

Természetes eredetű elemek előfordulása és egészséghatása a magyarországi ivóvízbázisokban

Doktori értekezés

Készítette: Izsák Bálint

Témavezető: Dr. Vargha Márta, PhD

Környezettudományi Doktori Iskola

A doktori iskola vezetője: Dr. Turányi Tamás, egyetemi tanár

Környezetbiológia Program

Programvezető: Dr. Tóth Erika, egyetemi tanár



Eötvös Loránd Tudományegyetem
Környezettudományi Doktori Iskola



NNGYK
NEMZETI NÉPEGÉSZSÉGÜGYI
ÉS GYÓGYSZERÉSZETI KÖZPONT

Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ
Közegészségügyi Laboratóriumi és Módszertani
Főosztály

Budapest

2024

DOI: 10.15476/ELTE.2024.156

Tartalomjegyzék

Rövidítések jegyzéke.....	4
1. Bevezetés, problémafelvetés	5
2. Irodalmi áttekintés.....	7
2.1. Az ivóvízről röviden.....	7
2.2. Ivóvízbázisok.....	7
2.3. A határértékek meghatározásának elvi háttere	9
2.4. Ivóvízbiztonság kockázat alapú megközelítése	10
2.5. Ivóvízbiztonsági tervezés Magyarországon.....	11
2.6. A közműves ivóvíz minőségének jogszabályi háttere Magyarországon	13
2.7. Az ivóvízellátás helyzete Magyarországon	15
2.8. Az ivóvízellátórendszer és az ivóvízellátási körzet	18
2.9. Természetes vízbázis eredetű komponensek	19
2.9.1. Arzén.....	22
2.9.2. Kalcium, magnézium és összes keménység.....	22
2.9.3. Lítium.....	23
2.9.4. Szelén.....	24
2.9.5. Urán.....	24
2.9.6. Vanádium.....	25
2.10. Indikatív dózis és összesalfa-aktivitás	25
2.11. Az induktív csatolású plazmaionforrású tömegspektrométer (ICP-MS).....	26
2.11.1. Az ICP-MS-készülék felépítése	27
2.11.2. Zavaróhatások és kiküszöbölésük.....	29
2.12. Vízelkezési technológiák rövid bemutatása	30
2.13. Öngyilkosság világszerte és Magyarországon.....	32
3. Célkitűzés.....	34
4. Anyag és módszer	35
4.1. A vizsgálandó természetes elemek kiválasztása.....	35
4.2. Előzetes felmérés	35
4.3. Részletes felmérés	36
4.4. Általános mintavétel	37
4.5. Analitikai vizsgálat	37
4.6. Statisztika adatelemzés és térinformatika.....	38
4.6.1. Két vagy több csoport összehasonlítása és korrelációvizsgálatok	39
4.6.2. Többváltozós statisztikai vizsgálatok	39
4.7. Az előzetes és a részletes felmérés összehasonlítása.....	40
4.8. A hazai ivóvízbázisok jellemzése.....	41
4.9. Vízelkező technológia hatásának vizsgálata a nem célkomponensekre.....	42
4.10. Az ivóvíz urántartalma és összesalfa-aktivitása közötti összefüggés vizsgálata.....	46
4.11. Települési ivóvízminőség jellemzése és egészséghatásának értékelése.....	46
4.11.1. Az ismert vagy feltételezett káros egészséghatással rendelkező elemek mennyiségi kockázateértékelése a közműves ivóvízellátással összefüggésben.....	47
4.11.2. Kalcium és magnézium egészséghatás vizsgálata	48
4.11.3. Ivóvíz lítium koncentrációjának összefüggése az öngyilkosság gyakoriságával ..	49
5. Eredmények.....	51
5.1. Az előzetes felmérés eredményei	51
5.2. A részletes felmérés eredményei	52
5.3. Előzetes és részletes felmérés összehasonlításának eredményei	54
5.4. A hazai ivóvízbázisok jellemzése.....	56
5.4.1. Leíró statisztika és korreláció vizsgálat	56

