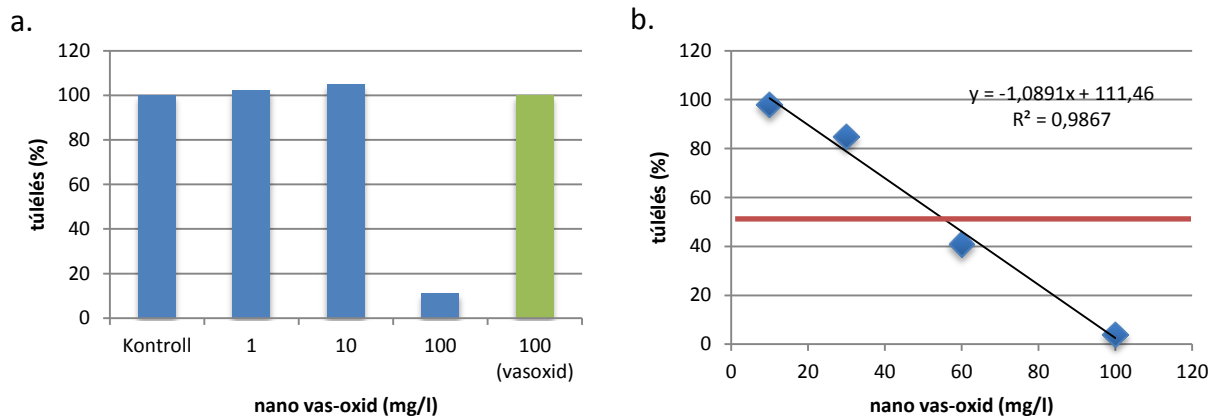
A nanovas tulajdonságait a Szegedi Tudományegyetem kutatócsoportja részletesen vizsgálta (Rónavári, 2017). A vas(II,III)-oxid nano-tulajdonságait a modell szerint értékelve indokoltnak bizonyult az ökotoxikológiai tesztek elvégzése. A további, kvantitatív kockázatértékelés megalapozásához az ökotoxikológiai vizsgálatot 29 nm-es átlagos szemcseméretű (25-40 nm) vas nanoszemcsékkel végeztünk.

Akut *Daphnia* tesztben a koncentráció növekedésével fokozottabb vedlés és korlátozottabb mozgás volt megfigyelhető. Fénymikroszkóposan vas-oxid lerakódás látszott a béltraktusban (25. ábra).



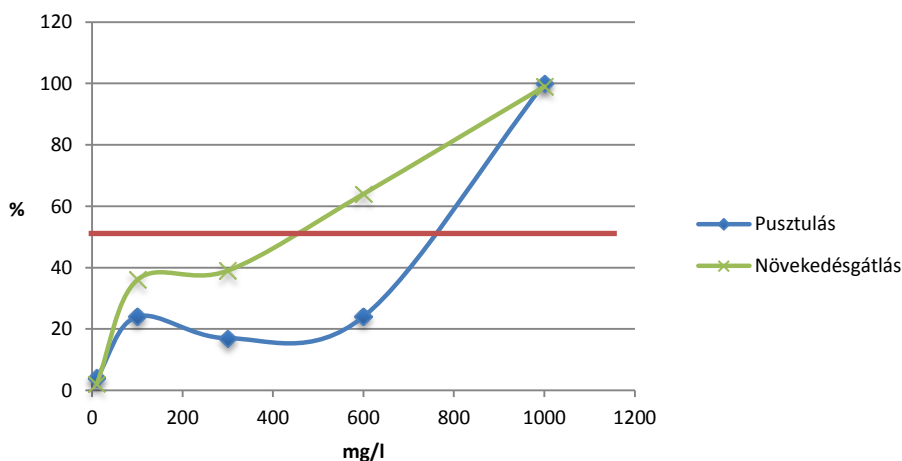
25. ábra Nano vas(II,III)-oxid (szemcseméret: átlagosan 29 nm) hatása *Daphnia magna* testszervezetre akut tesztben, 48 órás expozíciót követően, fénymikroszkópos felvételen (30x nagyítás).

Krónikus *Daphnia* tesztben az elővizsgálatok során 1, 10 és 100 mg/l nano vas(II,III)-oxid koncentrációt vizsgáltunk. A legmagasabb koncentrációnál volt kimutatható szignifikáns toxikus hatás, közel 90%-os szaporodás csökkenést figyeltünk meg, emellett az anyaállatok pusztulását (26a. ábra), és az utódok méret csökkenését. Ugyanilyen koncentrációjú, nem nanoformájú vas-oxid nem okozott észlelhető eltérést, ami megerősíti, hogy a nanoforma biológiai hatása nem egyezik az eredeti anyagével. A nano vas(II,III)-oxid *Daphnia* szaporodásra gyakorolt hatásának EC₅₀ értéke a krónikus teszt alapján 56,4 mg/l (26b. ábra).



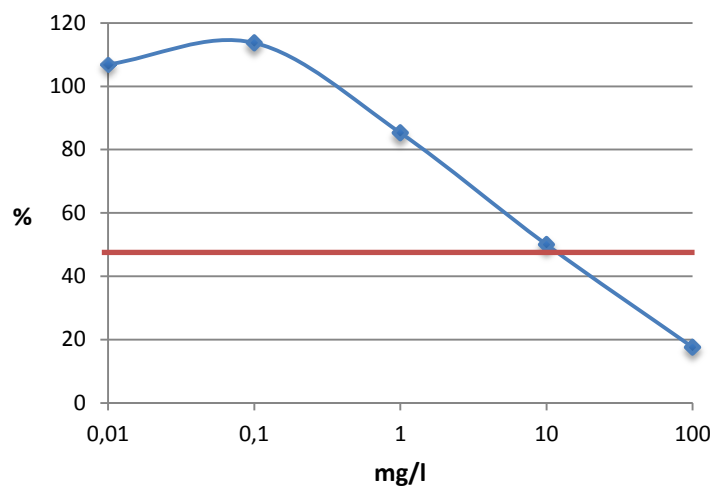
26. ábra Nano vas(II,III)-oxid hatása (átlagos szemcseméret: 29 nm) a *Daphnia magna* szaporodására krónikus tesztben: a. 1-100 mg/l koncentráció-tartományban (előkísérlet), b. 10-100 mg/l koncentrációban. A piros vonal az EC₅₀-hez tartozó értéket jelöli.

Ostracod szubkrónikus tesztben kisebb érzékenységet tapasztaltunk. A 10-1000 mg/l tartományban a legmagasabb értékhez 100%-os növekedésgátlás, illetve pusztulás kapcsolódott (27. ábra). A tesztszervezetek felének pusztulását okozó koncentráció (LC₅₀) értéke 800 mg/l, míg a növekedésgátláshoz tartozó 50%-os hatásosság (EC₅₀) értéke 500 mg/l volt.



27. ábra Nano vas(II,III)-oxid (átlagos szemcseméret: 29 nm) hatása Ostracod krónikus tesztben a 10-1000 mg/l koncentráció-tartományban két végpontra (pusztulás, növekedésgátlás). A piros vonal az EC₅₀-hez tartozó értéket jelöli.

A legérzékenyebbek a vizsgált szervezetek közül az algafajok bizonyultak. A *Navicula pelliculosa* kovaalga esetén az EC₅₀ értéke 10 mg/l (28. ábra), az *Anabaena* sp. cianobaktériumra 15 mg/l, a *Pseudokirchneriella subcapitata* zöldalgára 34 mg/l volt.



28. ábra Nano vas(II,III)-oxid (átlagos szemcseméret: 29 nm) hatása *Navicula pelliculosa* tesztben 0,01-100 mg/l koncentráció-tartományban. A piros vonal az EC₅₀-hez tartozó értéket jelöli.

Ugyanakkor az azonos méretű, azonos koncentrációjú titán-oxid nanoszemcsék vizsgálata során nem tapasztaltunk gátló hatást egyik algafaj esetén sem. Az eltérés mögött feltételezhetően a különböző kristályszerkezet áll.

7 Megbeszélés és következtetések

7.1 Megbeszélés

7.1.1 Az ivóvíz egészséghatásának értékelése

Az ivóvíz egészségkockázata szempontjából mai napig a fertőzés veszélyét tekintik elsődlegesnek. A WHO Ivóvíz útmutatója a legelső oldalakon, külön kiemeléssel hangsúlyozza: „The potential health consequences of microbial contamination are such that its control must always be of paramount importance and must never be compromised.” (WHO, 2011). Vagyis a mikrobiológiai szennyezés megelőzése – a lehetséges egészséghatás miatt – elsődleges fontosságú, és soha nem sérülhet. Bár a vízzel terjedő fertőzésekből adódó betegségteher világszinten nem kérdőjelezhető meg, a fejlett országokban a megelőzés nem támaszkodhat kizárólag – sőt még elsődlegesen sem – a fertőtlenítésre.

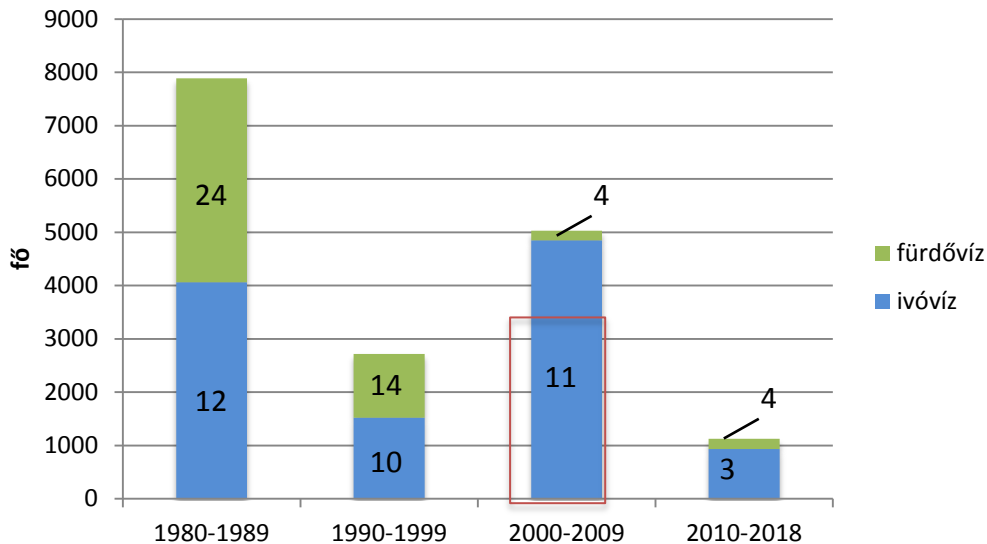
Európai uniós viszonylatban Magyarország az ivóvíz mikrobiológiai minősége tekintetében a középmezőnyben található (23. táblázat, ETC/ITM, 2015).

Ország	Telepszám 22°C	Megfelelő minták aránya (%)		
		<i>E.coli</i>	<i>Enterococcus</i>	Coliform
Ausztria	99,03	99,91	99,96	99,39
Cseh Köztársaság	98,97	99,91	99,98	99,40
Dánia	99	99	100	99
Észtország	96	100	100	100
Finnország	99,3	100	100	99,6
Franciaország	100	99,82	99,84	99,15
Görögország	100	100	100	99
Lengyelország	100	100	100	100
Lettország	98,8	100	100	100
Litvánia	100	100	100	100
Luxemburg	98,5	99,44	100	98,7
Magyarország	98	100	99	98
Málta	100	100	100	100
Olaszország	99	99	99	98
Portugália	99	100	100	99
Románia	96,45	99,72	99,60	84,54
Szlovákia	99	100	99	99
Szlovénia	97,02	99,31	98,58	94,81

23. táblázat A nagy (>5000 főt ellátó) vízellátórendszerek mikrobiológiai megfelelése (megfelelő minták %-ában) az EU tagállamok 2013 évi országjelentése szerint. Az adatok a jelentő által megadott formában szerepelnek.

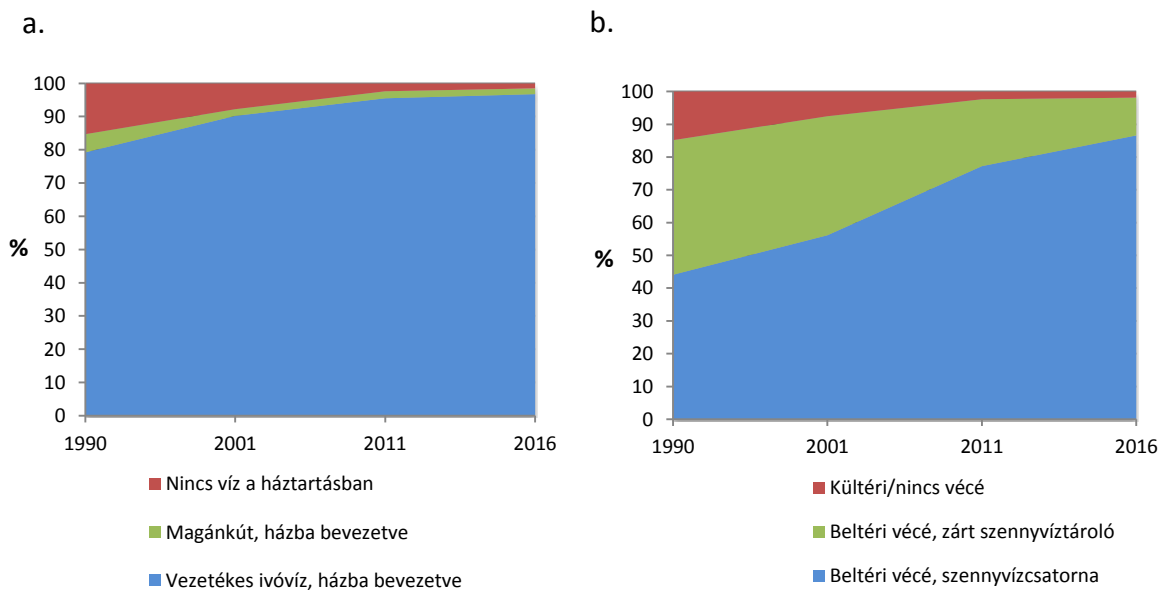
Forrás: <http://cdr.eionet.europa.eu/>, közli: Magyar Egészségügyi Rendszer Értékelése, 2013-15.

A kedvező eredmény összhangban van a vízzel terjedő megbetegedések alacsony számával: 1980 és 2000 között jelentős csökkenés volt megfigyelhető, amely tovább folytatódott volna 2010-ig, ha a miskolci járvány meg nem háromszorozza az esetszámot (29. ábra).



29. ábra Vízzel terjedő megbetegedések esetszáma Magyarországon, 1980-2017 (2018.01.01. állapot szerint). A számok a járványok számát, a piros keret a 2006 évi miskolci járványhoz tartozó esetszámot jelöli. Forrás: OKI Klinikai és Járványügyi Mikrobiológiai Igazgatóság.

Ez a tendencia jól korrelál az ivóvízellátás és a szennyvízelvezetés fejlődésével az elmúlt évtizedekben (30. ábra). Köszönhető egyben annak, hogy Magyarország ivóvizének mintegy fele védett felszín alatti forrásokból származik.



30. ábra Az ivóvízellátás (a) és szennyvízelvezetés (b) infrastruktúrájának fejlődése, 1990-2016. Az adatok forrása: KSH, 2017.

Ugyanakkor a sérülékeny vízbázisok kitettsége (többek közt a klímaváltozással összefüggésben) folyamatosan nő (Heinrich és mtsai, 2017; Hrdinka és mtsai, 2012). A hazai ivóvízellátás felét adó parti szűrésű rendszerekben az extrém vízállás jelenti az elsődleges kockázatot, mind az árvíz, mind a nagyon alacsony vízállás ronthatja a kavicságy szűrőkapacitását (Ascott és mtsai, 2016; Sprenger és mtsai, 2011).

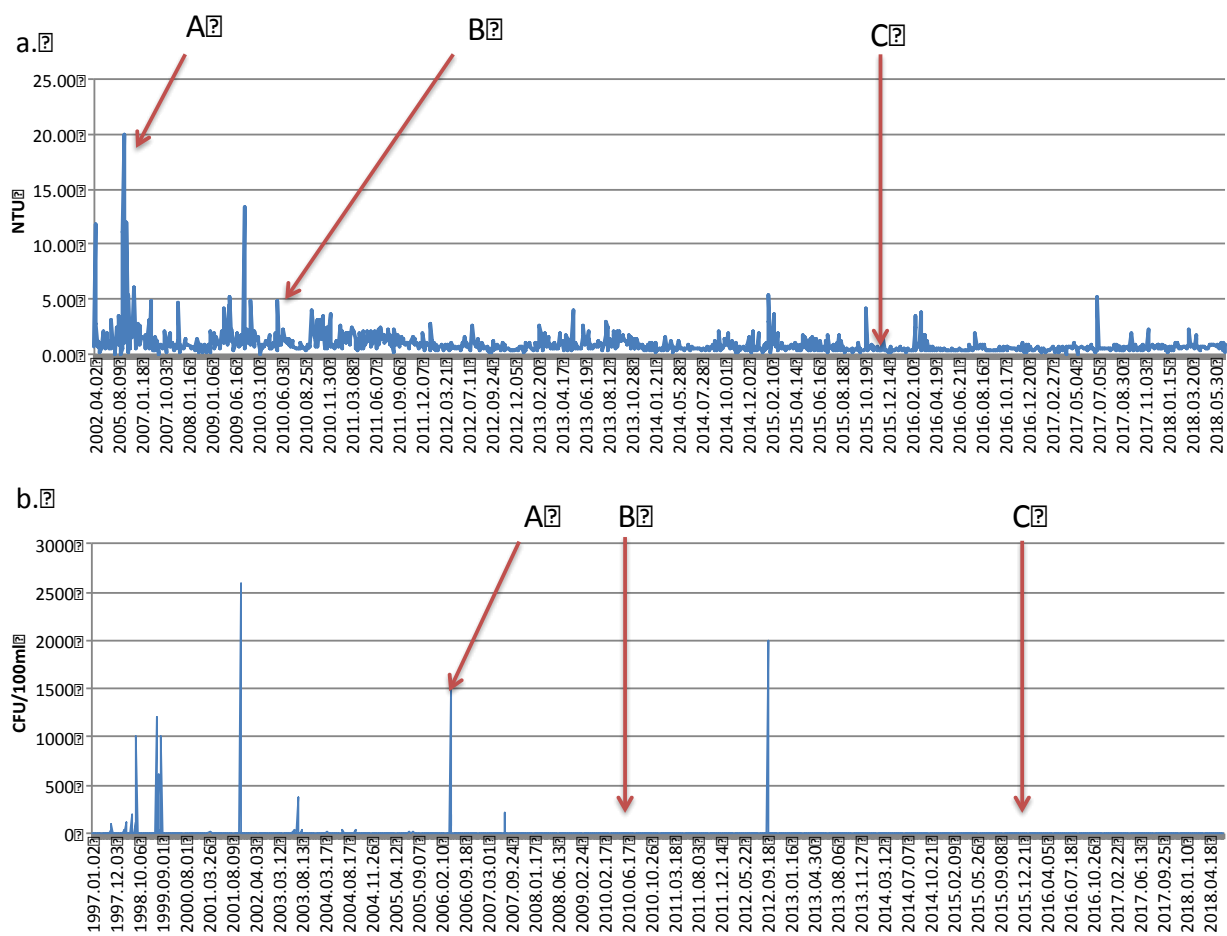
Az ivóvízjárványok hátterében – az áradások mellett – leggyakrabban a heves esőzések állnak (Cann és mtsai, 2013). A felszíni vizek, a felszín közeli – különösen a karszt – ivóvízbázisok egyaránt ki vannak téve a nagy mennyiségű, hirtelen lezúduló csapadék által bemosott szennyezéseknek. A 2006-os miskolci ivóvízjárvány, mint bemutatott esettanulmány jól példázza az extrém időjárási események hatását a sérülékeny vízbázisokra, de emellett több fontos tanulsággal jár a hazai ivóvízbiztonság szempontjából.