5.4.2. Hierarchikus klaszter analízis	59
5.4.3. Térbeli eloszlás	63
5.4.4. Főkomponens analízis.....	64
5.5. Vízelkezelő technológia nem célkomponensekre gyakorolt hatásvizsgálat eredményei .	66
5.6. Az urántartalom és összesalfa-aktivitás összefüggésvizsgálat eredményei	74
5.7. Települési ivóvízminőség jellemzése és egészséghatás értékelés	75
5.7.1. Az ismert vagy feltételezett káros egészséghatással rendelkező elemek mennyiségi kockázatértékelése a közműves ivóvízellátással összefüggésben.....	77
5.7.2. Kalcium és magnézium egészséghatás vizsgálata	79
5.7.3. Lítium egészséghatás vizsgálat eredményei	84
6. Eredmények tárgyalása	88
6.1. Előzetes és részletes felmérés eredményeinek értékelése	89
6.2. A vízbázisok értékelése	90
6.3. Ivóvízelkezelő technológiák nem célkomponensekre gyakorolt hatásának értékelése	92
6.4. Az urántartalom és összesalfa-aktivitás összefüggésvizsgálata	94
6.5. Települési ivóvízminőség jellemzése és egészséghatás	97
6.5.1. Az ismert vagy feltételezett káros egészséghatással rendelkező elemek mennyiségi kockázatértékelése a közműves ivóvízellátással összefüggésben.....	98
6.5.2. Kalcium és magnézium egészséghatás vizsgálata	99
6.5.3. Lítium egészséghatás-vizsgálat.....	101
7. Tézisek	102
8. Gyakorlati következtetések	105
9. Összefoglalás.....	107
10. Summary	109
11. Köszönetnyilvánítás	111
12. Irodalomjegyzék.....	112
Mellékletek.....	121
1. Melléklet - Részletes felmérés mintavételi utasítása.....	121
2. Melléklet – Részletes felmérés mintavételi jegyzőkönyve.....	122
3. Melléklet – A felméréseket összehasonlító vizsgálat páros t-próbáinak eredményei	123
4. Melléklet – A felméréseket összehasonlító vizsgálatba bevont településekre vonatkoztatott eredmények leíró statisztikai eredményei.....	123
5. Melléklet: A vízelkezelés hatásának vizsgálatának leíró statisztikai eredményei.....	124
6. Melléklet: Kezelés előtti és kezelés utáni eredmények összehasonlításának eredményei technológiai csoportosítás nélkül.....	125
7. Melléklet: Kezelés előtti és kezelés utáni koncentrációkat összehasonlító boxplot ábrák	126
8. melléklet: Vízelkezelő technológiák részletes kategorizálásának szempontjai és a hozzá tartozó esteszámok.....	128
9. melléklet – Kezelés előtti (KE) és kezelés utáni (KU) koncentrációk összehasonlítása vízelkezelési kategóriák szerint.....	129
10. melléklet: Vízelkezelő technológiák részletes kategorizálásának szempontjai a nátrium esetében és a hozzá tartozó esteszámok	132
11. Melléklet: Indikatív dózis meghatározásának alternatív képletei.....	135
12. Melléklet: A hierarchikus klaszter analízis dendrogramja.....	136
13. Melléklet: A főkomponens analízis sajátértékei és a teljes varianciából megmagyarázott aránya.....	136
14. Melléklet: Lítium egészséghatás vizsgálat regressziós modelleinek eredményei	137
15. Melléklet: A települési szolgáltatott ivóvíz elem tartalma a bór, kalcium, magnézium, molibdén, nátrium, kálium, lítium, stroncium, titán és urán esetében.....	139

Rövidítések jegyzéke

AI	ajánlott bevitel (Adequate Intake)
BSO	belső standard oldat
EFSA	Európai Élelmiszerbiztonsági Hatóság (The European Food Safety Authority)
EU	Európai Unió
ENSZ	Egyesült Nemzetek Szervezete
EFSA	Európai Élelmiszerbiztonsági Hatóság (European Food Safety Authority)
EPA	Amerikai Környezetvédelmi Hivatal (U.S. Environmental Protection Agency)
ICP-MS	induktív csatolású plazma ionforrású tömegspektrométer (Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry)
KED	kinetikus energia diszkrimináció
KSH	Központi Statisztikai Hivatal
HCA	hierarchikus klaszter analízis (Hierarchical Cluster Analysis)
HRQ	egészségkockázati hányadost (Health Risk Quotient)
HUMVI	Humán Felhasználású Vizek Informatikai Rendszere
IMJP	Ivóvízminőség-javító Program
LOQ	mennyiségi meghatározási határ (Limit Of Quantification)
MAVÍZ	Magyar Víziközmű Szövetség
NNGYK	Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ
NNGYK-KVL	Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ Környezetegészségügy Vizsgáló Laboratórium
OTÁP	Országos Táplálkozási és Tápláltsági Állapot Vizsgálat
PCA	főkomponens analízis (Principal Component Analysis)
PP	polipropilén
RDA	ajánlott napi bevitel (Recommended Dietary Allowance)
pRfD	ideiglenes referencia dózis (provisional Reference Dose)
RfD	referencia dózis (Reference Dose)
SMR	standardizált halálozási hányados (Standardized Mortality Rate)
TDI	tolerálható napi beviteli mennyiség (Tolerable Daily Intake)
UF	bizonytalansági tényező (Uncertainty Factor)
VBT	ivóvízbiztonsági terv
WHO	Egészségügyi Világszervezet (World Health Organization)

1. Bevezetés, problémafelvetés

A minket körülvevő környezeti elemek számos módon hatnak az emberi szervezetre, egészségre. A kül- és beltéri levegő, az épített környezet, a környezeti zaj- és fényviszonyok mind befolyással vannak az életminőségre. A szervezetre jelentősen ható környezeti elemek közé tartozik a víz, és azon belül az ivóvíz is. Ez utóbbinak a minősége az Európai Unióban (továbbiakban: EU) és hazánkban is régóta jól, részletesen szabályozott. A hazai jogszabály alapja az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről szóló EU 2020/2184 Irányelv (továbbiakban: Ivóvíz Irányelv), mely 2020. december 16-án került elfogadásra, 2021. január 12-én lépett hatályba. Ebben még nagyobb hangsúlyt kap, a már az elődjében, az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről szóló 98/83/EK Irányelvben is megjelenő kockázat alapú megközelítés, illetve új vizsgálandó komponensek¹ is meghatározásra kerültek.

Az Ivóvíz Irányelv indokolta tette a hazai jogszabály megújítását is, mely *az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről* szóló 5/2023. (I. 12.) Kormányrendelet (továbbiakban: Kormányrendelet) formájában öltött testet és 2023. január 12-én lépett hatályba. Azonban meg kell említeni még az ezt megelőző jogszabályt, a 201/2001. (X. 25.) Kormányrendeletet is, ami módosításokkal ugyan, de 22 éven keresztül szabályozta az ivóvíz minőségét Magyarországon, és nagyon sok helyen szerepel még hivatkozásként (módszertani útmutatók, ivóvízminőségi jelentések, oktatási anyagok, stb.).

A korábban hatályos EU-s és a hazai szabályozás is a mikrobiológiai, mikroszkópos biológiai, fizikai és radiológiai komponensek mellett több mint száz különböző kémiai komponensre tartalmazott előírást, vizsgálati kötelezettséget [1, 2]. A vizsgálatra előírt kémiai komponensek többségét szerves vegyületek (benzol, peszticidek, poliaromás szénhidrogének stb.) adják, ezek számához képes a fémek, félfémek, nemfémek és anionok száma jóval kisebb. A vizsgálandó fémek közül pedig a legtöbb antropogén eredetű ivóvízbázis szennyeződést jelez (például kadmium, higany), vagy a vízkezelő technológia (ún. indikátor paraméterek, például az alumínium), illetve a víziközmű-hálózat, a csatlakozó hálózat és/vagy házi ivóvízhálózat (ún. hálózati eredetű paraméterek, például nikkel, ólom, réz, antimon, króm) állapotának, minőségének ellenőrzésére szolgálnak. A geológiai eredetű, nem emberi beavatkozásra visszavezethetően (természetes eredet) jelenlévő fémekre, félfémekre és nemfémekre jóval kisebb hangsúly helyeződött korábban, bár ezekre is van példa: a nátrium, vas, mangán, arzén,