A járványhoz vezető körülmények kivizsgálása során a helyszíni bejárás és a hidrogeológiai elemzés kimutatta, hogy a nagymennyiségű csapadék azért okozott ilyen mértékű szennyezést, mert a vízbázis védőterületén illegális hulladéklerakó üzemelt. Az ivóvízbiztonság kockázatalapú megközelítésének kiemelkedően fontos része a vízbázissal összefüggő veszélyek azonosítása, amely sok esetben igen egyszerű eszközökkel, akár csak a védőterületen végzett tevékenységek megfigyelésével megvalósítható.

A járványhoz kapcsolódó tapasztalatok alátámasztják emellett a korai jelzőrendszerek jelentőségét. 2006-ban a zavarosság emelkedése már napokkal a mikrobiológiai eredmények előtt jelezte a vízminőségromlást. Az elmúlt évtizedek világszerte legnagyobb, a 400 ezer megbetegedést okozó 1993-as Milwaukee-i ivóvízjárványban ugyancsak a zavarosság alapján sikerült lehatárolni az érintett területet (MacKenzie, 1994). A két járvány között a mért értékekben igen jelentős a különbség, Miskolcon az érintett időszakban 9-10 NTU-t mértek, sőt 20 NTU-t elérő kiugrás is volt (31a. ábra), míg Milwaukee-ban 1,4 NTU már szennyezettséget jelzett. A különbség az ivóvízellátó rendszerek sajátosságaiból adódik. A Tapolcai Új kútnál kizárólag fertőtlenítést alkalmaztak, vagyis a mért zavarosság értékek a nyersvíz minőségváltozását jelezték, míg Milwaukee-ban komplex, kicsapatást (flokkulációt) és szűrést is tartalmazó vízkezelő technológia üzemelt, amelynek a kórokozókat (a megbetegedésekért felelős *Cryptosporidiumot*) és a zavarosságot okozó lebegőanyagot egyaránt el kellett volna távolítani. Így ez esetben a zavarosság a technológia hibáját jelezte.

Miskolcon az ivóvíz szolgáltató – a járványra reagálva – a népegészségügyi hatósággal együttműködve egy zavarosságra alapozott riasztási rendszert vezetett be (Dura és mtsai,

2010a). Egy hasonló mértékű, ugyancsak heves esőzést követő zavarosság “kiugrás” alkalmával 2010-ben a Tapolcai Új kút vizében a járvány idején észlelttel nagyságrendileg megegyező mértékű norovírus szennyezettséget mutattak ki az OKI munkatársai, de mivel ezúttal a kút a zavarosság emelkedésekor azonnal kizárták a víztermelésből, a szennyezést ezúttal nem követték megbetegedések (Kern, 2014). A 31. ábrán bemutatott coliform adatok is mutatják, hogy míg 2006-ban a zavarosság emelkedéssel párhuzamosan az indikátor baktériumok a hálózati vízben is megjelentek, 2010-ben mikrobiológiai vízminőség romlás – a kút kizárása miatt – nem volt. A járványt követő közel 10 évben csak erre a jelzőrendszerre támaszkodhatott a prevenció, de 2015-ben a probléma végleges megoldására ultraszűrő technológia került kiépítésre. Azóta a hálózati ivóvízben coliform szervezet nem volt kimutatható (31b. ábra), azonban eseti zavarosság kiugrások azóta is tapasztalhatóak, bár a háttérérték jelentősen csökkent (31a. ábra).



31. ábra Miskolc ivóvízvizsgálati adatai zavarosság (a) és coliform (b) paraméterre, 1997-2018 között. A: 2006. júniusi ivóvízjárvány, B: 2010 júniusi zavarosság emelkedés, C: ultraszűrő beüzemelése.

A miskolcihoz hasonló tapasztalatokra alapozva (de Roos és mtsai, 2017) az Ivóvíz Irányelv (98/83/EK) 2018. évi felülvizsgálata során az Európai Bizottság a zavarosságot javasolta felvenni a mikrobiológiai szennyezést jelző paraméterek közé (EC, 2018). Bár a koncepció a bemutatott esettanulmány alapján is támogatható, egységesen érvényes határérték (az EC javaslat szerint 0,1 NTU) nem alkalmazható általánosan (pl. kezeletlen, de mikrobiológiai szempontból kiváló minőségű védett rétegvizek esetén).

A mennyiségi mikrobiológiai kockázatértékelés – azon kórokozók esetén, ahol rendelkezésre áll megbízható dózis-hatás összefüggés – a megbetegedés valószínűségének számszerű értékelésére is alkalmas. A számításokhoz használt norovírus modell alapján számított várható esetszám jó egyezést mutatott a miskolci járvány valós esetszámával (ld. 6.1.1.3. fejezet). A különböző megelőző intézkedések hatásának mennyiségi értékelése alátámasztotta azt a tapasztalatot, hogy bár az emelt klórszint hatására a fekális indikátorok már nem voltak kimutathatóak az ivóvízben, az új fertőzések száma nem csökkent nullára. Ugyancsak megerősítette – korábbi tapasztalatokkal összhangban – hogy a forralási utasítás csak korlátozott hatású eszköze a fertőzések megelőzésnek. A 2015-ben beüzemelt ultraszűrő technológia (amely közel 20 000 m² felületen szűri át a nyersvizet, és 0,02 µm méret, illetve 100 kDa molekulatömeg alatt minden szennyezőt eltávolít) üzemszerű működés esetén akár 6 nagyságrenddel képes csökkenteni a nyersvízben esetlegesen megjelenő kórokozók számát, és ezáltal a fertőzés kockázata a miskolci ivóvízellátó rendszerben a korábbiakhoz hasonló szennyezési események esetén is jóval alacsonyabb lesz a társadalmilag elfogadható szintnél. Ugyanakkor a zavarosság ingadozása jól mutatja, hogy megfelelő kontrollok nélkül a leghatékonyabb technológia sem garantálja az ivóvízbiztonságot.

A víz eredetű kórokozók közül célzott kimutatás ivó- illetve melegvíz hálózatból jelenleg csak *Legionella* sp. esetén történik, a fokozott kockázatot jelentő létesítményekben (egészségügyi intézmények, szálláshelyek – 49/2015. (XI. 4.) EMMI rendelet). Ez egyben a WHO adatai szerint a fejlett országokban a legnagyobb betegségterhet jelentő víz eredetű patogén (Ashbolt, 2015). *Legionella* előfordulására vonatkozóan vannak az OKI-nak korábbi vizsgálati eredményei (Barna, 2016a,b), amely szerint a hazai épületek mintegy 40%-ában kimutatható *Legionella* jelenléte és a használati melegvíz minták 30%-ában a csíraszám meghaladja az empirikusan közegészségügyi kockázatnak minősített 1000 TKE/l küszöbértéket.

Ugyanakkor a számszerűsített kockázatbecslés ez esetben is nehézségekbe ütközik. Bár a környezeti előfordulás viszonylag jól jellemzett, az expozícióbecslés megbízhatóságát

korlátozza, hogy a fertőzés a szennyezett vízből képződő aeroszol egyes frakcióinak (<5 µm) belégzése okozza, ami nehezen kvantifikálható (Bentham and Whiley, 2018). Emellett a dózis-hatás összefüggésre vonatkozó becslés is kevésbé megbízható. Az elérhető QMRA modellek exponenciális összefüggéssel számolnak ($r=5,99 \times 10^{-2}$), az így adódó fertőző dózis 1,16 telepképző egység, amely egy tengerimalac modellen végzett belégzési kísérleten alapul (Muller, 1983). Bár a hazai esetszám (3-5/1 millió lakos) az európai országokkal összevetve bizonyosan aluljelentett, a környezeti előfordulás alapján számított érték vélhetően jelentősen felülbecsli a tényleges megbetegedések számát. Ennek hátterében a különböző *Legionella* törzsek nagyon eltérő virulenciája, és az ugyancsak változatos egyéni érzékenység állhat. A hazai tapasztalatok is az mutatják, hogy az egyes járványok esetén jelentős számú (több 10-100) ember exponálódik, és közülük csak 1-2-nél jelennek meg klinikai tünetek (Magyarországon nagyobb felismert járvány még nem volt) (Barna, 2016).

Néhány országban (pl. Hollandia, Ausztrália) a QMRA már az ivóvízellátó rendszerek kockázatértékelésének jogszabályban előírt részét képezi (Bichai és Smeets, 2013). Hollandiában például valamennyi vízműnek évente kell validálnia a vízkezelő technológia megfelelő hatékonyságát (Schijven és mtsai, 2011). Bár Magyarország Európában elsőként volt a kockázatalapú módszerek (ivóvízbiztonsági tervezés) bevezetésében, a jelenleg alkalmazott módszerek inkább szemikvantitatívak, a különböző technológia lépésekhez kockázati kategóriákat rendelnek (OKI, 2013). Bár a különböző kockázatok prioritizálásához ez is elegendő, a mennyiségi értékelés tovább mélyítené az ivóvízellátó rendszerek kockázatainak megértését. A "holland modell" hazai bevezetésének azonban technikai akadályai is vannak: ez a típusú validálás elsősorban olyan vízellátórendszerekben használható, ahol egy erősen szennyezett nyersvízből kiindulva többlépcsős (multibarrier) rendszerekkel biztosítják az ivóvizet. A hazai ivóvízellátásnak több mint fele rendkívül alacsony mikrobiológiai szennyezettségű rétegvizekre épül, így ezek esetében a QMRA inkább az elosztóhálózattal összefüggő kockázatok (pl. csőtörés, javítási munkálatok, hálózati utószaporodás) értékelésének lehet hasznos eszköze (Blokker és mtsai, 2018).

A fertőző kockázat csökkentésére a hazai ivóvízellátó rendszerek több mint 60%-ában kémiai fertőtlenítést alkalmaznak, túlnyomórészt klórozást hipoklorittal, klórgázzal vagy (néhány településen) klór-dioxiddal. Ezek közül a hipoklorit a leggyakrabban használt fertőtlenítőszer, amely egyben a klórozási melléktermékek képződése szempontjából a legkedvezőtlenebb választás. Az egyes fertőtlenítési melléktermékek egészséghatásának epidemiológiai vizsgálatát

megnehezíti, hogy a legtöbb országban csak a THM vegyületekre van (általában kumulált) határérték és vizsgálati kötelezettség, így az egyéb vegyületekre adatok sem állnak rendelkezésre. Kivétel ez alól a US EPA előírása, amely a haloecetsavakat is szabályozza (határérték 60 µg/l). Az EU Ivóvíz Irányelv felülvizsgálatára vonatkozó javaslat Európában is kötelezővé tenné 9 (klórozott és brómozott) haloecetsav mérését (EC, 2018), de jelenleg klórozási melléktermékek közül szisztematikus vizsgálati adatok Magyarországon is csak THM vegyületekre vannak. Ez alapján a hazai ivóvizekben az átlagos koncentráció (2016-ban) 4,2 µg/l, a lakosszámmal súlyozott átlagos koncentráció 7,1 µg/l volt, ami alacsonyabb az európai epidemiológiai vizsgálatokban általában publikált értékeknél (Villanueva és mtsai, 2017).

A klórozási melléktermékeket az ivóvízben elsősorban a hólyagrakkal hozták összefüggésbe. Egy több különböző ország epidemiológiai vizsgálatait együttesen értékelő, összesen közel 5500 fő egyéni követésén alapuló metaanalízis 25 µg/l THM koncentráció felett már szignifikánsan emelkedett, 50 µg/l felett 1,47-szeres kockázatnövekedést mutatott ki férfiak esetében, amely elsődlegesen a koncentrációtól függött, az expozíció időtartamától kisebb mértékben (Costet és mtsai, 2011).

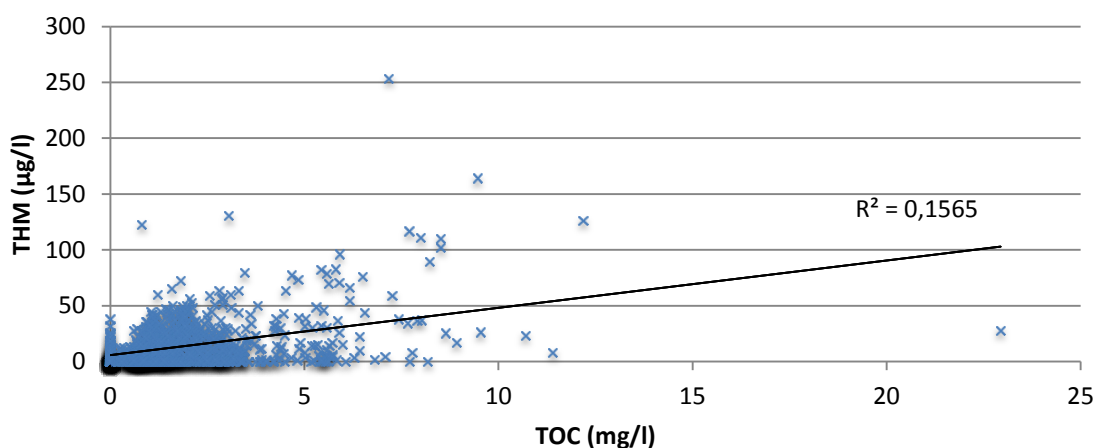
A hólyagrakkal való igazolt összefüggés azért különösen jelentős hazai kontextusban, mert Magyarország a nők között 2., a férfiak között 7. a világon hólyagrak incidenciában (9,1 ill. 26,9/100 000 fő). Európában a teljes lakosságra vonatkoztatva csak Görögország és Dánia előzi meg (Bray és mtsai, 2018). Annak értékelésére, hogy ebben milyen mértékben játszanak szerepet az ivóvízszennyezők (nem csak a THM vegyületek, hanem az ugyancsak igazolt rákkeltő arzén esetén is), további célzott vizsgálatok lesznek szükségesek.

Ugyancsak vizsgálták a közelmúltban a vastagbélrák és a THM vegyületek közötti esetleges kapcsolatot (Villanueva és mtsai, 2017). Az összes THM-re nem találtak összefüggést, a legnagyobb mennyiségben jelenlevő vegyület, a kloroform pedig a statisztikai értékelés alapján kifejezetten védő hatásúnak bizonyult, ami epidemiológiai oldalról nehezen értelmezhető eredmény. A brómozott THM vegyületek viszont férfiaknál közel másfélszeresére növelték a vastagbélrák kockázatát.

A hazai számítások is megerősítették, hogy az ivóvízben előforduló THM vegyületek – teljes élettartamra vonatkoztatva, legkedvezőtlenebb eseteket figyelembe véve – a társadalmilag elfogadható szintnél nagyobb mértékben növelik meg a daganatkockázatot. A lakosság 5,3%-a kockázatos mértékű THM expozíciónak van kitéve. Azokban az országban, ahol ezt korábban

felismerték, célzott szabályozással törekedtek mérsékelni az ivóvíz eredetű bevitelt. Franciaországban például az ivóvízkezelésben alkalmazott technológiát módosították, előoxidáló szerként nem használnak klórt, és a fertőtlenítő klórozás előtt a szervesanyag tartalom minél nagyobb mértékű eltávolítására törekszenek (Corso és mtsai, 2018). Ezzel a határérték feletti koncentrációnak kitett lakosság aránya 8%-ról 1%-ra csökkent.

Magyarországon egyelőre inkább még növekszik a THM szempontjából kifogásolt ivóvízű települések és az érintett lakosok száma. Az Ivóvízminőség-javító Program során kiépített technológiák olyan településeken is fertőtlenítést tettek szükségessé, ahol korábban nem volt klórozás. A Program az arzén mellett a bór, fluorid, nitrát és ammónium szempontjából kifogásolt ivóvízű települések problémájának megoldását is célozta. Az ammónium eltávolítására sok esetben törésponti klórozást alkalmaznak, amelynek során a fertőtlenítéshez használt mennyiségnél egy nagyságrenddel nagyobb klórkoncentráció szükséges. Ráadásul az arzén-, illetve ammóniumtartalmú rétegvizek sokszor más szempontból is problémásak, pl. melegek ($>20\text{ }^{\circ}\text{C}$), és nagy szervesanyag tartalmúak. A szervesanyagok közismerten a klórozási melléktermékek képződésének előanyagai, így nagyobb koncentrációjuk elősegítheti a THM képződést. A települések medián TOC és THM értékét összevetve nem találtunk összefüggést (32. ábra), feltehetően azért, mert a klórozási melléktermékek keletkezése soktényezős folyamat.



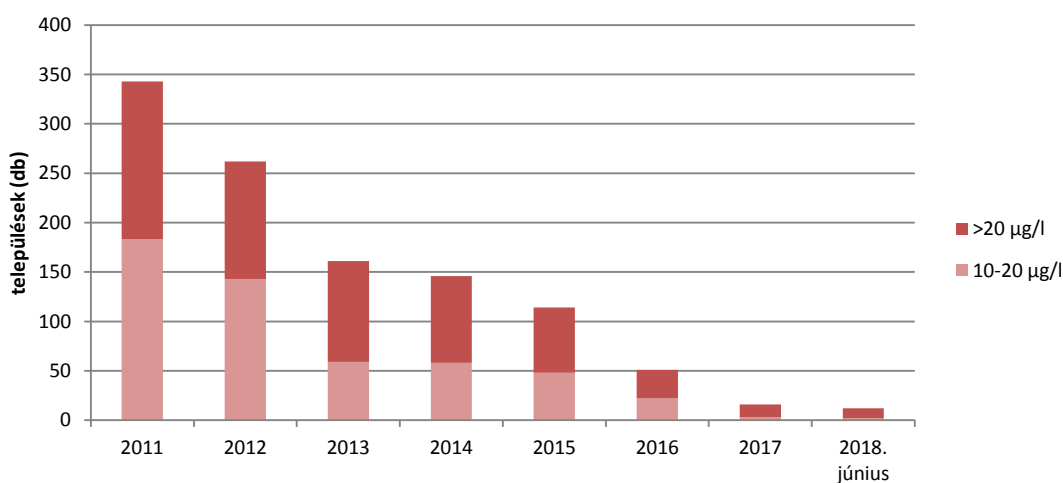
32. ábra Az összes szervesanyag tartalom (TOC) és a THM vegyületek koncentrációjának korrelációja a települések ivóvízben mért medián koncentrációja alapján.