¹ Dolgozatomban a „paraméter” kifejezést a „komponens” szinonimájaként fogom használni az Ivóvíz Irányelv és a Kormányrendelet szóhasználatának megfelelően. Ahol e kettőt meg kell különböztetni, külön jelzésre kerül.

bór és szelén korábban is vizsgálandó paraméter volt.² Az Ivóvíz Irányelv – és a Kormányrendelet – azonban további, elsősorban természetes eredetű nevesített elemek vizsgálatát is bevezeti (kötelezően 2026. január 12-től), úgy, mint az urán, a kalcium, a magnézium és a kálium [3, 4].

A már említett kockázat alapú megközelítés azt jelenti, hogy azt a komponens, ott és akkor kell vizsgálni, amelyik, ahol és amikor kockázatot jelent az emberi egészségre. Ebből az is következik, hogy az Ivóvíz Irányelv által konkrétan megnevezett paraméterek *mellett* továbbiak vizsgálata is indokolt *lehet*, ha felmerül a lehetőség, hogy az emberi egészségre kockázatot jelentő mennyiségben fordulhatnak elő az ivóvízben.

Ugyanakkor nagyon fontos, hogy a vizsgálandó elemek közül nem mindegyik jelenléte jelent kockázatot. Akadnak olyanok, melyek előfordulása kimondottan előnyös, azaz pozitív egészséghatásuk van vagy lehet. Úgy is mondhatjuk, hogy az adott komponens *hiánya* jelenti a kockázatot. Ilyen komponens a magnézium és a kalcium.

Tehát, az újonnan bevezetett komponensek, valamint az új, ismeretlen kockázatok feltérképezése indokoltta tette, hogy egy országos, átfogó felmérést végezzünk el, ami reprezentatív módon kiterjed Magyarország közműves ivóvízellátásának egészére, a szolgáltatott ivóvíz széleskörű természetes elemtartalmának vizsgálatára.

² Megjegyzendő, hogy a komponensek ilyen fajta felosztása (vízbázis, technológia vagy hálózati eredet) nem mindig lehetséges, nem minden esetben köthetők csak egyetlen vízellátási lépéshez. A vas például gyakran vízbázis eredetű, a geológiai háttérnek köszönhetően nagy mennyiségben lehet jelen már a nyersvízben is, nem ritkán vastalanító technológia üzemeltetését igényli. Ugyanakkor a hálózaton is megjelenhet nagy koncentrációban öntöttvas csövek korróziója miatt akkor is, ha a nyersvízben nincs jelen jelentős mennyiségben.

2. Irodalmi áttekintés

2.1. Az ivóvízről röviden

Az Egyesült Nemzetek Szervezete (ENSZ) 2010-ben a 64/262 sz. határozatában alapvető emberi jognak nyilvánította a biztonságos és tiszta ivóvízhez és a megfelelő tisztálkodási és higiéniai lehetőségekhez való hozzáférést [5]. Az ivóvízhez való hozzáférés, mint alapvető emberi jog Magyarország Alaptörvényéből is levezethető a XX. cikk alapján [6].

Ideális esetben az emberi fogyasztásra szánt víz kedvező, a szervezet számára fontos – esetleg semleges – anyagokat tartalmaz, de a helyzet a legtöbb esetben nem ennyire jó. Sajnos az ivóvízben az emberi egészségre kockázatot jelentő komponensek is jelen lehetnek, kémiai, mikrobiológiai, biológiai és radiológiai ágensek egyaránt. Az ivóvízminőséggel összefüggésbe hozható problémák világszinten elsősorban a nem megfelelő mikrobiológiai minőségre vezethetők vissza, globálisan ez okozza a legnagyobb közegészségügyi problémát. A hasmenéses megbetegedés a harmadik vezető halálok az 5 évnél fiatalabb gyermekek körében, melynek egyik fő oka a nem megfelelő minőségű ivóvíz [7, 8]. Emiatt a mikrobiológiai megfelelés a kémiai komponensekkel szemben jellemzően prioritást élvez. Ugyanakkor az ivóvíz kémiai összetétele okozta egészséghatás sem elhanyagolható és ott, ahol a mikrobiológiai problémák jellemzően megoldottak, egyre nagyobb hangsúlyt kapnak ezek a komponensek. Egyes kémiai ivóvízalkotók jellemzően kis gyakorisággal előforduló krónikus megbetegedéseket okozhatnak, ritka – de nem példa nélkül való – a gyors lefolyású, akut mérgezés [9]. A biztonságos ivóvízellátás tehát nagyon fontos, számos szempont figyelembevételét és mérlegelését igénylő, komplex feladat. Elmondható, hogy a modernkori vízhygiéné – melybe az ivóvíz mellett a fürdővizek, az ásvány és gyógyvizek, de a mezőgazdasági célú szennyvizek is beletartoznak – a kockázatalapú megközelítésen alapul.

2.2. Ivóvízbázisok

Az ivóvíz számos forrásból származhat. Két nagy csoportba sorolhatjuk a *nyersvizet*³ eredete szerint, úgy, mint *felszíni víz* (folyók, tavak, stb.) és *felszín alatti víz*. Természetesen a felszín alatti vizek is sokfélék, a megfelelő vízbiztonsági szempontú értékelés eléréséhez (sok más tudományterülettel analóg módon) ezt a csoportot tovább kell bontani.⁴ A *vízbázisok*, a

³ A nyersvíz az a vízforrásként használt felszíni vagy felszín alatti víz, melyből a vízmű különböző (fizikai, kémiai, biológiai) vízkezelési eljárásokkal ivóvíz minőségű vizet állít elő [10].

⁴ Nem térek ki a Magyarországon nem releváns vízforrások bemutatására (például tengervíz), ill. azokra, melyek a közműves ivóvízellátás szempontjából nem relevánsak. Ilyen például az esővíz, ami sok országban már most fontos ivóvízforrás (pl. Ausztrália) és bizonyosan hazánkban is nőni fog a jelentősége a következő évtizedekben [11].

távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási-művek védelméről szóló 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet (a továbbiakban: 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet) tartalmazza a különböző víztípusok fogalmainak meghatározását [12]:

„1. számú melléklet 8. bekezdés

e) **karsztvízbázis:** olyan vízbázis, melyben az igénybe vett, vagy arra előirányzott vízkészlet a karsztosodott kőzetek (mészkö, dolomit) pórusaiban, hasadékaiban, üregeiben helyezkedik el; lehet nyílt tükrű, amely a meteorológiai viszonyok közvetlen hatása alatt áll, vagy fedett,

f) **partiszűrővízbázis:** felszíni víz közelében lévő felszín alatti vízbázis, melyben a vízkivételi művek által termelt víz utánpótlódása 50%-ot meghaladó mértékben a felszíni vízből történő beszivárgásból származik,