Bár az ivóvízszennyezők esetén általában a szájon át történő bevitel a meghatározó, a THM vegyületek esetén szakirodalmi adatok és saját számításaink szerint is jelentősebb a

zuhanyozás, fürdés során a bőrön át és belégzéssel felvett mennyiség (Chowdhury, 2013). Az általánosan használt kockázatbecslési modellek szerint ez utóbbiak 10-20%-kal járulnak hozzá a teljes expozícióhoz, de ezek a számítások jellemzően a THM vegyületek hidegvízben jellemző tulajdonságain alapulnak. Melegvízre számolva akár 25-60% is lehet a dermális és inhalációs expozíció részaránya (Chowdhury, 2013). A zuhanyozásból adódó kockázat mérséklése (a THM koncentráció csökkentése mellett) kisebb expozíciós idővel (rövidebb zuhanyozással), vagy a hálózati tartózkodási idő (stagnálás) lerövidítésével lehetséges (Chowdhury, 2013).

A klórozási melléktermékek kockázatértékelése nem állhat meg a THM vegyületeknél. Eddig több száz klórozási mellékterméket azonosítottak, amelyek közül mennyiségileg ugyan a THM-ek a legjelentősebbek, de genotoxikus hatás tekintetében több vegyületcsoport (így például a haloacetonitrilek) is megelőzi őket (Richardson és mtsai, 2007). A fertőtlenítési melléktermékek prioritizálása toxicitás és előfordulás alapján fontos lépés az egészségkockázatok értékelése felé, de a végső cél a bevitel minél nagyobb mértékű csökkentése volna (Herbert és mtsai, 2010).

Az arzén negatív egészséghatását már hazai epidemiológiai vizsgálatokban is igazolták (Leonardi és mtsai, 2012). Az elmúlt években az ivóvízminőség szempontjából a legnagyobb előrelépés az arzénterhelés csökkentése volt. A dolgozatban bemutatott országos ivóvízminőségi értékelések a feldolgozás időpontjában rendelkezésre álló legutolsó teljes lezárt, validált adatsor, a 2016. év alapján készültek, de az arzén esetében (kiemelt hazai jelentősége miatt), a legfrissebb elérhető adatok összesítése is megtörtént. 2018. június 30-i állapot szerint már csak 16 településen, illetve településrészen van határérték felett az ivóvíz arzéntartalma (33. ábra). Ez összesen mintegy 41087 lakost érint, ami a kiinduló 839 515 főnek kevesebb mint 5 %-a.



33. ábra A határérték feletti arzéntartalmú ivóvízzel ellátott települések számának változása, 2011-2018.

A javulás elsősorban a 2007-ben kezdeményezett Ivóvízminőség-javító Programnak köszönhető, amely ténylegesen csak azután indult meg, amikor 2012-ben lejárt az Európai Bizottság által engedélyezett átmeneti eltérési időszak. A beruházások kivitelezése tovább húzódott, ezért 2013 végén az Európai Bizottság először próba (pilot) eljárást, majd 2016-ban kötelezettségszegési eljárást indított Magyarországgal szemben. Ezért különösen fontos annak értékelése, hogy mekkora a jelenlegi egészségkockázat.

Az Ivóvízminőség-javító Program eredményeképpen bekövetkezett jelentős egészségnyereség számszerűleg is igazolható volt Békés megye példáján, ahol a két lépcsős fejlesztésnek köszönhetően a lakosszámmal súlyozott arzénkoncentráció 114-ről 6,4 µg/l-re, és ezzel párhuzamosan a többlet daganatkockázat 10^{-4} -ről 10^{-6} -ra csökkent.

A fejlesztések befejeződéséig az érintett településeken az ivóvíz fogyasztását a népegészségügyi hatóság korlátozta, de egyéb célokra – így fürdésre és zuhanyozásra – továbbra is rendelkezésre állt. Kérdésként merült fel, hogy vajon ez az expozíció nem jelent-e egészségkockázatot. A számítások alátámasztották, hogy – a THM vegyületekkel ellentétben – az arzén által okozott többlet daganatkockázat a fürdés során, dermális expozíció útján csak a legnagyobb, 100 µg/l-t feletti koncentráció esetén haladja meg (kismértékben) a társadalmilag elfogadható szintet.

Ahogy azonban világszerte csökken az ivóvíz eredetű arzén bevitel, úgy fordul a nemzetközi kutatás fókusza az alacsony dózisu arzenterhelés vizsgálata felé. Az elmúlt néhány évben kisebb-nagyobb erősségű összefüggést igazoltak nem csak nagyobb koncentrációknál leírt végpontokkal (mint a hólyag- és a veserák) (Saint-Jacques és mtsai, 2018), hanem prosztatatarákkal (Roh és mtsai, 2017), szívinfarktussal (Monrad és mtsai, 2017), a női termékenységgel és terhességi kimenetekkel is (Almberg és mtsai, 2017; Susko és mtsai, 2017). Ugyancsak vizsgálták a kapcsolatot az ivóvíz arzéntartalma és a magas vérnyomás, valamint az öngyilkosság között (Hall és mtsai, 2017, Pompili és mtsai, 2017). Az eredmények alapján valószínűsíthető, hogy a jelenlegi, a WHO és az EU által előírt 10 µg/l sem jelent minden tekintetben megfelelő egészségvédelmet, így a további hazai kutatásoknak ki kell terjedniük az ez alatti expozícióra is.

A jodid felmérés megerősítette, hogy Magyarország túlnyomó részén az ivóvízben kimutatási határ alatt van a nyomelem koncentrációja. Az eredmények alapján a korábbinál is alacsonyabb a jellemző ivóvíz eredetű bevitel, feltehetően az újonnan üzembe helyezett, általában oxidatív ivóvízkezelő technológiák következtében. Bár a WHO világszintű elemzése alapján

Magyarország csak mérsékelten jódhányosnak minősül, ez az értékelés egy 1994-1997-ben, kizárólag 1-4. osztályos fiúk körében végzett tapintásos golyva és vizeletjód felmérésen alapul (WHO, 2004). A jelen felmérés eredményeire támaszkodva elvégezhető a hazai jódelátottság pontosabb értékelése. Összességében a jódpótlás (pl. jódozott só formájában) az ország legnagyobb részén javasolható, a néhány magasabb jódtartalmú ivóvízzel ellátott településen érdemes csak ettől az ajánlástól eltérni.

A három általunk értékelt, rendszeresen vizsgált, egészségkockázatot jelentő paraméterek (*E. coli*, mint a fertőző kockázat legjobb indikátora, THM és arzén) közül még a 2016. évi adatok szerint is az arzén kifogásoltsága a legmagasabb, ha csak a minták megfelelőségét tekintjük (kifogásolt mintaszám/összes mintaszám országosan) (24. táblázat). Ugyanakkor a kifogással érintett települések és lakosok száma összemérhető, sőt a mikrobiológiai kifogás esetén magasabb az arzénál.

	<i>E. coli</i>	arzén	THM
Nem megfelelő minta (%)	0,66	7,00	1,78
Nem megfelelő település (db)	154	51	45
Érintett lakosság (fő)	236524	139003	144823

24. táblázat Az egyes ivóvíz minőségi paraméterek megfelelősége különböző szempontok szerint. A nem megfelelő minták számát az összes vizsgált mintaszámhoz viszonyítottuk országosan. A nem megfelelő települések számát arzén esetében a medián koncentráció, *E. coli* és THM esetén a kifogásolt minták aránya alapján számítottuk. A kifogásolt településekhez rendeltük azok lakosságát.

A három paraméter relatív egészségkockázatának értékelésénél több szempontot kell figyelembe venni (WHO, 2015). Egyrészt a kockázat jellege: a fertőző kockázat a fejlett országok vezetékes ivóvízellátásban jellemzően mérsékelt intenzitású, jó gyógyhajlamú gastroenterist jelent, amelynek hosszú távú hatása nincs. Ezzel szemben az arzén és a THM vegyületek egyaránt karcinogén hatású anyagok, amelyeknél a kedvezőtlen egészséghatás évtizedek alatt jelentkezik, de súlyosabb.

A fertőtlenítés biztonsága és a THM képződés minimalizálása közötti egyensúlyra törekvésnek hatékony eszköze lehet különböző kiegészítő fertőtlenítő módszerek, pl. az UV vagy az ózon alkalmazása, amely bizonyítottan csökkenti a klórigényt (Clark, 1998). Már az egyéb klóralapú fertőtlenítőszerre való áttérés is mérsékli a THM képződést: egyre nagyobb számban állnak át a vízmű üzemeltetők a költségesebb, de kisebb melléktermék képződés mellett hatékonyabb fertőtlenítést biztosító klór-dioxidra.

Az arzén és a THM közötti összefüggés nem magától értetődő, de a tapasztalat azt mutatja,

hogy sok, Ivóvízminőség-javító Programban résztvevő település küzd az újonnan létesített technológiák esetén a klórozási melléktermékek képződésével. Alapvetően a három probléma együttesen megoldható lenne, ha a THM-ek kapcsán már tárgyalt szervesanyag eltávolítás is részét képezné az arzénmentesítő technológiáknak. A technológiák optimális üzemelési feltételeinek meghatározása további fontos alkalmazott kutatási irány. Az új technológiák elterjedésének gátját sok esetben a költségek jelentik, de társadalmi szinten, az egészségnyereséget is számításba véve gazdaságilag is megtérül (US EPA, 2005).

A nanoanyagok előfordulása az ivóvízben még meglehetősen feltáratlan terület. Egyes anyagok a nyersvízből (különösen a felszíni vizekből) kerülhetnek az ivóvízbe, de egyre több nanovegyületet alkalmaznak célzottan ivóvízkezelésben. A nanosajátosságokból adódó különleges fizikai- és kémiai tulajdonságaik miatt számos technológiai lépésben megtalálják a helyüket: abszorberként nagy hatásokkal kötik meg a nehézfémeket (köztük az ólmot és az arzént is), katalizátorként a nem nano-formáknál hatékonyabban segítik az oxidatív folyamatokat, pl. a nehezen bontható szerves vegyületek eltávolítása során, és számos nanoanyag fertőtlenítő tulajdonsággal is rendelkezik (Zhang és mtsai, 2016). Sokak szerint a nanoanyagok lehetnek a jövő ivóvíz fertőtlenítőszerei (Hossein és mtsai, 2014). Az ideális ivóvíz fertőtlenítőszer környezeti hőmérsékleten széleskörű és gyors antimikrobiális hatással rendelkezik, nem képez fertőtlenítési melléktermékeket, nem ártalmas az emberi egészségre vagy a környezetre, vízdékony, nem korrozív, és lehetőség szerint olcsó és könnyen tárolható (Hossein és mtsai, 2014). A nanoanyagok között lehetnek olyanok, amelyek megfelelnek ezeknek a kritériumoknak, és emellett fizikai és kémiai szempontból is stabilak: a legtöbb eredmény a titán-oxid, a mangán- és cink-oxid, a nanoezüst, a szén nanoformák (nanocsövek, fullerének) és az elemi vas nanorészecskék fertőtlenítő hatására van (Hossein és mtsai, 2014). A nanoanyagok jellemzően valamilyen felületen rögzítve alkalmazhatóak az ivóvízkezelésben, ilyen formában viszont akár háztartási körülmények között is (pl. olyan helyeken, ahol a biztonságos vezetékes ivóvíz nem elérhető - Prathna és mtsai, 2018). Mivel azonban semelyik alkalmazásnál nem zárható ki a nanoanyagok bekerülése az ivóvízbe, az ivóvízzel való expozíció hatásának további értékelése szükséges. Ehhez nyújt segítséget a bemutatott szemikvantitatív modell, amely az ökotoxikológiai tesztek eredményei (pl. a különböző célszervezetekkel szembeni eltérő toxicitás) alapján tovább finomítható.

7.1.2 A medencés fürdővíz egészséghatásának értékelése

A töltő-ürítő medencék a fejlett országokban már szinte „hungarikumnak” számítanak, a gyógyfürdő turizmusról elhíresült városok gyógymedencéi – Wiesbadentől Bath-on át Karlovy Vary-ig – vízkezeléssel üzemelnek. Egyedül Olaszországban vannak még fertőtlenítetlen gyógyfürdők, ezek általában olyan természetes, pl. a magyarországi Egerszalókhöz hasonló helyszínek, ahol technikailag nem kivitelezhető technológia kiépítése. A hazai és az olaszországi gyógyfürdők közül is számos potenciálisan patogén mikroorganizmust mutattak ki, többek között szabadon élő amőbákat, nem-tuberkulotikus *Mycobacterium*-okat (Kiss és mtsai, 2014; Briancesco és mtsai, 2014). Kórokozó vírusok közül adenovírusok, norovírus, és különböző onkogén (papilloma és polyoma) vírusok előfordulására van bizonyíték (Di Bonito és mtsai, 2017; Kern és mtsai, 2013).

A rutinszerűen vizsgált indikátorok (*E. coli*, *Staphylococcus*, összes coccus és *Pseudomonas aeruginosa*) közül valamennyi szignifikánsan nagyobb számban fordult elő töltő-ürítő medencében, mint vízforgatás mellett (Mann-Whitney próba alapján, $p < 0,0001$), ami fertőtlenítés hiányában nem meglepő. A vizsgálati eredmények évtizedek óta hasonló állapotot mutatnak, annak ellenére, hogy a vízminőségi problémával a népegészségügyi hatóság és az üzemeltetők is tisztában vannak (Némedi és mtsai, 2001).

A kockázatértékelésben jelen számítások során csak az enterális kockázatot vettük figyelembe tekintettel arra, hogy szakirodalmi adatok alapján ez a leggyakrabban előforduló, medencékkel összefüggő megbetegedés. A fekális indikátorok 95%-os percentiliséhez tartozó fertőző kockázat 2 nagyságrenddel bizonyult magasabbnak a töltő-ürítő, mint a forgatott vízű medencékben, és éves szinten elérte a 10^{-3} értéket. Bár a számításban sok a bizonytalanság, elsősorban az *E. coli* és a *Cryptosporidium* közötti arányszámban, a kockázatot a számításaink inkább alulbecslik. A használt 10^{-6} érték (arányszám az *E. coli* és a *Cryptosporidium* között) az a nyers szennyvízben kimutatható, közösségi szintű terhelésen alapul (Lancelette és mtsai, 2014), de amennyiben a medencét (akár tünetmentes) cryptosporidiosisban szenvedő személy látogatja, a vele egyidőben fürdőzőket ennél jóval nagyobb terhelés éri. A fertőzöttek széklete 10^5 - 10^7 cisztát tartalmazhat g-ként, és kismértékű, folyamatos (akaratlan) ürítés egy fürdés alkalmával akár a 3 g-t is elérheti (Keuten és munkatársai, 2012). A Delft-i Egyetem mennyiségi kockázatbecslése során fertőtlenített (UV-val, illetve klórral kezelt) medencék esetén is $7,2 \times 10^{-4}$ – $4,6 \times 10^{-3}$ expozíciós dózissal számolt (egy fürdési eseményre vonatkoztatva), és

ebből éves szinten $2,4 \times 10^{-3} - 1,5 \times 10^{-2}$ kockázati értéket állapítottak meg (Peters és mtsai, 2017).

Valóban nem zárható ki, hogy a kockázati értékek a töltő-ürítő és a vízforgatással üzemelő medencékben az általunk számítottnál közelebb esik egymáshoz. Ez viszont nem a fertőtlenítés nélküli medencék egészségkockázatának túlbecsléséből adódik, hanem a fertőtlenített medencékben lehet a *Cryptosporidium* dózis az általunk használt értéknél magasabb, mivel az oociszták inaktivációja jellemzően csak 1,5 mg/l-nél nagyobb klórkonzentrációnál megy végbe (CDC, 2016), amelyet a hazai szabályozás nem enged meg, és ezért az üzemeltetők is lehetőség szerint kerülnek az ilyen magas szintet. Az OKI által végzett rutin uszodavíz vizsgálatokból rendelkezésre álló szabad aktív klór eredmények mindössze 14 %-a volt 1,5 mg/l felett.

A klórozási melléktermékek úszással összefüggő kockázatának értékelését célzó vizsgálatok során is jellemzően alacsony (<1mg/l) volt, a medencék harmadában (7/19) még a nemzetközi szabályozásokban a biztonságos fertőtlenítés alsó határának tekintett 0,5 mg/l koncentrációt sem érte el (bár a mikrobiológiai minőség a medencékben jellemzően megfelelő volt). A kötött klór koncentráció a medencék felében meghaladta a hazai határértéket (0,5 mg/l), és valamennyiben a WHO által ajánlott 0,2 mg/l felett volt. A szabad és a kötött klór aránya, amely minden esetben nagyobb volt 0,5-nél, szintén alátámasztja, hogy az egyensúly a fertőtlenítési melléktermékek képződése felé tolódott el.

A THM vegyületek koncentrációja ennek megfelelően valamennyi medencében jelentős volt, négy esetben haladta meg a hazai határértéket (50 µg/l), de szinte mindegyikben (17/19) nagyobb volt a legszigorúbb, nemzetközi gyakorlatban alkalmazott német szabvány által ajánlott 20 µg/l szintnél. Az AOX mennyisége valamennyi helyszínen igen magas volt (155-670 µg/l). Az uszodavíz AOX koncentrációját sem hazai, sem nemzetközi szabályozás nem korlátozza, de az eredmények értelmezését segítheti, hogy ivóvízre az ajánlott érték 50 µg/l. A THM vegyületek az AOX mért mennyiségének csak kisebb hányadát (3-19%) magyarázták, ami részben arra utal, hogy egyéb, a jelen kutatások során nem vizsgált klórozási melléktermékek is jelen lehettek a medencék vizében, illetve torzíthatta a mérési eredményeket a túlterhelt medencékben megnövekedett szerves klorid koncentráció is.

A THM vegyületek és különösen a kloroform hosszú távú kedvezőtlen egészséghatását úszás során egy szerző sem vitatja, azonban az egyes tanulmányokban meghatározott többlet daganatkockázat értékek között jelentős eltérések lehetnek (25. táblázat). Valamennyi általunk azonosított kutatás a társadalmilag elfogadhatónak tekintett 10^{-6} szintet meghaladó kockázatot

határozott meg, egész életútra vonatkoztatva (rendszeres úszást feltételezve), de egyes szerzők egészen extrém magas, 10^{-3} valószínűsége jutottak, holott a számítás alapját képező medencevíz THM koncentráció az általunk mért értékekhez hasonló, vagy annál alacsonyabb volt (Lee és mtsai, 2009).

Kloroform koncentráció (vízben, $\mu\text{g/l}$)	Kloroform koncentráció (levegőben, $\mu\text{g/m}^3$)	Inhalációs kockázat SF	Többlet daganatkockázat	Hivatkozás
40,7	n.a.	$8,10 \times 10^{-2}$	$1,15 \times 10^{-3}$	Lee és mtsai, 2009
9,81	13,97	$8,05 \times 10^{-2}$	$2,80 \times 10^{-4}$	Chen és mtsai, 2011
3,00	5,34	n.a.	$1,05 \times 10^{-5*}$	Chowdhury, 2015
40-55*	n.a.	$8,10 \times 10^{-2}$	$5,16 \times 10^{-4}$	Wang, 2014
20,32	n.a.	$6,1 \times 10^{-3**}$	$4,34 \times 10^{-5}$	Panyakapo, 2008

25. táblázat Az úszás általi kloroform expozícióból adódó többlet daganatkockázat publikált értékei, különböző vízben és levegőben mért koncentráció mellett. SF: daganatkockázati meredekség (slope factor).

*összes THM

**orális SF

A becsült többlet daganatkockázat értékek jelentős szórása mögött részben a különböző expozíciós forgatókönyvekből származó bizonytalanság áll (pl. az úszások száma vagy időtartama), de ennél sokkal nagyobb mértékű különbséget eredményeznek a víz és levegő közötti tömeg megoszlást becsülő modellek. A számításaink során használt modellek közül a SWIMODEL-lel a levegőben mért koncentrációból végzett számítás, és a ConsExpo víz-levegő transzfer modelljén alapuló becslés adta ugyanazt az eredményt, vagyis $1,16-4,10 \times 10^{-6}$ többlet daganatkockázatot valamennyi vizsgált korcsoport esetén a nem versenyszerű, és maximálisan $5,10 \times 10^{-5}$ kockázatot a versenyszerű úszók esetén (ld. Eredmények 6.2.1. fejezet).

A US EPA által 2003-ban kifejlesztett SWIMODEL a legszélesebb körben használt kockázatelemző modell a beltéri uszodák kémiai kockázatértékelésére (US EPA, 2003). Alkalmazható kémiai anyagok és bomlástermékek mennyiségi kockázatbecslésére medencevízben, különböző expozíciós forgatókönyvekkel. A kitettség értékelhető konzervatív módon, vagy a legrosszabb esetet feltételezve. A modell különlegessége, hogy a klasszikus orális-dermális-inhalációs expozíció mellett számol a szájüregi, a szem- és az ornyálkahártyán, valamint a fülön keresztül történő esetleges felvétellel, ami úszás esetén különösen releváns lehet. A modell tudományosan megalapozott, szakirodalomban publikált bemeneti értékeket használ a nem versenyszerű és a versenyszerű úszók expozíciójának jellemzésére is.

A ConsExpo egy újabb fejlesztésű eszköz (a legújabb online verziója 2018 februárja óta elérhető), amelyet a különböző háztartási vegyszerekkel kapcsolatos kockázatok számítására

dolgoztak ki, ide értve az uszodavíz kezelő vegyszereket is. A ConsExpo által felkínált expozíciós forgatókönyvek megfelelően jellemzik a szájon, bőrön át, illetve a belégzés útján történő bevitelt. A nyálkahártyán keresztül történő felvétellel ez a modell nem számol, de ez nem eredményezett eltérést a két modellel kapott számításainkban, mivel a SWIMODEL is alacsonynak (<1 %) becsülte ennek az útvonalnak a hozzájárulását a teljes bevitelhez. A modell megbízhatóságát mutatja, hogy az Európai Vegyianyag Ügynökség (European Chemicals Agency) a kémiai biztonsági kockázatértékelésekhez is a ConsExpo-t ajánlja. Az általunk végzett számítások során is ez a modell adta a legjobb közelítést a vízben mért koncentrációk átszámítására levegő kloroform koncentrációra.

A SWIMODEL-ben alapértelmezett, Henry-törvényen és Raoult-törvényen alapuló két víz-levegő transzfer modell által a levegőre számított kloroform koncentrációban négy nagyságrendnyi különbség volt, amelyek közül az előbbi túl, az utóbbi alulbecsülte a mért eredményeket. A számított kloroform koncentráció alapján becsült többlet daganatkockázat értékekben ugyanez tükröződött (ld. Eredmények 6.2.2. fejezet). Azok a korábbi tanulmányok, amelyek a SWIMODEL Henry-törvényen alapuló tömegmegoszlás modelljét alkalmazták a kloroform kockázatértékelése során, az általunk ezzel a módszerrel kapott értékhez (10^{-3} - 10^{-4}) hasonlóan magas daganatkockázatot állapítottak meg (25. táblázat, Lee és mtsai, 2009). Lourencetti és munkatársai (2012) szintén arra a következtetésre jutottak, hogy a tényleges THM koncentráció levegőben mindössze 6-11%-a a Henry-törvény alapján várt mennyiségnek. Az elmúlt években számos más modell alkalmazását javasolták a pontosabb expozícióbecslés érdekében, így pl. fugacitás modellt (Catto és mtsai, 2012a), élettani alapokon nyugvó toxikokinetikus modellt (Catto és mtsai, 2012b), egy több útvonalas, mérési eredményeken alapuló expozíciós modellt (Chen és mtsai, 2011) és egy kifejezetten medencevíz-levegő THM koncentráció meghatározására kidolgozott expozíciós modellt (Hsu és mtsai, 2009). A végső kockázati értékek még így is két nagyságrend széles tartományban, 10^{-6} és 10^{-4} között változtak (25. táblázat). A különböző modellek alapján kapott beviteli értékek ilyen mértékű eltérése megnehezíti a tényleges kockázat meghatározását, és a kockázatcsökkentő beavatkozások tervezését. Ezt a variabilitást nem csak a THM vegyületek, hanem egyéb illékony fertőtlenítési melléktermékek kockázatértékelése során is szükséges figyelembe venni.

A közelmúltig nagyjából konszenzus volt arra vonatkozóan, hogy úszás során az inhaláció a legfontosabb beviteli útvonal a kloroform esetében. A belégzés becsült részaránya a teljes bevitelben a különböző tanulmányokban jellemzően 90% feletti, akár 99%-os volt (Chen és

mtsai, 2011). Az általunk végzett számítások hasonló megoszlást eredményeztek. Egyes vizsgálatok azonban a dermális felvételnél az inhalációhoz hasonló, vagy akár azt meghaladó jelentőséget tulajdonítanak (Chowdhury, 2015; Aprea és mtsai, 2010). Az eltérés oka elsődlegesen a kloroform kockázatértékelés során alkalmazott bőr permeabilitási együtthatója (0,0089 m/óra vs. 0,002 m/óra). Biomonitoring vizsgálatok (a kilélegzett levegő kloroform koncentrációjának meghatározása) különböző expozíciós forgatókönyvek esetén afelé mutatnak, hogy a dermális bevitel jelentősebb a korábban feltételezetténél (Aprea és mtsai, 2010).

A klórozási melléktermékek ismert inhalációs kockázata ellenére az uszodák beltéri levegőminőségére általában nincs szabályozás, bár műszaki szabványok előírják a légcseré elvárt mértékét, részben egészségvédelmi okokból, részben a nagy páratartalom és a korrózió csökkentése érdekében. Ahol van levegőminőségi kritérium, ott általában a klóraminok mennyiségét korlátozzák, több szervezet egységesen 500 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ beavatkozási határértéket ad meg triklóraminra (WHO, 2006, CDC, 2016). A határértéknek van epidemiológiai alapja (bár elég kisszámú vizsgálaton alapul) (Villanueva, 2015), de a triklóramin szabályozási célra csak korlátozottan alkalmazható. Jelenleg nincs általánosan elfogadott mérési módszer, amely alkalmas lenne rutin monitoring vizsgálatokhoz, és a toxikológiai háttér sem kellően megalapozott. A THM vegyületek vizsgálata ugyanakkor sokkal könnyebben kivitelezhető, és mint a jelen vizsgálatok is igazolták, mindenhol jelen vannak a beltéri uszodák légtérében, ahol klóros fertőtlenítést alkalmaznak. Így a levegő THM koncentrációja jó indikátora lehet a túlzott melléktermék képződésnek, és/vagy a megfelelő légcseré hiányának. Az eredményeink azt is alátámasztják, hogy a medencevíz-vizsgálatok nem helyettesíthetik a levegőminőség monitorozását. A levegőben két különböző magasságban mért koncentráció között szoros összefüggés figyelhető meg (Pearson korreláció értéke 0,772, $p < 0,01$), ugyanígy a vízben és a 150 cm magasságban mért THM értékek között (0,599, $p < 0,01$), de a víz és a 40 cm-es magasság között gyenge volt a korreláció (0,441, $p = 0,058$).

A kockázatértékelés alapján megállapítható volt, hogy még a hazai THM határértéknek megfelelő medencék esetében is kismértékben magasabbnak adódott a többlet daganatkockázat, mint a társadalmilag elfogadható 10^{-6} szint. Számításaink szerint a jelenleg érvényben levő szabályozások közül egyedül a német szabvány szerinti 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ határérték jelent megfelelő védelmet.

A mennyiségi kockázatértékelés segítségével megállapítható volt, hogy mind a fertőtlenítés elmaradása, mind a (klóros) fertőtlenítés alkalmazása esetén van kimutatható egészségkockázat. Ez ugyanakkor nem azt jelenti, hogy szükségszerűen választani kell a kettő között: megfelelő tervezéssel, kialakítással és üzemeltetéssel megvalósítható a mikrobiológiai és kémiai szempontból egyaránt biztonságos medence. Ehhez azonban számos paramétert kell figyelembe venni, a medence alakjától kezdve a szűrő méretezésén át a megengedett maximális terhelésig. Németországban például már elterjedtek azok a kombinációs fertőtlenítési technikák, amelyek során az elsődleges (általában klór alapú) fertőtlenítést másodlagos (UV vagy ózon oxidációs) kezeléssel egészítik ki, így sokkal alacsonyabb klórkoncentráció mellett is biztosítható a megfelelő mikrobiológiai minőség. A mennyiségi kémiai és mikrobiológiai kockázatértékelés jó eszköz lehet a különböző technológiai paraméterek optimalizálása során, mivel alkalmas a különböző beavatkozások hatásának számszerű összevetésére.

7.2 Következtetések

- A hálózati ivóvíz mikrobiológiai minősége országosan a legtöbb vizsgálati paraméter vonatkozásában jónak tekinthető, de az aggregált megfelelőség értékek elfedik az egyes földrajzi területek és a különböző méretű vízellátórendszerek között jelentős eltéréseket. A kisszámú minta miatt a hálózati végponton végzett monitorozás – ahogy a miskolci ivóvízjárvány példázta – nem alkalmas a fertőző kockázat előrejelzésére. Megoldást a megelőzést támogató, kockázatalapú módszerek bevezetése jelent, ilyen pl. a Miskolcon is sikeresnek bizonyult zavarosság alapú korai jelzőrendszer. Különösen nagy ezeknek a módszereknek a jelentősége a sérülékeny vízbázisok esetében, amelyek fokozottan kitettek az extrém időjárási események – klímaváltozással egyre növekvő – hatásának.
- A medencés fürdővizek közül a nem fertőtlenített töltő-ürítő medencék mikrobiológiai terhelése sokszorosa a vízforgatással üzemelő medencéknek. Az enterális fertőzés kockázata éves szinten meghaladja a 10^{-3} -at, ami jóval az elfogadható szint felett van, így mindenképpen indokolt lenne a közfürdőkre vonatkozó szabályozás felülvizsgálata és korszerűsítése, olyan módon, amely gyógyvizek esetén is megfelelő megoldást jelent a fertőző kockázat csökkentésére.

- A fertőtlenítés a mikrobiológiai kockázat csökkentése mellett egy új, kémiai kockázatot eredményez. Vizsgálataink során a fertőtlenítési melléktermékek kedvezőtlen egészséghatása egyértelműen megállapítható volt mind ivóvíz, mind fürdővíz eredetű expozíció esetén. Ennek mértéke a kimenetek és az elfordulás valószínűségének különbözősége miatt nem vethető közvetlenül össze a fertőző kockázattal, erre csak az egészségben eltöltött életevek számítása alapján lenne lehetőség. A THM vegyületekre vonatkozó hazai határérték nemzetközi viszonylatban szigorúnak számít, ezért gyakran merül fel kérésként az ivóvízszolgáltatók, illetve a fürdőüzemeltetők részéről a határérték emelése. Eredményeink alapján erre egyértelműen nincs lehetőség, különös tekintettel az érzékeny csoportokra (gyermekek), sőt még a jelenlegi határérték sem biztosít megfelelő védelmet, különösen a versenyszerű úszók esetén. A fertőtlenítési melléktermékek képződését a fertőtlenítés hatásfokának csökkentése nélkül, más eszközökkel kell visszaszorítani, pl. a szerves anyag tartalom csökkentésére vonatkozó előírásokkal, illetve az ezt célzó vízkezelő technológiával.
- A medenceterek levegőjében jellemző mért kloroform koncentráció és a vízben mérhető koncentrációkon alapuló modellek eredményei modelltől függően nagy különbségeket mutatnak. Az uszodák beltéri levegőminőségét ezért közvetlen levegő mintavétellel kell monitorozni, nem támaszkodhatunk kizárólag a vízvizsgálatok eredményeire.
- A legjelentősebb hazai geogén ivóvízszennyező, az arzén előfordulásából adódó egészségkockázat az arzén tartalom csökkentésére irányuló beruházások eredményeképpen jelentősen csökkent. Ugyanakkor az egyes paraméterek nem kezelhetők egymástól függetlenül: az Ivóvízminőség-javító Program befejezését követően sok településen új ivóvízminőségi problémák keletkeztek (elsősorban mikrobiológiai jellegűek, mint a *Pseudomonas aeruginosa* szennyezés, vagy a fertőtlenítési melléktermékek határérték feletti mennyisége), amelyek akár az arzén kockázatával összemérhetőek lehetnek. Ez is alátámasztja a kockázatalapú ivóvízbiztonsági módszerek egyik központi elvének, a kockázatok integrált kezelésének fontosságát.
- A jodid alacsony koncentrációja a hazai ivóvizek többségében alátámasztja a jódpótlás szükségességét az ország túlnyomó részén. Mindössze 4 olyan település van, ahol a jódozott só használatára vonatkozó általános érvényű előírástól biztonsággal el lehetne térni.

- Az új kockázati tényezők, mint a nanoanyagok esetén részletekbe menő vizsgálatok szükségesek az egészségkockázat értékeléséhez. Addig is szemikvantitatív modellek segítik az egészségkockázat hozzávetőleges értékelését. Az ivóvízkezelésben való bevezetés – a kísérletesen már igazolt kedvező technológiai eredmények ellenére – csak akkor lesz időszerű, ha már elegendő bizonyíték áll rendelkezésre a biztonságos alkalmazáshoz.
- Magyarország a szabályozás terén, élen jár a kockázatalapú módszerek bevezetésében, az ivóvízbiztonsági tervezés 2017 óta már valamennyi ivóvízellátórendszerben kötelező. Ugyanakkor a jelenleg alkalmazott módszertan csak leíró, illetve szemikvantitatív jellegű, nem használ kvantitatív módszereket azokra az ivóvízszennyezőkre sem, ahol rendelkezésre állnak a szükséges háttér adatok (pl. környezeti koncentráció, toxikológiai jellemzők). A jelen dolgozatban bemutatott számítások jól példázzák, hogy a kémiai és a mikrobiológiai mennyiségi kockázatértékelés a gyakorlatban is jól alkalmazható módszer lenne a kockázatok összehasonlító értékelésére és az egyes beavatkozások hatásának jellemzésére.

8 Összefoglalás

A kutatás célja az a humán felhasználású vizek komplex humán egészségkockázatának elemzése, a lakosság egészsége szempontjából kiemelt jelentőségű tényezőkre. Az ivó- és fürdővizek értékelése kiterjedt a mikrobiológiai kockázatokra, a klórozási melléktermékek és a geogén szennyezőkre megítélésére, illetve az új kockázatok azonosítására, beleértve a havária kapcsán kialakuló kockázatokat is.

Az ivóvíz fogyasztás egészségkockázatáról a rutin mintavétel jellegéből adódóan az indikátorokon alapuló minősítés nem ad valós képet. A nagyobb kiterjedésű ivóvízszennyezések egészségkockázatának meghatározását és a mérséklés lehetőségeit az ivóvízjárványok példáján vizsgálva igazolható volt a mennyiségi mikrobiológia kockázatbecslés hasznossága. A forralási utasítás csak korlátozottan, míg a klórozás valamivel nagyobb, de szintén nem elegendő mértékben csökkenti a megbetegedés kockázatát. Az ultraszűrő technológia – üzemszerű működés esetén – alkalmas módszer a mikrobiológiai szempontból biztonságos ivóvíz garantálására.

A fürdővizek közül a szűrő-forgatóval és fertőtlenítéssel üzemelő medencék mikrobiológiai minősége általában megfelelő, míg a töltő-ürítő medencék közel 30%-a súlyosan szennyezett. A töltő-ürítő medencék közel 50%-a (106/218), míg a vízforgatással üzemelő medencék 2,3%-a (16/684) esetében haladja meg a gyomor-bél tünetes megbetegedés kockázata a társadalmilag elfogadható 10^{-4} szintet.

Klórozási melléktermékek esetében a belégzés jelenti a legnagyobb kockázatot, zuhanyozás és úszás esetén egyaránt. Még a határérték alatti (<50 µg/l) trihalometán koncentráció sem garantálja az érzékeny csoportok egészségvédelmét, a kockázatértékelés alapján az elfogadható szintet meghaladó daganatkockázat éri a hatásviselőket. Medencés fürdők esetében a modellszámítások által előre jelzett levegő THM koncentráció nagyságrendekkel tér el a mért értékektől, így a szabályozást és ellenőrzést levegőmérésekre kell alapozni.

A geogén szennyezők közül az arzén élettartam hossza átszámolt expozíciójából számolt többlet daganatkockázati valószínűség értéke a választott mintaterületen a kiinduló, 1980-1990 időszakra a tolerábilis szint több mint százszorosa. A potenciális kockázat elsősorban az ivóvízfogyasztásból ered, a bőrön keresztüli felszívódás arányaiban jelentéktelen. Az 1991-2011 évek közötti jellemző 24 µg/l arzén koncentrációból becsült kockázat még mindig jelentős a hosszú, két évtizednyi expozíciós idő miatt, viszont a 2017. évi ivóvíz arzén koncentrációk

alapján az arzénmentesítő beavatkozások eredményeképpen két nagyságrenddel csökkent a kockázat. Az ivóvíz jodtartalmára vonatkozó vizsgálatok megerősítették, hogy Magyarország túlnyomó része jóhiányos, a jódpótlás (jódozott só) 4 település kivételével mindenhol javasolható. **Az új kockázatként** megjelenő nanoméretű szennyezők esetében a nagyszemcsés változattól jelentős mértékben eltérő biológiai hatás és egészségkockázat várható, amely ökotoxikológiai módszerekkel jól vizsgálható, a hatás eltérése modellezhető.

Az ivóvízzel és fürdővízzel összefüggő egészségkockázatokat nem lehet paraméterenként külön értékelni, a komplex (és gyakran ellentétes) hatások együttes elemzése a mennyiségi kockázatbecslő módszerek segítségével lehetséges.

9 Summary

Aim of the present study was the assessment of complex human health risk of waters in human use, with focus on the high priority parameters for human health. Risk assessment of drinking and bathing waters covered risks associated with microbiological quality, disinfection by-products, geogenic contaminants, including the identification of emerging risks and hazardous events.