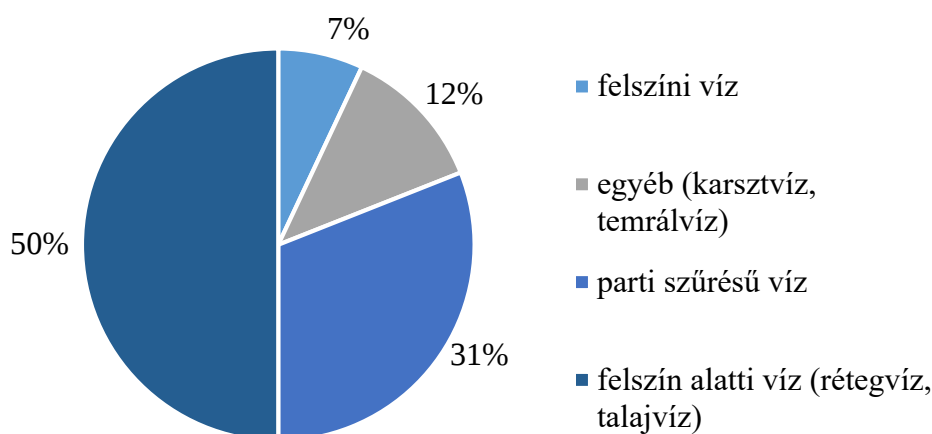
g) **rétegvízbázis:** olyan vízbázis, melynek megcsapolt képződményei az első vízzáró, vagy féligáteresztő réteg alatti, vagy 50 méternél mélyebben települt törmelékes vízáadó kőzetek,

h) **talajvízbázis:** olyan vízbázis, melyben az igénybe vett vagy arra előirányzott vízkészlet a törmelékes felszínközeli képződmények telített zónájában helyezkedik el, vagy az első vízzáró vagy féligáteresztő réteg mélységéig, vagy nem mélyebben, mint 50 m, ”

Megjegyzendő, hogy a sok évtized óta használatos kifejezések és fogalmak szakmailag gyakran meghaladottá váltak, azonban még mindig makacsul tartják magukat a legszűkebb szakma kivételével mindenütt, a közoktatásban és a jogszabályokban is. Példaként hozható, hogy a modern hidrogeológiában a „vízzáró réteg” és a „védett vízáadó vagy vízbázis” kifejezések már idejétmúltak. A mai felfogás szerint nincs áthatolhatatlan vízzáró réteg, legfeljebb olyanok, melyek akadályozzák, lassítják a víz mozgását. Az egyes vízbázisok közt lehetnek különbségek abban, hogy mennyire érzékenyek az esetleges antropogén szennyezésekre, de a „védett” kifejezés nem állja meg a helyét [13].

Jelen dolgozatban alapvetően a 123/1997. (VII. 18.) Kormányrendelet fogalmait használom – mivel a gyakorlatban nagyon sokszor ennek megfelelően megadott adatok érhetők el – de használni fogom a „mélységi felszín alatti víz” és a „sekély felszín alatti víz” kategóriákat is (a fenti kategóriáknál bővebb csoportként). Ezen fogalmak használatát és bevezetését a dolgozat vonatkozó részeinél jelezni fogom.

A magyarországi közműves ivóvízellátás nagy előnye, hogy a szolgáltatott ivóvíz túlnyomó többségben felszín alatti vízbázisból származik, a felszíni vízkivétel ritka (a kitermelt vízmennyiség 7 %-a, az ivóvízellátórendszerek 1,6 %-a). Ez azért előnyös, mert a felszín alatti vizek kevésbé érzékenyek a szennyeződésekkel szemben. A hazai nyersvizek típusainak megoszlását mutatja be az 1. ábra.



1. ábra A magyarországi közműves vízellátás megoszlása a nyersvíz eredete szerint (2022., forrás: NNGYK Humán Felhasználású Vizek Informatikai Rendszere) ⁵

2.3. A határértékek meghatározásának elvi háttere

A különböző vizekkel kapcsolatos szennyezők egészségkockázataira vonatkozó legfontosabb információ-forrás és hivatkozási alap az Egészségügyi Világszervezet (angolul „World Health Organization”, a továbbiakban: WHO) útmutatói. A legtöbb ország szabályozása közvetve vagy közvetlenül, de ezeken alapul, és így van ez az Ivóvíz Irányelv és a Kormányrendelet esetében is. Az egyik legfontosabb alapelve ezeknek az útmutatóknak és a vízhygiénének a kockázat-haszon alapú megközelítés. Ez azt jelenti, hogy az egészségkockázatokat és azok csökkentését célzó beavatkozásokat más tényezőkkel közösen - például technikai, gazdaságossági és társadalmi szempontok együttes értékelésével - kell megítélni. A nagyobb egészség-hasznót kisebb erőforrás befektetéssel elérő megoldást kell előre rangsorolni. Ez nagyon összetett és nehéz feladat, ráadásul még csak nem is kizárólag vízhygiénés szempontokat kell bevenni a modellbe (példa a szennyvíz mezőgazdasági használata, amely egyfelől közegészségügyi kockázat, de mezőgazdasági haszon is).