Indicator-based characterisation of **drinking water** quality – due to the procedure of routine monitoring – does not reflect the real health risks. The risk of extensive water pollution events and the efficiency of risk management interventions was analysed for a drinking water outbreak as a case study, demonstrating the usefulness of quantitative microbial risk assessment. Boil water advise had limited, chlorination had more, but still insufficient effect in reducing infection rates. Ultrafiltration – if operating properly – is a suitable method for guaranteeing microbiologically safe water.

The quality of filtered and circulated **pools** is usually compliant, but almost 30% of fill-and-drain pools is severely contaminated. The risk of gastroenteritis was above the acceptable level of 10^{-4} /year in 50 % (106/218) in the of fill-and-drain, while in only 2.3 % (16/684) of the circulated pools.

Inhalation is the predominant exposure pathway of **disinfection by-products**, both during showering and swimming. Even THM concentrations below the parametric value ($<50 \mu\text{g/l}$) pose a risk to vulnerable populations, the incremental excess lifetime cancer risk was higher for the receptors than the acceptable level. The THM concentration in air estimated from the concentration measured in water differed by orders of magnitude from the actual measured value. Regulation and monitoring should therefore be based on air quality measurements.

The incremental excess lifetime cancer risk from lifetime adjusted exposure to arsenic as a geogenic contaminant was hundred times above the tolerable level in the selected study area between 1980-1990. The potential risk is mainly derived from drinking water consumption, dermal exposure is insignificant in comparison. The estimated risk from the characteristic concentration $24 \mu\text{g/l}$ between 1991-2011 is still high due to the long exposure time. Based on the arsenic values from 2017, the risk was reduced by two orders of magnitude as a result of arsenic mitigation investments. The survey of iodide in drinking water confirmed that the majority of Hungary was iodide deficient, and supplementation by iodinated salt is necessary

with the exception of 4 municipalities. Nanosized pollutants as emerging contaminant have different biological effect and health risk from the normal size materials. This difference can be analysed by ecotoxicological methods and represented in models.

Health risks associated with drinking water and bathing water should not be assessed through individual parameters. Quantitative risk assessment provides a tool for the comprehensive analysis of complex (and often conflicting) health effects.

10 Köszönetnyilvánítás

Doktori képzésemet 2015-ben az Országos Közegészségügyi Központban kezdtem, viszont a doktori témám kapcsán végzett kutatási tevékenységemet már jóval előbb, az Országos Környezetegészségügyi Intézet keretein belül elkezdtem orvos munkatársként.

Köszönettel tartozom Dr. Dura Gyulának, az OKI korábbi főigazgatójának támogatásáért, amely messze túlmutatott a szakmai területen történő támogatáson a dolgozatom elkészültéhez és a tervezett kutatási tevékenység elvégzéséhez. Szintén különös hálával tartozom Hofer Ádám kollégámnak, aki a kitűzött céljaim elérésében igen sok szempontból támogatott a szakmai tevékenységen túl is.

Köszönetet mondok Dr. Tóth Erikának, támogatásáért és a számos segítségért az út közben adódó problémákhoz, illetve amiért elvállalta a témavezetésemet a doktori képzésem közepén.

Különös köszönettel és hálával tartozom első témavezetőmnek, Dr. Vargha Mártának, aki nem csak a kezdetek során, hanem végig mellettem állt és a támogatása, türelme nélkül ez a munka nem készülhetett volna el.

Emellett köszönöm az intézmény – különösen a Vízhigiénés osztály – minden munkatársának, aki segítette a dolgozatom elkészültét, és kiemelten köszönöm Nagy Zoltánné Icának a sok éves kitartó munkáját mellettem, a számos nehéz helyzet során szervezésben nyújtott és lelki támogatását.

Köszönöm Dr. Paller Judit korábbi országos tisztifőorvos asszonynak, hogy kellő határozottsággal és támogatással sarkallt a doktori képzés megkezdésére, amely nélkül talán e dolgozat nem, vagy jóval később készült volna el.

Köszönöm Dr. Surján Orsolya főigazgató asszony hozzájárulását az OKI témámban rendelkezésre álló adatainak rendelkezésre bocsátásához.

Utoljára, de nem utolsó sorban köszönöm családomnak a háttérrel, amely biztosította, hogy a munkám elkészülhessen.

11 Irodalomjegyzék

Hivatkozott jogszabályok

121/1996. (VII. 24.) Kormányrendelet a közfürdők létesítéséről és működéséről.

201/2001. (X.25.) Kormányrendelet az ivóvíz minőségéről és az ellenőrzés rendjéről.

25/2000. (IX. 30.) EüM–SZCSM együttes rendelet a munkahelyek kémiai biztonságáról.

37/1996. (X. 18.) NM rendelet a közfürdők létesítésének és üzemeltetésének közegészségügyi feltételeiről.

49/2015. (XI. 6.) EMMI rendelet a Legionella által okozott fertőzési kockázatot jelentő közegekre, illetve létesítményekre vonatkozó közegészségügyi előírásokról.

98/83/EK irányelv az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről.

Hivatkozott szabványok

DIN 19643-1:2012 Treatment of water of swimming pools and baths – Part 1: General requirements. German Institute for Standardisation.

ISO 5667-5:2006 Water quality -- Sampling -- Part 5: Guidance on sampling of drinking water from treatment works and piped distribution systems. Nemzetközi Szabványügyi Testület, Genf, Svájc.

MSZ 13690-2:1989 Fürdővíz. Mintavétel és bakteriológiai vizsgálat. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

MSZ 13690-3:1989 Fürdővíz. Minősítés bakteriológiai vizsgálat alapján. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

MSZ 15234:2012 Fürdőmedencék vízkezelése vízforgatással. Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

MSZ EN ISO 10304-3:1999. vízminőség. Az oldott anionok meghatározása ionkromatográfiával. 3. rész: Kromát-, jodid-, szulfid-, tiocianát- és tioszulfátion meghatározása (ISO 10304-3:1997). Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

MSZ EN ISO 11731-2:2008 vízminőség. Legionella kimutatása és megszámlálása. 2. rész. Közvetlen membránszűrési módszer kis baktériumszámú vizek esetén (ISO 11731-2:2004). Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

MSZ EN ISO 16266:2008 vízminőség. Pseudomonas aeruginosa kimutatása és megszámlálása. Membránszűrési módszer (ISO 16266:2006). Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

MSZ EN ISO 7393-1:1985 vízminőség. A szabad klór és az összes klór meghatározása. 1. rész: N,N-dietil-1,4-fenilén-diaminos titrimetriás módszer (ISO 7393-1:1985). Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

MSZ EN ISO 7899-2:2000 Vízminőség. Az enterokokkusz bélbaktériumok kimutatása és megszámlálása. 2. rész: Membránszűrési módszer (ISO 7899-2:2000). Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

MSZ EN ISO 9308-1:2001 Vízminőség. Az Escherichia coli és a coliform baktériumok kimutatása és megszámlálása. 1. rész: Membránszűrési módszer (ISO 9308-1:2000). Magyar Szabványügyi Testület, Budapest.

OECD Guidelines for the testing of chemicals. Test No. 202; Test No. 211 Organisation for Economic Co-operation and Development. Párizs, Franciaország.

Szakirodalmi hivatkozások

Aburto, N.J., Abudou, M., Candeias, V., Wu, T. (2014) Effects and safety of salt iodisation to prevent iodine deficiency disorders: a systematic review with meta-analyses. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.

Almberg, K.S., Turyk, M.E., Jones, R.M., Rankin, K., Freels, S., Graber, J.M., Stayner, L.T. (2017) Arsenic in drinking water and adverse birth outcomes in Ohio. Environmental Research 157:52-59.

American Elements (2005) Nanoparticles product informations. Elérhető: <https://www.americanelements.com/research-center>. Letöltve: 2005.08.21.

Anaissie, E.J., Penzak, S.R., Dignani, M.C. (2002) The hospital water supply as a source of nosocomial infections: a plea for action. Archives of Internal Medicine, 162(13):1483–1492.

Andersson, M., de Benoist, B., Darnton-Hill, I., Delange, F. (2007) Iodine deficiency in Europe: a continuing public health problem. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.

Apra, M.C., Banchi, B., Lunghini, L., Pagliantini, M., Peruzzi, A., Sciarra, G. (2010) Disinfection of swimming pools with chlorine and derivatives: formation of organochlorinated and organobrominated compounds and exposure of pool personnel and swimmers. Nature Science, 2(2):68-78.

Ascott, M.J., Lapworth, D.J., Gooddy, D.C., Sage, R.C., Karapanos, I. (2016) Impacts of extreme flooding on riverbank filtration water quality. Science of The Total Environment, 554–555:89-101.

Ashbolt, N. J. (2015) Microbial contamination of drinking water and human health from community water systems. Current Environmental Health Report, 2:95–106.

Ashwini, S., Önyüksel, R. (2006) PEGylated phospholipid nanomicelles interact with β -amyloid and mitigate its β -sheet formation, aggregation and neurotoxicity in vitro. Peptides, 27(11), 2006, 2858-2866

ATSDR (2007) Toxicological profile for arsenic; U.S. Department of Health And Human Services, Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Elérhető: <http://www.atsdr.cdc.gov> Letöltve 2018. 09. 30.

- ATSDR** (2016) Addendum to the toxicological profile for arsenic. Agency for Toxic Substances and Disease Registry Division of Toxicology and Human Health Sciences, Atlanta, USA. Elérhető: https://www.atsdr.cdc.gov/toxprofiles/Arsenic_addendum.pdf. Letöltve: 2018. 08. 25.
- Barna Zsófia** (2016) Legionella kolonizáció terjedése és diverzitása épített vízrendszerekben. PhD értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Doktori Iskola.
- Barna, Z., Kádár, M.** (2012) The risk of contracting infectious diseases in public swimming pools. A review. *Annali dell'Istituto Superiore di Sanità*, 48(4):374-86.
- Barna, Z., Kádár, M., Kálmán, E., Scheirich Szax, A., Vargha, M.** (2016) Prevalence of *Legionella* in premise plumbing in Hungary. *Water Research* 90:71-78.
- Bauer, IW., Li, SP., Han, YC.** (2007) Internalization of hydroxyapatite nanoparticles in liver cancer cells. *Journal of Materials Science: Materials in Medicine*, 19(3):1091-1095.
- Beaufre, B., Bresson, J.L., Briend, A., Ghisolfi, J., Goulet, O., Navarro, J.** (2000) Iodine nutrition in the infant. Committee on Nutrition of the French Society of Pediatrics. *Archives in Pediatrics*, 7(1):66–74.
- Benedict, K. M., Reses, H., Vigar, M., Roth, D. M., Roberts, V. A., Mattioli, M., Cooley, L. A., Hilborn, E. D., Wade, T. J., Fullerton, K. E., Yoder, J. S., Hill, V. R.** (2017) Surveillance for waterborne disease outbreaks associated with drinking water — United States, 2013-2014. *Morbidity and Mortality Weekly Report* 66(44): 1216–1221.
- Bentham, R., Whiley, H.** (2018) Quantitative microbial risk assessment and opportunist waterborne infections – are there too many gaps to fill? *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 15(6).
- Bichai, F., Smeets, P.W.M.H.** (2013) Using QMRA-based regulation as a water quality management tool in the water security challenge: Experience from the Netherlands and Australia. *Water Research*, 47:7315-7326.
- Blokker, M., Smeets, P., Medema, G.** (2014) QMRA in the drinking water distribution system. *Procedia Engineering*, 89:151-159.
- Borsanyi M., Dura Gy.** (2006) Maintenance and improvement of drinking water safety with especial regard to its role in food safety. In: Management of intentional and accidental water pollution. Szerkesztők: Gy. Dura, V. Kambourova, F. Simeonova. Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg, New York.
- Braeye, T., De Schrijver, K., Wollants, E., Van Ranst, M., Verhaegen, J.** (2015) A large community outbreak of gastroenteritis associated with consumption of drinking water contaminated by river water, Belgium. *Epidemiology and Infection*, 143:711–719.
- Bray, F., Ferlay, J., Soerjomataram, I., Siegel, R.L., Torre, L.A., Jemal, A.** (2018) Global Cancer Statistics: GLOBOCAN estimates of incidence and mortality worldwide for 36 cancers in 185 countries. *CA: A Cancer Journal for Clinicians* 0:1-31

- Briancesco, R., Meloni, P., Semproni, M., Bonadonna, L.** (2014) Non-tuberculous mycobacteria, amoebae and bacterial indicators in swimming pool and spa. *Microchemical Journal*, 113:48-52
- Cann, K.F., Thomas, D.Rh., Salmon, R.L., Wyn-Jones, A.P., Kay D.** (2013) Extreme water-related weather events and waterborne disease. *Epidemiology and Infection*. 141(4):671–686.
- Catto, C., Sabrina, S., Charest-Tardif, G., Rodriguez, M., Tardif, R.** (2012a) Occurrence and spatial and temporal variations of disinfection by-products in the water and air of two indoor swimming pools. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 9(8):2562-2586.
- Catto, C., Charest-Tardif, G., Rodriguez, M., Tardif, R.** (2012b) Assessing exposure to chloroform in swimming pools using physiologically based toxicokinetic modeling. *Environment and Pollution*, 1(2):132-147.
- CDC** (2016) Model aquatic health code. Center for Disease Control and Prevention. U.S. Department of Health and Human Services. Atlanta, USA.
- Chen, M. J., Lin, C. H., Duh, J. H., Chou, W. S., Hsu, H. T.** (2011) Development of a multi-pathway probabilistic health risk assessment model for swimmers exposed to chloroform in indoor swimming pools. *Journal of Hazardous Materials*, 185(2-3):1037-1044.
- Chowdhury, S.** (2013) Exposure assessment for trihalomethanes in municipal drinking water and risk reduction strategy. *Science of the Total Environment*, 463–464:922–930.
- Chowdhury, S.** (2015) Predicting human exposure and risk from chlorinated indoor swimming pool: a case study. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187:502.
- Chu, I. Villeneuve, D.C., Secours, V.E., Becking, G.C., Valli, V.E.** (1982) Toxicity of trihalomethanes: I. The acute and subacute toxicity of chloroform, bromodichloromethane, chlorodibromomethane and bromoform in rats. *Journal of Environmental Science and Health*, B17(3):205–224.
- Clark, R. M.** (1998) Chlorine demand and TTHM formation kinetics: A Second-Order Model. *Journal of Environmental Engineering*, 124(1):16-24.
- Cope, J. R., Ali, I. K.** (2016) Primary amebic meningoencephalitis: What have we learned in the last 5 years? *Current Infectious Disease Reports*, 18(10), 31.
- Corso, M., Galey, C., Seux, R., Beaudou, P., Corso, M., Galey, C.** (2018) An assessment of current and past concentrations of trihalomethanes in drinking water throughout France. *International Journal on Environmental Research and Public Health*, 15(8):1669.
- Costet, N., Villanueva, C.M., Jaakkola, J.J.K., Kogevinas, M., Cantor, K.P., King, W.D.** (2011) Water disinfection by-products and bladder cancer: is there a European specificity? A pooled and meta-analysis of European case-control studies. *Occupational and Environmental Medicine*, 68(5):379–85.
- Csanády M., Bozsai G., Deák Zs.** (1985) Arzén előfordulása alföldi rétegvizekben. *Egészségtudomány*, 29:240–249.

CSMKH (2016) Csongrád Megyei Kormányhivatal, szóbeli közlés.

De Roos, A. J., Gurian, P. L., Robinson, L. F., Rai, A., Zakeri, I., Kondo, M. C. (2017) Review of epidemiological studies of drinking-water turbidity in relation to acute gastrointestinal illness. *Environmental Health Perspectives*, 125(8).

Delmaar, J. E., Schuur, A. G. (2018) ConsExpo Web, Consumer exposure models. Model documentation. Update for ConsExpo Web 1.0.2 RIVM Report 2017-0197. National Institute for Public Health and the Environment, Bilthoven, The Netherlands.

Delong F. (1994) The disorders induced by iodine deficiency. *Thyroid*, 4(1):107–128.

Di Bonito, P., Iaconelli, M., Gheit, T., Tommasino, M., Della Libera, S., Bonadonna, L., La Rosa, G. (2017) Detection of oncogenic viruses in water environments by a Luminex-based multiplex platform for high throughput screening of infectious agents. *Water Research*, 123:549-555.

Dufour, A.P., Behymer, T.D., Cantú, R., Magnuson, M., Wymer, L.J. (2017) Ingestion of swimming pool water by recreational swimmers. *Journal on Water and Health*, 15(3):429-437.

Dura, Gy., Pándics, T., Kádár, M., Krisztalovics, K., Kiss, Z., Bodnár, J., Asztalos, A., Papp, E. (2010a) Environmental health aspects of drinking water-borne outbreak due to karst flooding: case study. *Journal on Water and Health*. 8(3):513-520.

Dura Gy., Pándics T., Faludi G. (2010b) Az ivóvíz ellátó rendszerek sérülékenysége spontán és szándékos vízszennyezés esetén. *Honvédervos*, 62(1-2):49-55.

Dura, Gy., Rudnai, P., Kádár, M., Vargha, M. (2014) The health risks of consuming drinking water with elevated arsenic content of geochemical origin. *Central European Geology*, 57/3:307–316.

EC (2018) Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on the quality of water intended for human consumption (recast) (2018). European Commission. Official Journal of the European Union, 64.

EFSA (2014) Dietary exposure to inorganic arsenic in the European population. European Food Safety Authority, *EFSA Journal* 12(3):3597.

EIONET (2018) European Environment Information and Observation Network. EIONET Central Data Repository. Elérhető: <http://cdr.eionet.europa.eu/> Letöltve: 2018. 07. 14.

ENSZ (2010) Resolution 64/292. The human right to water and sanitation. Elérhető: http://www.un.org/waterforlifedecade/human_right_to_water.shtml Letöltve: 2018.10.06.

ENSZ (2015) Fenntartható Fejlődési Célok. Elérhető: <https://www.un.org/sustainabledevelopment/sustainable-development-goals/> Letöltve 2018.09.29.

Es-Souni, M., Fischer-Brandies, H. (2005) Assessing the biocompatibility of NiTi shape memory alloys used for medical applications. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 381(3):557-567.

ETC/ICM (2015) European Topic Centre on Inland Coastal and Marine waters: Overview of the drinking water quality in Europe. Results of the reporting 2011-2013 under the Drinking Water Directive 98/83/EC. Elérhető: <http://dwd.etcicm.cenia.cz/> Letöltve: 2018.09.10.

FAO (2011) Human vitamin and mineral requirements: Report of a joint FAO/WHO expert consultation Bangkok, Thailand. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Róma, Olaszország.

Farkas I, Sajgó M. (2001) A lakosság 80 %-ának jódeállottsága elégtelen. Van lehetőség a jódpótlásra. Táplálkozás-Allergia-Diéta 6(3-4):43-42.

Fletcher, T., Leonardi, G., Goessler, W., Gurzau, E., Koppova, K., Kumar, R., Rudnai, P., Vahter, M. (2008) Arsenic in residential drinking water and cancer in Central Europe – the ASHRAM study. Central European Journal of Occupational and Environmental Medicine, 14(1):37-38.

Florentin, A., Hautemanière, A., Hartemann, P. (2011) Health effects of disinfection by-products in chlorinated swimming pools. International Journal on Hygiene and Environmental Health, 214(6):461-469.

Fox, K.R., Lytle, D.A. (1996) Milwaukee's Crypto Outbreak: Investigation and Recommendations. Journal of the American Water Works Association 88(9):87-94.

Guelinckx, I., Ferreira-Pego, C., Moreno, L.A., Kavouras, S.A., Gandy, J., Martinez, H., Bardosono, S., Abdollahi, M., Nasser, E., Jarosz, A., Ma, G., Carmuega, E., Babio, N., Salas-Salvado, J. (2015) Intake of water and different beverages in adults across 13 countries. European Journal of Nutrition, 54(S2):S45–S55.

Gulyás E., Rudnai P. (1997): A terhességi kimenetel összehasonlító elemzése két Jász-Nagykunszolnok megyei városban az ivóvíz eredetű arzén expozíció egészségkárosító hatásának vizsgálatára. Egészségtudomány 41:137-144.

Guzman Herrador, B., de Blasio B.F., Carlander, A., Ethelberg, S., Hygen, H.O., Kuusi M., Lund, V., Löfdahl, M., MacDonald, E., Martinez-Urtaza, J., Nichols, G., Schöning, C., Sudre, B., Trönnberg, L., Vold, L., Semenza, J.C., Nygård, K. (2016) Association between heavy precipitation events and waterborne outbreaks in four Nordic countries, 1992-2012. Journal on Water and Health, 14(6):1019-1027.

Hall, E.M., Acevedo, J., López, F.G., Cortés, S., Ferreccio, C., Smith, A.H., Steinmaus, C.M. (2017) Hypertension among adults exposed to drinking water arsenic in Northern Chile. Environmental Research 153:99-105.

Hamidin, N., Yu, Q. J., Connell, D. W. (2008) Human health risk assessment of chlorinated disinfection by-products in drinking water using a probabilistic approach. Water Research, 42: 3263–74.

Hansen K. M. S., Willach S., Antoniou, M. G., Mosboek H., Albrechtsen H.-J., Andersen H. R. (2012) Effect of pH on the formation of disinfection byproducts in swimming pool water – Is less THM better? Water Research, 46:6399-6409.

Hebert, A., Forestier, D., Lenes, D., Benanou, D., Jacob, S., Arfi, C. (2010) Innovative method for prioritizing emerging disinfection by-products (DBPs) in drinking water on the basis of their potential impact on public health. *Water Research*, 44(10):3147–3165.

Heinrich, K., Bach, M., Breuer, L. (2017) Infectious disease research—what role is there for hydrologists? *Journal of Water Resource and Protection*, 9:139-162.

Heywood, R., Sortwell, R.J., Noel, P.R., Street, A.E., Prentice, D.E., Roe, F.J., Wadsworth, P.F., Worden, A.N., Van Abbé, N.J. (1979) Safety evaluation of toothpaste containing chloroform. III. Long-term study in beagle dogs. *Journal of Environmental Pathology and Toxicology*, 2:835–851.

Hlavsa, M.C., Cikesh, B.L., Roberts, V.A., Kahler, A.M., Vigar, M., Hilborn, E.D., Wade, T.J., Roellig, D.M., Murphy, J.L., Xiao, L., Yates, K.M., Kunz, J.M., Arduino, M.J., Reddy, S.C., Fullerton, K.E., Cooley, L.A., Beach, M.J., Hill, V.R., Yoder, J.S. (2018) Outbreaks associated with treated recreational water - United States, 2000-2014. *Morbidity Mortality Weekly Report* 67(19):547-551.

Hossain, F., Perales-Perez, O.J., Hwang, S., Román, F. (2014) Antimicrobial nanomaterials as water disinfectant: applications, limitations and future perspectives. *Science of the Total Environment*, 466-467:1047-59.

Hrdinka, T., Novicky, O., Hanslík, E., Rieder, M. (2012) Possible impacts of floods and droughts on water quality. *Journal of Hydro-environment Research*, 6:145-150.

Hsu, H. T., Chen, M. J., Lin, C. H., Chou, W. S., Chen, J. H. (2009) Chloroform in indoor swimming-pool air: Monitoring and modeling coupled with the effects of environmental conditions and occupant activities. *Water Research*, 43(15):3693-3704.

Hu, J., Liu, Z.S., Tang, S.L. (2007) Effect of hydroxyapatite nanoparticles on the growth and p53/c-Myc protein expression of implanted hepatic VX2 tumor in rabbits by intravenous injection. *World Journal of Gastroenterology*, 13(20):2798-2802.

IARC (1991) International Agency for Research on Cancer. IARC Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans - Chlorinated drinking water; Chlorination by-products; Some other halogenated compounds; Cobalt and cobalt compounds. (52. kötet). Elérhető: <https://monographs.iarc.fr/wp-content/uploads/2018/06/mono52.pdf>. Letöltve: 2018.07.16.

International Commission on Radiological Protection (1994) Human respiratory model for radiological protection, *Annales of ICRP*, 24: 1-300

Kahler, A.M., Cromeans, T.L., Roberts, J.M., Hill, V.R. (2010) Effects of source water quality on chlorine inactivation of Adenovirus, Cocksackievirus, Echovirus, and murine Norovirus. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(15):5159–5164.

Karagas, M.R., Gossai, A., Pierce, B., Ahsan, H. (2015) Drinking water arsenic contamination, skin lesions, and malignancies: a systematic review of the global evidence. *Current Environmental Health Report*, 2(1):52-68.

- Kern Anita** (2014) Kórokozó vírusok előfordulása magyarországi felszíni- és fürdővizekben. PhD értekezés. Eötvös Loránd Tudományegyetem, Környezettudományi Doktori Iskola.
- Kern, A., Kadar, M., Szomor, K., Berencsi, G., Kapusinszky, B., Vargha, M.** (2013). Detection of enteric viruses in Hungarian surface waters: First steps towards environmental surveillance. *Journal of Water and Health*, 11(4):772-782.
- Keuten, M.G., Schets, F.M., Schijven, J.F., Verberk, J.Q., van Dijk, J.C.** (2012) Definition and quantification of initial anthropogenic pollutant release in swimming pools. *Water Research*, 46(11):3682-3692.
- Khan, A.S., Swerdlow, D.L., Juranek, D.D.** (2001) Precautions against biological and chemical terrorism directed at food and water supplies. *Public Health Reports*, 116(1):3-14.
- Kiss Z., Bodnár J., Asztalos Á., Papp E.** (2008) A 2006 évi miskolci ivóvízjárvány környezet-egészségügyi ismertetése. *Egészségtudomány*, 52(1):60.
- Kiss, C., Barna, Z., Vargha, M., Török, J.K.** (2014) Incidence and molecular diversity of *Acanthamoeba* species isolated from public baths in Hungary. *Parasitology Research* 113(7):2551-2557.
- Kitajima, M., Tohya, Y., Matsubara, K., Haramoto, E., Utagawa, E., Katayama, H.** (2010) Chlorine inactivation of human norovirus, murine norovirus and poliovirus in drinking water. *Letters in Applied Microbiology*, 51:119–121
- Knobeloch, L.M., Zierold, K.M., Anderson, H.A.** (2006) Association of arsenic-contaminated drinking-water with prevalence of skin cancer in Wisconsin's Fox River Valley. *Journal of Health Population Nutrition*, 24(2):206-13
- Kozisek, F.** (2015) Waterborne outbreak in Prague. *Water Research Australia. The 18th International Symposium on Health-Related Water Microbiology*, 80:4-6. Elérhető: <http://www.waterra.com.au/publications/latest-news/2015/health-stream-80/> Letöltve: 2018.10.18.
- Kreuter, J., Shamenkov, D., Petrov, V.** (2002) Apolipoprotein-mediated transport of nanoparticle-bound drugs across the blood-brain barrier. *Journal of Drug Target*, 10:317–325
- KSH** (2014) Demográfiai adatok. Elérhető: http://www.ksh.hu/nepszamlalas/tablak_demografia Letöltés: 2018.09.23.
- KSH** (2016) Fogyasztási adatok. Elérhető: http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_hosszu Letöltés: 2018.09.23.
- KSH** (2017) Ivóvízellátás és szennyvízelvezetés infrastruktúrájának fejlődése. Elérhető: http://www.ksh.hu/mikrocenzus2016/docs/tables/02/02_00_national_1_5.xls Letöltve: 2018.09.23.
- Kulinkina, A.V., Shinee, E., Guzmán Herrador, B.R., Nygård, K., Schmoll, O.** (2016) The situation of water-related infectious diseases in the pan-European region. *Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.*

- Lalancette, C., Papineau, I., Payment, P., Dorner, S., Servais, P., Barbeau, B., Di Giovanni, G.D., Prévost, M.** (2014) Changes in *Escherichia coli* to *Cryptosporidium* ratios for various fecal pollution sources and drinking water intakes. *Water Research*, 55: 150-161.
- Lam, C. W., James, J. T., McCluskey, R.** (2004) Pulmonary toxicity of single-wall carbon nanotubes in mice 7 and 90 days after intratracheal instillation. *Toxicological Science*, 77:126–134.
- Larson, J.L., Wolf, D.C., Butterworth, B.E.** (1995) Induced regenerative cell proliferation in livers and kidneys of male F-344 rats given chloroform in corn oil by gavage or ad libitum in drinking water. *Toxicology*, 95:73–86.
- Leak, E., Abia, M., Meschke, J.S., Jackson, C., Pogreba-Brown, K., Eltholth, M.M.** (2015) Case study: norovirus in drinking water. Safe drinking water in schools. Elérhető: http://qmrawiki.canr.msu.edu/index.php/Case_Study:_Norovirus_in_Drinking_Water#tab=The_Problem. Letöltve: 2018.08.16..
- Lee, J., Hab, K. T., Zoha, K. D.** (2009) Characteristics of trihalomethane (THM) production and associated health risk assessment in swimming pool waters treated with different disinfection methods. *Science of the Total Environment*, 407:1990 – 1997.
- Leonardi, G., Vahter, M., Clemens, F., Goessler, W., Gurzau, E., Hemminki, K., Hough, R., Koppova, K., Kumar, R., Rudnai, P., Surdu, S., Fletcher, T.** (2012) Inorganic arsenic and basal cell carcinoma in areas of Hungary, Romania, and Slovakia: a case-control study *Environmental Health Perspective*, 120:721-726.
- Licskó I.** (2018) Ivóvízminőség-javító program Magyarországon a XXI. sz. első két évtizedében *Vízmű Panoráma* 26(3):12-15.
- Lièvremon, D., Bertin, P.N., Lett, M. C.** (2009) Arsenic in contaminated waters: Biogeochemical cycle, microbial metabolism and biotreatment processes. *Biochimie*, 91(10):1229-1237.
- Lindberg, A.-L., Goessler, W., Gurzau, E., Koppova, K., Rudnai, P., Kumar, R., Fletcher, T., Leonardi, G., Slotova, K., Gheorghiu, E., Vahter, M.** (2006) Arsenic exposure in Hungary, Romania and Slovakia. *Journal of Environmental Monitoring*, 8:203-208.
- Lindberg, A.-L., Kumar, R., Goessler, W., Thirumaran, R., Gurzau, E., Koppova, K., Rudnai, P., Leonardi, G., Fletcher, T., Vahter, M.** (2007) Metabolism of low-dose inorganic arsenic in a central European population: influence of sex and genetic polymorphisms. *Environmental Health Perspective*, 115(7): 1081–1086.
- Lourencetti, C., Grimalt, J. O., Marco, E., Fernandez, P., Front-Ribera, L., Villanueva, C. M., Kogevinas, M.** (2012) Trihalomethanes in chlorine and bromine disinfected swimming pools: Air-water distributions and human exposure. *Environment International*, 45:59-67.
- Lowney, Y.W., Ruby, M.V., Wester, R.C., Schoof, R.A., Holm, S.E., Hui, X.Y., Barbadillo, S., Maibach, H.I.** (2005) Percutaneous absorption of arsenic from environmental media. *Toxicology and Industrial Health*, 21(1-2):1-14.

Luther, W. (2004) Future Technologies Division of VDI (Verein Deutscher Ingenieure) Report: Industrial application of nanomaterials - chances and risks. Future Technologies Division of VDI Technologiezentrum GmbH, Düsseldorf, Germany.

MacKenzie, W.R., Hoxie, N.J., Proctor, M.E., Gradus, M.S., Blair, K.A., Peterson, D.E., Kazmierczak, J.J., Addiss, D.G., Fox, K.R., Rose, J.B. (1994) A massive outbreak in Milwaukee of cryptosporidium infection transmitted through the public water supply. *New England Journal of Medicine*, 331(3):161-167.

Manasfi, T., Coulomb, B., Boudenne, J.-L. (2017) Occurrence, origin, and toxicity of disinfection byproducts in chlorinated swimming pools: An overview. *International Journal on Hygiene and Environmental Health*, 220:591-603.

Mara, D. (2011) Water-and wastewater-related disease and infection risks: What is an appropriate value for the maximum tolerable additional burden of disease? *Journal on Water and Health*, 9:217–224

Mayer G., László E., Dura Gy., Vincze I., Vargha L., Deák Zs. (1989) Arzén dermális abszorpciójának kísérletes vizsgálata. *Egészségtudomány*, 33(3-4):265-274.

Maynard, D. (2006) Nanotechnology: assessing the risks. *Nanotoday*, 1(2): 22-33

Messner, M.J., Chappell, C.L., Okhuysen, P.C. (2001) Risk assessment for *Cryptosporidium*: A hierarchical Bayesian analysis of human dose response data. *Water Research*, 35(16):3934-3940.

MiViz (2016) Közép-Európa legnagyobb ivóvíztisztító ultraszűrője Miskolcon. Elérhető: <http://miviz.hu/hirek/kozep-europa-legnagyobb-ivoviztiszto-ultraszuroje-miskolcon>. Letöltve: 2018.08.25.

Monrad, M., Ersbøll, A.K., Sørensen, M., Bastrup, R., Hansen, B., Gammelmark, A., Tjønneland, A., Overvad, K., Raaschou-Nielsen, O. (2017) Low-level arsenic in drinking water and risk of incident myocardial infarction: A cohort study. *Environmental Research*, 154:318-324.

MTA (2018) A Nemzeti Víz tudományi Kutatási Program kihívásai és feladatai. Magyar Tudományos Akadémia, Budapest. Elérhető: https://mta.hu/data/dokumentumok/Viztudomanyi%20Program/NVKP_20180331.pdf. Letöltve: 2018.11.28.

Muller, D., Edwards, M.L., Smith D.W. (1983) Changes in iron and transferrin levels and body temperature in experimental airborne legionellosis. *Journal of Infectious Diseases*, 147: 302-307.

Murphy, H.M., Thomas, M.K., Schmidt, P.J., Medeiros, D.T., McFadyen, S., Pintar, K.D. (2016) Estimating the burden of acute gastrointestinal illness due to *Giardia*, *Cryptosporidium*, *Campylobacter*, *E. coli* O157 and norovirus associated with private wells and small water systems in Canada. *Epidemiology and Infection*, 144(7):1355-1370.

NATO (2007) Science for Peace and Security Series – C: Environmental Security: Nanotechnology – Toxicological Issues and Environmental Safety, Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg, New York.

Némedi L., Sződnyé Nagy E., Etelvári Attila (2001) A budapesti agglomeráció sajátos fürdőhigiénés állapota. Magyar Hidrológiai Társaság XIX. Vándorgyűlése, Gyula.

Nemmar, A., Hoylaerts, M., Hoet, P. (2004) Possible mechanisms of the cardiovascular effects of inhaled particles: systemic translocation and prothrombotic effects. *Toxicological Letters*, 149(1-3):243-253.

Oberdörster, G. (2000) Toxicology of ultrafine particles: in vivo studies. *Philosophical Transactions of the Royal Society A*, 358:2719-2740

OKI (2013) Útmutató ivóvíz-biztonsági tervrendszerek kiépítéséhez, működtetéséhez. Országos Környezetegészségügyi Intézet, Budapest. Elérhető: <http://oki.antsz.hu/files/dokumentumtar/vbtutmutato2013.pdf>. Letöltés: 2018.09.30.

OKI (2017) Magyarország ivóvíz jodid-ion tartalmának felmérése. Országos Közegészségügyi Intézet. Elérhető: <http://oki.antsz.hu/files/dokumentumtar/2017-7-ivoviz-jodid-tartalom-felmeres.pdf>. Letöltés: 2018.09.30.

Ostiguy, C., Lapointe, G., Ménard, L., (2006) Studies and research projects, Nanoparticles - current knowledge about occupational health and safety risks and prevention measures, Institut de recherche Robert Sauvé en santé et en sécurité du travail, Montréal, Kanada.

Ostrava Nyilatkozat (2017) A 6. Környezet és Egészség Interminiszteriális Konferencia (Ostrava, 2017. június 13-15) nyilatkozata. Elérhető: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0007/341944/OstravaDeclaration_SIGNED.pdf Letöltve 2018.09.29.

Pándics T. (2016a) A természeti környezet és a vízminőség hatása az emberi egészségre. *Egészségtudomány*, 60(4): 89-90.

Pándics T. (2016b) Az ivóvízhez való hozzáférés egészségügyi jelentősége. *Egészségtudomány*. 60(2):104.

Pándics T. (2016c) Ivóvízhez való hozzáférés közegészségügyi jelentősége. *Népegészségügy*. 94(3): 150-151.

Panyakapo, M., Soontornchai, S., Paopuree, P. (2008) Cancer risk assessment from exposure to trihalomethanes in tap water and swimming pool water. *Journal of Environmental Sciences*, 20:372-378.

Paschen, H., Coenen, C., Fleischer, T. (2004) Nanotechnologie – Forschung, Entwicklung, Anwendung; Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg, New York.

Pereira-Neves, A, Benchimol, M. (2008) *Trichomonas vaginalis*: in vitro survival in swimming pool water samples. *Experimental Parasitology*, 118(3):438-41.