Szintén ez az elv az alapja a határérték meghatározásának. Természetesen az anyagok egészséghatása a legfontosabb tényező a határérték meghatározásakor, de nem az egyetlen. Karcinogén (rákkeltő) anyagok esetében például jól ismert, hogy már egyetlen molekula, egyetlen elem potenciálisan beindíthatja a daganatképződést, mégsem állapítanak meg semmire nulla koncentrációt határértéknek. Ennek egyik oka, hogy ezt elérni fizikai képtelenség. A

⁵ Megjegyzendő, hogy a nyersvíz-típusok megoszlási arányai némiképp eltérőek a különböző elérhető adatbázisokban a pontos százalékokat tekintve, de a lényeges szempont, hogy nagyságrendekben nincs különbség ezek közt.

másik, hogy nem is feltétlenül indokolt, hiszen még ha elméletben technológiailag elérhető is, gyakran csak olyan extrém nagy anyagi ráfordítással, amit már máshol jobban, nagyobb egészségnyereséggel lehetne hasznosítani. Tehát a határértékek meghatározásánál az egészséghatás mellett további szempontokat is figyelembe kell venni, mint az elérhető technológiai megoldások, a gazdaságosság, társadalmi igények stb. A határérték tehát nem nulla kockázatot jelent, hanem az úgynevezett „*társadalmilag elfogadható kockázatot*”.

Nagyon fontos azonban, hogy a határérték fogalmát megfelelően értsük és alkalmazzuk. Nem szabad rá egyfajta „megengedhető értéként” tekinteni, ami alatt nincs kockázat és nem érdemel figyelmet egy adott komponens. A káros egészséghatással rendelkező anyagok esetében törekedni kell a minél kisebb értékre, és a koncentrációkban bekövetkező változásokat, trendeket figyelemmel kell követni. Ez az ivóvízhigiéné területén kiemelt jelentőségű. Antropogén szennyezők esetében például a komponens megjelenése és trendszerű emelkedése akkor is kiemelten fontos, ha a határértéket esetleg még nem érte el a koncentrációja.

2.4. Ivóvízbiztonság kockázat alapú megközelítése

Korábban az ivóvízbiztonság leginkább a különböző, jogszabályban vagy szabványokban, útmutatókban szereplő paraméterek folyamatos vizsgálatára korlátozódott és a határértékeknek való megfelelés igazolásán alapult. A gyakorlatban elsősorban ez azt jelentette, hogy a fogyasztói csapnál vett ivóvízminták minőségének ellenőrzésére került csak sor. Ez az úgynevezett „*végponti monitoring*”, aminek megvannak a maga hátrányai. Ez a rendszer nem kellően rugalmas, nem tud gyorsan reagálni az esetleg megjelenő problémákra, nem adaptálható könnyen a különböző területek, régiók, helyszínek eltérő tulajdonságaihoz, határérték túllépés esetén már csak utólagos beavatkozás lehetséges [14].

Ezt a rendszert váltja fel a „*kockázat alapú monitoring*”. Ez egy rendszerszemlélet, ebben a megközelítésben nem a fogyasztói végponton van a hangsúly, hanem a teljes rendszeren, az ivóvízellátási lánc minden lépésén, minden „láncszemnél” a releváns veszélyeken és kockázatokon. Az ivóvízellátási láncot mutatja be a 2. ábra.