- Peters, M., Keuten, M., de Kreuk, M., Vrouwenvelder, H., Rietveld, L., & Medema, G.** (2017). QMRA of an indoor swimming pool: Chlorination versus UV-based treatment. 7th International Conference 2017 on Swimming Pool and Spa Waters, Kos Island, Greece.
- Plow, E., Pluskota, E.** (2007) It's not size, it's substance. *Blood*, 110(7): 2224-2225.
- Podewils, L.J., Zanardi Blevins, L., Hagenbuch, M., Itani, D., Burns, A., Otto, C., Blanton, L., Adams, S., Monroe, S.S., Beach, M.J., Widdowson, M.** (2007) Outbreak of norovirus illness associated with a swimming pool. *Epidemiology and Infection*, 135(5):827-33.
- Pompili, M., Vichi, M., Dinelli, E., Erbuto, D., Pycha, R., Serafini, G., Giordano, G., Valera, P., Albanese, S., Lima, A., De Vivo, B., Cicchella, D., Rihmer, Z., Fiorillo, A., Amore, M., Girardi, P., Baldessarini, R.J.** (2017) Arsenic: Association of regional concentrations in drinking water with suicide and natural causes of death in Italy. *Psychiatry Research* 249:311-317.
- Pons, W., Young, I., Truong, J., Jones-Bitton, A., McEwen, S., Pintar, K., Papadopoulos, A.** (2015) A systematic review of waterborne disease outbreaks associated with small non community drinking water systems in Canada and the United States. *PLoS One*, 10(10).
- Prathna, T.C., Sharma, S.K., Kennedy, M.** (2018) Nanoparticles in household level water treatment: An overview. *Separation and Purification Technology*, 199:260-270.
- Prud'homme de Lodder, L. C. H., Bremmer, H. J., Pelgrom, S. M. G. J., Park, M. V. D. Z., van Engelen, J. G. M.** (2006) Disinfectant Products Fact Sheet. To assess the risks for the consumer. RIVM report 320005003/2006 Appendix: Exposure in public swimming pools. RIVM, Bilthoven, Hollandia.
- Prüss-Ustün, A., Wolf, J., Corvalán, C., Bos, R., Neira, M.** (2016) Preventing disease through healthy environments: A global assessment of the burden of disease from environmental risks. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.
- Prüss, A., Kay, D., Fewtrell, F., Bartram, J.** (2002) Estimating the burden of disease from water, sanitation, and hygiene at a global level. *Environmental Health Perspectives*, 110(5):537.
- PWTAG** (2016) Code of practice for swimming pool water. Pool Water Technical Advisory Group. Elérhető: https://www.pwttag.org.uk/knowledge/code_of_practice.php Letöltve: 2018.05.25.
- Reynolds, K.A., Mena, K.D., Gerba, C.P.** (2008) Risk of waterborne illness via drinking water in the United States. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 192:117-58.
- Richardson, S. D., DeMarini D. M., Kogevinas, M., Fernandez, P., Marco, E., Lourencetti, C., Ballesté, C., Heederik, D., Meliefste, K., McKague, A. B., Marcos, R., Font-Ribera, L., Grimalt, J. O., Villanueva, C. M.** (2010). What's in the pool? A comprehensive identification of disinfection by-products and assessment of mutagenicity of chlorinated and brominated swimming pool water. *Environmental Health Perspective*, 118:1523–1530.

- Richardson, S.D., Plewa, M.J., Wagner, E.D., Schoeny, R., Demarini, D.M.** (2007) Occurrence, genotoxicity, and carcinogenicity of regulated and emerging disinfection by-products in drinking water: a review and roadmap for research. *Mutation Research*, 636(1-3):178–242.
- Riera-Montes, M., Brus Sjölander, K., Allestam, G., Hallin, E., Hedlund, K.O., Löfdahl, M.** (2011) Waterborne norovirus outbreak in a municipal drinking-water supply in Sweden. *Epidemiology and Infection*, 139(12):1928-1935.
- Roh, T., Lynch, C.F., Weyer, P., Wang, K., Kelly, K.M., Ludewig, G.** (2017) Low-level arsenic exposure from drinking water is associated with prostate cancer in Iowa. *Environmental Research*, 159:338-343.
- Rónavári Andrea** (2017) Vas és ezüst nanorészecskék környezetbarát előállításának és alkalmazásának vizsgálata. Doktori értekezés. Szegedi Tudományegyetem, Szeged.
- Rose J.B.** (2006) Identification and characterization of biological risks for water. In: Management of intentional and accidental water pollution. Szerkesztő: Gy. Dura, V. Kambourova, F. Simeonova. Springer-Verlag; Berlin, Heidelberg, New York.
- Ryman-Rasmussen, J., Riviere, J., Nancy, A.** (2006) Penetration of intact skin by quantum dots with diverse physicochemical properties. *Toxicological Science*, 91(1):159-165
- Saint-Jacques, N., Brown, P., Nauta, L., Boxall, J., Parker, L., Dummer, T.J.B.** (2017) Estimating the risk of bladder and kidney cancer from exposure to low-levels of arsenic in drinking water. Nova Scotia, Canada. *Environment International*, 110:95-104.
- Salem H.** (2003) Issues in chemical and biological terrorism. *International Journal of Toxicology*, 22:465-471.
- SCENIHR** (2007) Scientific Committee on Emerging and Newly Identified Health Risks: Opinion on methodology in accordance with the technical guidance documents for new and existing substances for assessing the risks of nanomaterials. European Commission, Health and Consumer Protection Directorate-General, Brüsszel.
- Schijven, J.F., Teunis, P.F., Rutjes, S.A., Bouwknecht, M., de Roda Husman, A.M.** (2011) QMRAspot: a tool for Quantitative Microbial Risk Assessment from surface water to potable water. *Water Research*, 45(17):5564-5576.
- Schmid, G.; Corain, B.** (2003) Nanoparticulated gold: syntheses, structures, electronics and reactivities. *European Journal of Inorganic Chemistry*, 2003(17):3081-3098
- Semenza, J.C., Herbst, S., Rechenburg, A., Suk, J.E., Höser, C., Schreiber, C., Kistemann, T.** (2012) Climate change impact assessment of food- and waterborne diseases. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 42(8):857-890.
- Sezen, F., Aval, E., Ağkurt, T., Yilmaz, Ş., Temel, F., Güleşen, R., Korukluoğlu, G., Sucakli, M.B., Torunoğlu, M.A., Zhu, B.P.** (2015) A large multi-pathogen gastroenteritis outbreak caused by drinking contaminated water from antique neighbourhood fountains. Erzurum city, Turkey. *Epidemiology and Infection* 143(4):704-710.

- Sharma, H. , Sharma, A.** (2007) Nanoparticles aggravate heat stress induced cognitive deficits, blood-brain barrier disruption, edema formation and brain pathology. *Progress in Brain Research*, 162:245-2731.
- Shin G.-A., Sobsey, M. D.** (2008) Inactivation of norovirus by chlorine disinfection of water. *Water Research*, 42: 4562-4568.
- Sprenger, C., Lorenzen, G., Hülshoff, I., Grützmacher, G., Ronghang, M., Pekdeger, A.** (2011) Vulnerability of bank filtration systems to climate change. *Science of The Total Environment*, 409(4):655-663.
- Steinmaus, C.M., Ferreccio, C., Acevedo Romo, J., Yuan, Y., Cortes, S., Marshall, G., Moore, L.E., Balmes, J.R., Liaw, J., Golden, T., Smith, A.H.** (2013) Drinking water arsenic in northern Chile: high cancer risks 40 years after exposure cessation. *Cancer Epidemiology, Biomarkers and Prevention* 22(4): 10.
- Sugár, É., Tatár, E., Záray, Gy, Mihucz, V.G.** (2013) Field separation-based speciation analysis of inorganic arsenic in public well water in Hungary. *Microchemical Journal*, 107:131-135.
- Susko, M.L., Bloom, M.S., Neamtiu, I.A., Appleton, A.A., Surdu, S., Pop, C., Fitzgerald, E.F., Anastasiu, D., Gurzau, E.S.** (2016) Low-level arsenic exposure via drinking water consumption and female fecundity – A preliminary investigation. *Environmental Research*, 154:120-125.
- Teunis, P.F.M., Medema, G.J., Kruidenier, L. and Havelaar, A.H.** (1997) Assessment of the risk of infection by *Cryptosporidium* or *Giardia* in drinking water from a surface water source. *Water Research* 31:1333-1346.
- Teunis, P.F.M., Nagelkerke, N.J.D., Haas, C.N.** (1999). Dose response models for infectious gastroenteritis. *Risk Analysis*, 19(6):1251–1260.
- Tseng, W.P.** (1977) Effects and dose-response relationships of cancer and Blackfoot disease with arsenic. *Environmental Health Perspective* 19:109-119.
- Tsuji J.** (2006) Research strategies for safety evaluation of nanomaterials, Part IV: Risk Assessment of nanoparticles. *Toxicological Science*, 89(1):42-50
- U.S. EPA** (2003) Swimmer Exposure Assessment Model (SWIMODEL) Version 3.0. U.S. Environmental Protection Agency, Office of Pesticide Programs, Antimicrobials Division. Washington, D.C., USA.
- U.S. EPA** (2005) Economic analysis for the final stage 2: Disinfectants and disinfection byproducts rule. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA. Elérhető: <https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/P1005OOX.PDF?Dockey=P1005OOX.PDF>. Letöltve: 2018.10.10.
- U.S. EPA** (2011) Exposure factors handbook, 2011 Edition (Final Report). EPA/600/R-09/052F. U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., USA.
- Valeriani, F., Protano, C., Vitali, M., Romano Spica, V.** (2017) Swimming attendance during childhood and development of asthma: Meta-analysis. *Pediatrics International*, 59(5): 614-621.

- van Abel, N., Mans, J., Taylor, M.B.** (2017) Quantitative microbial risk assessment to estimate the health risk from exposure to noroviruses in polluted surface water in South Africa. *Journal of Water and Health*, 15(6):908-922.
- van Veldhoven, K., Keski-Rahkonen, P., Barupal, D.K., Villanueva, C.M., Font-Ribera, L., Scalbert, A., Bodinier, B., Grimalt, J. O., Zwiener, C., Vlaanderen, J., Portengen, L., Vermeulen, R., Vineis, P., Chadeau-Hyam, M., Kogevinas, M.** (2018) Effects of exposure to water disinfection by-products in a swimming pool: A metabolome-wide association study. *Environment International*, 111:60-70.
- Vargha, M., Kiss, C., Szax, A., Barna, Z., Kádár, M.** (2013) Risk of legionellosis associated with spa-pools in Hungary. Fifth International Conference Swimming Pool & Spa. Róma, 2013.04.09-12. Abstract book.
- Varsányi, I., Fodré, Z., Bartha, A.** (1991) Arsenic in drinking water and mortality in the Southern Great Plain, Hungary. *Environmental Geochemistry and Health*. 13(1):14-22.
- Vedachalam, S., Spotte-Smith, K.T., Riha, S.J.** (2016) A meta-analysis of public compliance to boil water advisories. *Water Research*, 94:136-145.
- Villanueva, C.M., Cordier, S., Font-Ribera, L., Salas, L. A., Levallois, P.** (2015) Overview of disinfection by-products and associated health effects. *Current Environmental Health Reports*, 2(1):107-15.
- Villanueva, C.M., Gracia-Lavedan, E., Bosetti, C., Righi, E., Molina A.J., Martín V.** (2017) Colorectal cancer and long-term exposure to trihalomethanes in drinking water: A multicenter case-control study in Spain and Italy. *Environmental Health Perspective*, 125(1):56-65.
- Vital, M., Stucki, D., Egli, T., Hammes, F.** (2010) Evaluating the growth potential of pathogenic bacteria in water. *Applied and Environmental Microbiology*, 76(19):6477-6484.
- Wang, H., Bédard, E., Prévost, M., Camper, A.K., Hill, V.R., Pruden, A.** (2017) Methodological approaches for monitoring opportunistic pathogens in premise plumbing: A review. *Water Research*, 117:68-86.
- Wang, J-J., Chow, A.T., Sweeney, J.M., Mazet, J.A.K.** (2014) Trihalomethanes in marine mammal aquaria: Occurrences, sources, and health risks. *Water Research*, 59: 219-228.
- WHO** (1984) Guidelines for drinking water quality. Volume 2. Health criteria and other supporting information. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.
- WHO** (2004) Iodine status worldwide. WHO global database on iodine deficiency. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.
- WHO** (2005) Trihalomethanes in drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for drinking-water quality. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.
- WHO** (2006) Guidelines for safe recreational-water environments, Volume 2. Swimming pools, spas and similar recreational-water environments. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.

- WHO** (2009) Risk assessment of *Cryptosporidium* in drinking-water. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.
- WHO** (2011) Guidelines for drinking-water quality – 4. kiadás. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.
- WHO** (2015) The Health and Environment Linkages Initiative (HELI) - Quantitative assessment of environmental health impacts at population level. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.
- WHO** (2016a) Background paper on microbiologically safe water and microbiological parameters. Elérhető: https://circabc.europa.eu/sd/a/27a90048-2541-4e10-ae06-a323513db584/02%20-%20DWD_background%20paper_microbiology_20160915.pdf Letöltés 2018.09.30.
- WHO** (2016b) Quantitative microbial risk assessment: application for water safety management. Egészségügyi Világszervezet, Genf, Svájc.
- WHO, UNICEF** (2017) Progress on drinking water, sanitation and hygiene: 2017 update and SDG baselines. Egészségügyi Világszervezet és Egyesült Nemzetek Gyermekalapja, Genf, Svájc.
- Zhang, Y., Wu, B., Xu, H., Liu, H., Wang, M., He, Y., Pan, B.** (2016) Nanomaterials-enabled water and wastewater treatment. *NanoImpact*, 3–4:22-39.
- Zhu, S. Q., Oberdorster, E., Haasch, M.L.** (2006) Toxicity of an engineered nanoparticle (fullerene, C-60) in two aquatic species, *Daphnia* and fathead minnow. *Marine Environmental Research* 62:S5-S6.

12 Függelék

1. melléklet A vizsgált és kifogásolt ivóvízellátórendszerek száma és a vizsgált és kifogásolt mintaszám az egyes ivóvízminőségi paraméterekre megyei bontásban

A1.1 táblázat *E. coli*

Megye	Vizsgált vízellátórendszerek száma	Kifogásolt vízellátórendszerek száma	Mintaszám	Kifogásolt mintaszám
Bács-Kiskun	126	12	1795	17
Baranya	310	5	2446	6
Békés	79	7	1533	10
Borsod-Abaúj-Zemplén	368	13	2636	16
Budapest	1	0	2105	0
Csongrád	72	10	2329	20
Fejér	133	5	2384	5
Győr-Moson-Sopron	192	10	1438	12
Hajdú-Bihar	104	3	2706	6
Heves	130	2	1034	2
Jász-Nagykun-Szolnok	92	14	3218	19
Komárom-Esztergom	77	0	1115	0
Nógrád	136	15	1742	19
Pest	197	30	6879	49
Somogy	263	13	2778	13
Szabolcs-Szatmár-Bereg	245	43	4697	66
Tolna	130	14	2204	22
Vas	221	11	2097	15
Veszprém	218	11	1772	18
Zala	255	6	1484	6
Összesen	3349	224	48392	321

A1.2 táblázat *Enterococcus*

Megye	Vizsgált vízellátórendszerek száma	Kifogásolt vízellátórendszerek száma	Mintaszám	Kifogásolt mintaszám
Bács-Kiskun	124	10	985	16
Baranya	235	0	845	0
Békés	79	16	855	30
Borsod-Abaúj-Zemplén	309	11	841	13
Budapest	1	0	621	0
Csongrád	72	21	1339	47
Fejér	129	9	775	10
Győr-Moson-Sopron	149	14	473	16

Megye	Vizsgált vízellátórendszerek száma	Kifogásolt vízellátórendszerek száma	Mintaszám	Kifogásolt mintaszám
Hajdú-Bihar	103	7	1294	12
Heves	122	6	433	6
Jász-Nagykun-Szolnok	92	26	1242	44
Komárom-Esztergom	72	0	355	0
Nógrád	102	13	551	14
Pest	197	14	3269	24
Somogy	260	17	1316	22
Szabolcs-Szatmár-Bereg	229	28	1259	41
Tolna	125	7	992	8
Vas	217	23	761	30
Veszprém	168	12	464	14
Zala	188	7	585	7
Összesen	2973	241	19255	354

A1.3 táblázat Coliform szám

Megye	Vizsgált vízellátórendszerek száma	Kifogásolt vízellátórendszerek száma	Mintaszám	Kifogásolt mintaszám
Bács-Kiskun	126	46	1794	101
Baranya	310	56	2449	96
Békés	79	44	1552	128
Borsod-Abaúj-Zemplén	368	93	2636	130
Budapest	1	0	2105	0
Csongrád	72	39	2329	130
Fejér	133	27	2383	71
Győr-Moson-Sopron	192	73	1436	125
Hajdú-Bihar	104	25	2707	59
Heves	130	24	1032	25
Jász-Nagykun-Szolnok	92	70	3232	300
Komárom-Esztergom	77	11	1115	17
Nógrád	136	90	1739	243
Pest	197	87	6877	349
Somogy	263	81	2775	137
Szabolcs-Szatmár-Bereg	245	98	4821	280
Tolna	130	71	2204	145
Vas	221	69	2097	135
Veszprém	218	58	1773	131
Zala	255	35	1484	52
Összesen	3349	1097	48540	2654

A1.4 táblázat Összes trihalometán

Megye	Vizsgált vízellátórendszerek száma	Kifogásolt vízellátórendszerek száma	Mintaszám	Kifogásolt mintaszám
Bács-Kiskun	122	0	514	0
Baranya	165	2	369	2
Békés	74	2	344	4
Borsod-Abaúj-Zemplén	182	5	308	5
Budapest	1	0	282	0
Csongrád	68	2	575	11
Fejér	76	0	164	0
Győr-Moson-Sopron	16	0	23	0
Hajdú-Bihar	102	2	547	4
Heves	98	0	291	0
Jász-Nagykun-Szolnok	91	26	668	88
Komárom-Esztergom	66	0	152	0
Nógrád	78	2	120	2
Pest	171	3	790	5
Somogy	214	0	440	0
Szabolcs-Szatmár-Bereg	170	1	598	1
Tolna	93	0	355	0
Vas	107	0	180	0
Veszprém	84	1	159	2
Zala	87	0	105	0
Összesen	2065	46	6984	124

A1.5 táblázat Arzén

Megye	Vizsgált vízellátórendszerek száma	Kifogásolt vízellátórendszerek száma	Mintaszám	Kifogásolt mintaszám
Bács-Kiskun	126	3	984	87
Baranya	310	0	290	0
Békés	79	2	493	38
Borsod-Abaúj-Zemplén	368	3	303	28
Budapest	1	0	50	0
Csongrád	72	28	778	187
Fejér	133	0	212	1
Győr-Moson-Sopron	192	0	87	0
Hajdú-Bihar	104	5	933	70
Heves	130	0	182	2
Jász-Nagykun-Szolnok	92	6	629	59
Komárom-Esztergom	77	0	27	0
Nógrád	136	0	36	0

Megye	Vizsgált vízellátórendszerek száma	Kifogásolt vízellátórendszerek száma	Mintaszám	Kifogásolt mintaszám
Pest	197	0	906	46
Somogy	263	2	385	28
Szabolcs-Szatmár-Bereg	245	2	1196	26
Tolna	130	0	362	4
Vas	221	0	266	2
Veszprém	218	0	70	0
Zala	180	0	62	0
Összesen	3274	51	8251	578

2. melléklet Megyékre összesített medencevíz minősítési eredmények (Forrás: Kormányhivatalok éves jelentése, 2013-2017)

A2.1 táblázat 2013 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, töltő-ürítő medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	483	151	53	37
Baranya	205	18	14	3
Bács-Kiskun	165	4	28	11
Békés	310	44	49	32
Borsod-Abaúj-Zemplén	82	4	20	17
Csongrád	369	8	41	18
Fejér	58	0	2	2
Győr-Moson-Sopron	256	53	25	9
Hajdú-Bihar	1000	167	65	61
Heves	n/a	n/a	22	7
Jász-Nagykun-Szolnok	470	10	71	38
Komárom-Esztergom	51	0	5	3
Nógrád	0	0	0	0
Pest	106	14	23	16
Somogy	193	21	27	2
Szabolcs-Szatmár-Bereg	125	31	19	13
Tolna	202	7	24	9
Vas	233	33	50	29
Veszprém	n/a	n/a	n/a	n/a
Zala	181	51	37	12

A2.2 táblázat 2013 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, szűrő-forgató medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	1947	104	525	84
Baranya	977	38	101	4
Bács-Kiskun	576	19	85	8
Békés	806	72	64	4
Borsod-Abaúj-Zemplén	859	77	111	22
Csongrád	886	12	89	3
Fejér	807	61	174	6
Győr-Moson-Sopron	698	85	61	8
Hajdú-Bihar	1786	129	130	95
Heves	n/a	n/a	52	10
Jász-Nagykun-Szolnok	557	5	82	5
Komárom-Esztergom	1314	75	94	19
Nógrád	0	0	18	7
Pest	1020	53	364	83

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Somogy	737	47	106	20
Szabolcs-Szatmár-Bereg	856	64	97	41
Tolna	436	21	68	9
Vas	1101	72	145	36
Veszprém	n/a	n/a	n/a	n/a
Zala	833	86	174	19

A2.3 táblázat 2014 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, töltő-ürítő medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	461	97	47	37
Baranya	194	22	14	2
Bács-Kiskun	180	9	32	19
Békés	349	32	54	37
Borsod-Abaúj-Zemplén	93	5	30	17
Csongrád	351	3	41	25
Fejér	27	0	3	2
Győr-Moson-Sopron	267	49	27	8
Hajdú-Bihar	1039	170	100	72
Heves	116	11	26	5
Jász-Nagykun-Szolnok	483	10	55	24
Komárom-Esztergom	50	0	5	3
Nógrád	0	0	0	0
Pest	110	4	31	11
Somogy	241	25	25	8
Szabolcs-Szatmár-Bereg	128	32	16	9
Tolna	189	8	17	6
Vas	230	25	47	31
Veszprém	0	0	0	0
Zala	204	60	50	16

A2.4 táblázat 2014 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, szűrő-forgató medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	2383	137	574	73
Baranya	969	37	105	1
Bács-Kiskun	647	20	88	5
Békés	783	41	90	11
Borsod-Abaúj-Zemplén	887	97	158	28
Csongrád	884	2	87	7
Fejér	856	66	92	4

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Győr-Moson-Sopron	740	69	67	19
Hajdú-Bihar	1701	106	155	117
Heves	556	22	55	13
Jász-Nagykun-Szolnok	624	10	91	17
Komárom-Esztergom	1254	34	89	23
Nógrád	0	0	19	2
Pest	1134	33	421	105
Somogy	868	43	114	17
Szabolcs-Szatmár-Bereg	825	118	85	30
Tolna	476	27	97	15
Vas	1110	52	147	47
Veszprém	2208	258	272	46
Zala	931	99	184	24

A2.5 táblázat 2015 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, töltő-ürítő medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	495	149	49	31
Baranya	205	16	14	5
Bács-Kiskun	216	10	41	25
Békés	332	23	49	41
Borsod-Abaúj-Zemplén	204	15	31	17
Csongrád	333	0	40	23
Fejér	37	2	3	1
Győr-Moson-Sopron	277	50	27	15
Hajdú-Bihar	769	77	76	48
Heves	279	161	54	10
Jász-Nagykun-Szolnok	434	2	67	39
Komárom-Esztergom	49	0	5	0
Nógrád	0	0	0	0
Pest	113	14	20	12
Somogy	207	19	23	3
Szabolcs-Szatmár-Bereg	164	21	23	9
Tolna	203	2	20	6
Vas	229	15	47	23
Veszprém	36	0	47	11
Zala	181	35	48	17

A2.6 táblázat 2015 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, szűrő-forgató medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	2701	136	589	77
Baranya	1011	41	123	6
Bács-Kiskun	755	8	102	11
Békés	780	36	88	12
Borsod-Abaúj-Zemplén	980	61	150	33
Csongrád	921	4	83	18
Fejér	857	19	82	6
Győr-Moson-Sopron	781	94	65	15
Hajdú-Bihar	1833	173	142	88
Heves	942	60	82	13
Jász-Nagykun-Szolnok	650	9	89	13
Komárom-Esztergom	1301	39	77	37
Nógrád	0	0	20	0
Pest	1083	55	615	148
Somogy	794	41	136	11
Szabolcs-Szatmár-Bereg	919	41	106	56
Tolna	456	12	65	9
Vas	1186	53	134	43
Veszprém	2321	150	448	43
Zala	941	216	198	17

A2.7 táblázat 2016 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, töltő-ürítő medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	516	178	51	29
Baranya	228	68	17	3
Bács-Kiskun	305	13	40	18
Békés	337	28	50	30
Borsod-Abaúj-Zemplén	169	12	24	13
Csongrád	449	16	44	18
Fejér	36	0	3	2
Győr-Moson-Sopron	299	40	40	24
Hajdú-Bihar	851	98	75	43
Heves	181	13	47	5
Jász-Nagykun-Szolnok	538	0	77	36
Komárom-Esztergom	52	3	5	3
Nógrád	0	0	0	0
Pest	140	13	27	15
Somogy	199	13	23	4
Szabolcs-Szatmár-Bereg	227	7	24	12
Tolna	205	1	16	5

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Vas	222	23	43	27
Veszprém	0	0	0	0
Zala	175	27	44	7

A2.8 táblázat 2016 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, szűrő-forgató medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	2915	113	658	88
Baranya	1075	87	135	10
Bács-Kiskun	789	6	85	27
Békés	828	37	89	14
Borsod-Abaúj-Zemplén	1073	77	210	24
Csongrád	990	6	94	15
Fejér	839	32	88	6
Győr-Moson-Sopron	725	66	78	24
Hajdú-Bihar	1860	131	145	65
Heves	1572	70	75	11
Jász-Nagykun-Szolnok	678	7	97	6
Komárom-Esztergom	1187	43	80	21
Nógrád	0	0	20	5
Pest	1142	62	565	126
Somogy	929	42	98	9
Szabolcs-Szatmár-Bereg	1058	65	107	35
Tolna	487	19	65	9
Vas	1105	42	141	57
Veszprém	2553	272	196	18
Zala	917	60	192	14

A2.9 táblázat 2017 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, töltő-ürítő medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	612	225	49	32
Baranya	219	37	15	1
Bács-Kiskun	249	21	27	21
Békés	307	18	50	33
Borsod-Abaúj-Zemplén	250	37	68	48
Csongrád	473	14	48	21
Fejér	65	2	3	2
Győr-Moson-Sopron	292	44	40	11
Hajdú-Bihar	959	150	84	65
Heves	191	18	50	11

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Jász-Nagykun-Szolnok	528	5	78	39
Komárom-Esztergom	50	3	8	2
Nógrád	0	0	0	0
Pest	170	12	22	13
Somogy	217	9	20	2
Szabolcs-Szatmár-Bereg	228	19	21	10
Tolna	191	2	20	3
Vas	218	23	40	27
Veszprém	0	0	0	0
Zala	192	27	45	7

A2.10 táblázat 2017 évi önellenőrző és hatósági medencevíz vizsgálatok, szűrő-forgató medencék

	Önellenőrző minták		Hatósági minták	
	Összes	Kifogásolt	Összes	Kifogásolt
Budapest	3656	191	577	94
Baranya	1043	72	123	6
Bács-Kiskun	851	20	98	38
Békés	773	28	90	17
Borsod-Abaúj-Zemplén	1236	168	161	21
Csongrád	1071	4	96	18
Fejér	921	33	85	4
Győr-Moson-Sopron	810	69	80	21
Hajdú-Bihar	1966	127	141	96
Heves	1561	73	103	14
Jász-Nagykun-Szolnok	720	23	93	22
Komárom-Esztergom	1023	28	122	25
Nógrád	0	0	22	5
Pest	1439	98	455	108
Somogy	962	42	81	6
Szabolcs-Szatmár-Bereg	1011	42	116	41
Tolna	536	12	46	9
Vas	1184	41	146	75
Veszprém	1533	173	199	18
Zala	978	40	187	21

3. melléklet Országos Közegészségügyi Intézet és jogelődjeinek medencevíz vizsgálati eredményei, 2006-2018)

A3 táblázat Az egyes paraméterek vizsgálati eredményeinek eloszlása töltő-ürítő és vízforgatással üzemelő medencékben

Paraméter	Üzemeltetés	5 %	25 %	50 %	75 %	90 %	95 %
<i>E.coli</i>	Töltő-ürítő	0	0	14	80	273	520
	Vízforgatás	0	0	0	0	0	1
<i>Pseudomonas aeruginosa</i>	Töltő-ürítő	0	0	0	59	290	370
	Vízforgatás	0	0	0	0	5	72
Összes coccus	Töltő-ürítő	0	300	2315	7745	15000	20000
	Vízforgatás	0	6	36	200	600	600
Staphylococcus	Töltő-ürítő	0	0	0	300	670	200
	Vízforgatás	0	0	0	0	0	14

4. melléklet A medencevíz és légtér vizsgálat eredményei

A4.1 táblázat Levegő THM vizsgálatok eredményei

Uzoda száma	Mintavétel dátuma	Levegő 150 cm					Levegő 40 cm				
		CHCl ₃ (µg/m ³)	CHCl ₂ Br (µg/m ³)	CHClBr ₂ (µg/m ³)	CHBr ₃ (µg/m ³)	THM (µg/m ³)	CHCl ₃ (µg/m ³)	CHCl ₂ Br (µg/m ³)	CHClBr ₂ (µg/m ³)	CHBr ₃ (µg/m ³)	THM (µg/m ³)
1	2016.03.21	96,57	3,11	0	0	99,68	31,66	1,19	0	0	32,85
2	2016.03.21	66,98	8,5	2,05	0	77,53	74,03	9,66	1,75	0	85,44
3	2016.03.22	25,43	3,43	0	0	28,86	26,79	3,35	0	0	30,14
4	2016.03.22	39,18	5,4	0	0	44,58	40,55	0	0	0	40,55
5	2016.04.04	76,54	0	0	0	76,54	80,93	0	0	0	80,93
6	2016.04.04	77,14	0	0	0	77,14	63,77	0	0	0	63,77
8	2016.04.05	19,67	0	0	0	19,67	32,94	3,52	0	0	36,46
9	2016.04.11	26,71	0	0	0,89	27,6	32,18	0	0	0,72	32,9
10	2016.04.11	29,64	0	0	0	29,64	23,23	3,88	0	0	27,11
12	2016.04.12	79,86	2,67	1,48	0	84,01	82	3,73	1,61	0	87,34
13	2016.04.19	11,64	0	0	0	11,64	13,09	0	0	0	13,09
14	2016.04.19	22,68	0	0	0	22,68	19,92	2,26	0	0	22,18
15	2016.04.20	32,07	2,53	0	0	34,6	27,82	0	0	0	27,82
16	2016.04.25	77,68	0	0	0	77,68	102,21	0	0	0	102,21
17	2016.04.25	35,12	22,54	18,81	5,29	81,76	50,9	38,4	33,14	9,02	131,46
19	2016.04.26	67,92	7,41	3,03	0	78,36	46,69	5,33	1,91	0	53,93
11	2016.04.12	22,3	4,64	1,51	0	28,45	24,92	5,03	1,7	0	31,65
18	2016.04.26	32,64	5,72	1,58	0	39,94	42,79	7,34	2,29	0	52,42
20	2016.04.27	89,36	13,39	2,51	0	105,26	99,49	14,76	3,92	0	118,17

A4.2 táblázat Tápvíz és medencevíz THM vizsgálatok eredményei

Uszoda száma	Mintavétel dátuma	Tápvíz					Medencevíz				
		CHCl ₃ (µg/l)	CHCl ₂ Br (µg/l)	CHClBr ₂ (µg/l)	CHBr ₃ (µg/l)	THM (µg/l)	CHCl ₃ (µg/l)	CHCl ₂ Br (µg/l)	CHClBr ₂ (µg/l)	CHBr ₃ (µg/l)	THM (µg/l)
1	2016.03.21	47,64	1,37	0,23	0,04	49,28	50,18	1,44	0,24	0,04	51,9
2	2016.03.21	10,75	1,01	0,24	0,03	12,03	13,24	1,53	0,32	0,04	15,13
3	2016.03.22	4,4	4,66	3,88	0,9	13,84	13,5	0,64	0,16	0,02	14,32
4	2016.03.22	5,97	6,35	4,74	1,02	18,08	29,04	1,93	0,61	0,12	31,7
5	2016.04.04	4,06	4,47	3,55	0,78	12,86	22,44	2,09	0,66	0,13	25,32
6	2016.04.04	3,3	4,73	5,6	1,69	15,32	41,14	1,3	0,2	0,06	42,7
8	2016.04.05	2,93	3,15	2,75	0,66	9,49	12,78	0,8	0,22	0,04	13,84
9	2016.04.11	3,54	5,49	4,44	1,03	14,5	12,78	0,84	0,32	0,22	14,16
10	2016.04.11	3,04	5,16	4,42	1,03	13,65	28,92	1,35	0,5	0,25	31,02
12	2016.04.12	3,36	5,31	4,48	1,02	14,17	48,9	0,78	0,24	0,21	50,13
13	2016.04.19	0,26	0,21	0,29	0,07	0,83	14,14	0,52	0,17	0,03	14,86
14	2016.04.19	0,41	0,37	0,53	0,13	1,44	28,96	0,74	0,23	0,04	29,97
15	2016.04.20	67,76	1,39	0,52	0,13	69,8	61,86	1,42	0,52	0,13	63,93
16	2016.04.25	6,61	5,95	5,31	0,97	18,84	71,16	1,08	0,17	0,03	72,44
17	2016.04.25	0,16	0,01	0,01	0	0,18	20,15	6,53	8,01	2,65	37,34
19	2016.04.26	3,2	4,19	6,21	1,62	15,22	44,54	1,27	0,62	0,17	46,6
11	2016.04.12	1,29	0	0,06	0,18	1,53	23,73	2,88	0,93	0,26	27,8
18	2016.04.26	0,09	0	0	0	0,09	21,69	1,27	0,49	0,09	23,54
20	2016.04.27	0,23	0,06	0	0	0,29	46,67	3	0,99	0,06	50,72

A4.3 táblázat Egyéb vízvizsgálatok eredményei

Uzoda száma	Mintavétel dátuma	AOX (µg/l)	TOC (mg/l)	Szabad aktív klór (mg/l)	Kötött klór (mg/l)	Víz hőmérséklet (°C)	pH	Vezetőképesség (µSv)	pH	Vezetőképesség (µSv)
1	2016.03.21	520	3,9	0,88	0,75	27,9	7,82	2098	7,67	1992
2	2016.03.21	250	2,1	0,62	0,37	26,6	7,71	1613	7,65	1570
3	2016.03.22	420	3,8	0,68	0,7	32,2	7,73	918	7,9	640
4	2016.03.22	250	2,6	0,55	0,45	26,2	7,6	877	7,6	656
5	2016.04.04	192	2	0,4	0,27	29,3	7,5	785	7,9	703
6	2016.04.04	500	3,7	0,54	0,69	29,3	7,71	1702	7,37	741
8	2016.04.05	155	1,83	0,32	0,26	26,9	8,04	1057	8,04	625
9	2016.04.11	210	2,2	0,34	0,26	30,6	8,56	945	8,77	670
10	2016.04.11	230	2,3	0,7	0,4	26,5	8,5	912	8,56	613
12	2016.04.12	630	5	0,5	0,88	26,4	8,87	1625	9,06	624
13	2016.04.19	330	2,8	0,51	0,55	32,4	8,35	1710	8,95	775
14	2016.04.19	240	2,1	0,45	0,3	27	8,64	1055	0	0
15	2016.04.20	340	0,6	0,83	0,58	29,5	8,9	1193	8,74	1191
16	2016.04.25	670	4,8	0,85	0,9	28,8	8,64	1656	8,83	616
17	2016.04.25	530	4,1	0,1	0,8	20,2	8,44	2691	8,88	643
19	2016.04.26	410	4	0,74	0,73	27,6	8,82	1231	9,27	684
11	2016.04.12	660	3,3	0,74	0,5	31	8,57	3159	8,45	2532
18	2016.04.26	210	2,1	0,56	0,37	25	8,65	1026	9,19	625
20	2016.04.27	410	4	1,26	0,7	29,1	8,55	983	9,38	661

ADATLAP

a doktori értekezés nyilvánosságra hozatalához*

I. A doktori értekezés adatai

A szerző neve: Dr. Pándics Tamás

MTMT-azonosító: 10062176

A doktori értekezés címe és alcíme: Ivóvíz és fürdővíz komplex egészséghatása

DOI-azonosító: 10.15476/ELTE.2018.245

A doktori iskola neve: Környezettudományi Doktori Iskola

A doktori iskolán belüli doktori program neve: Környezetbiológia

A témavezető neve és tudományos fokozata: Dr. Tóth Erika, habilitált egyetemi docens

A témavezető munkahelye: ELTE TTK Mikrobiológiai tanszék

II. Nyilatkozatok

1. A doktori értekezés szerzőjeként

a) hozzájárulok, hogy a doktori fokozat megszerzését követően a doktori értekezésem és a tézisek nyilvánosságra kerüljenek az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban. Felhatalmazom a Természettudományi kar Dékáni Hivatali Doktori, Habilitációs és Nemzetközi Ügyek Csoportjának ügyintézőjét, hogy az értekezést és a téziseket feltöltse az ELTE Digitális Intézményi Tudástárba, és ennek során kitöltse a feltöltéshez szükséges nyilatkozatokat.

b) kérem, hogy a mellékelt kérelemben részletezett szabadalmi, illetőleg oltalmi bejelentés közzétételéig a doktori értekezést ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban;

c) kérem, hogy a nemzetbiztonsági okból minősített adatot tartalmazó doktori értekezést a minősítés (*dátum*)-ig tartó időtartama alatt ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban;

d) kérem, hogy a mű kiadására vonatkozó mellékelt kiadó szerződésre tekintettel a doktori értekezést a könyv megjelenéséig ne bocsássák nyilvánosságra az Egyetemi Könyvtárban, és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban csak a könyv bibliográfiai adatait tegyék közzé. Ha a könyv a fokozatszerzést követően egy évig nem jelenik meg, hozzájárulok, hogy a doktori értekezésem és a tézisek nyilvánosságra kerüljenek az Egyetemi Könyvtárban és az ELTE Digitális Intézményi Tudástárban.

2. A doktori értekezés szerzőjeként kijelentem, hogy

a) az ELTE Digitális Intézményi Tudástárba feltöltendő doktori értekezés és a tézisek saját eredeti, önálló szellemi munkám és legjobb tudomásom szerint nem sértem vele senki szerzői jogait;

b) a doktori értekezés és a tézisek nyomtatott változatai és az elektronikus adathordozón benyújtott tartalmak (szöveg és ábrák) mindenben megegyeznek.

3. A doktori értekezés szerzőjeként hozzájárulok a doktori értekezés és a tézisek szövegének plágiumkereső adatbázisba helyezéséhez és plágiumellenőrző vizsgálatok lefuttatásához.

Kelt: 2018.11.28.

.....
Dr. Pándics Tamás