2. ábra Az ivóvízellátási lánc

Minden egyes ivóvízellátási lépésnek megvannak a saját, elsősorban vagy kizárólag az adott ponthoz, pontokhoz tartozó veszélyei és kockázatai. A kockázat alapú megközelítés szerint a komponenseket ott érdemes vizsgálni, ahol megjelenhetnek. Sem előtte nem érdemes, hiszen hiába is tennénk, sem utána, mert az hátráltatja a gyors beavatkozás lehetőségét. Például fertőtlenítési melléktermékeket nem érdemes a fertőtlenítés *előtt* mérni. Arzént ugyanakkor szükséges lehet a technológia előtt és közvetlenül után (és a fogyasztói ponton is) vizsgálni, így ellenőrizhető a technológia hatékonysága, és már az elosztóhálózatba tápláláskor azonosítható az esetleges probléma, nem csak a végponton [14-16].

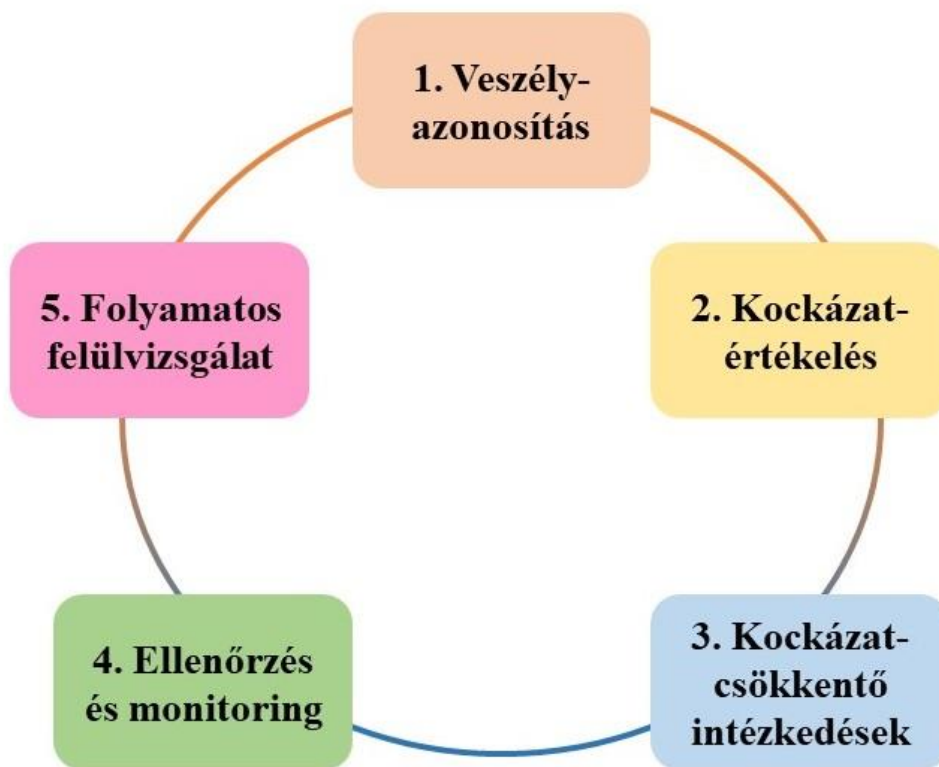
A kockázat alapú megközelítés szintén fontos része, hogy az azonosított veszélyekhez és kockázatokhoz hozzá rendeljük a megfelelő megelőző, beavatkozó és helyreállító intézkedéseket, illetve ellenőrző tevékenységet folytassunk. Az ellenőrző monitoring esetében meg kell határozni ún. beavatkozási értékeket a vizsgált paraméterekhez, aminek a túllépése esetén haladéktalanul megtehető a szükséges – és előre meghatározott – intézkedések. Ezeknek a beavatkozási értékeknek a jogszabályban szereplő határértékeknél szigorúbbnak kell lenniük, így teljesül ugyanis a megelőzés elve⁶ [14, 15].

2.5. Ivóvízbiztonsági tervezés Magyarországon

Az eddig röviden bemutatott kockázat alapú szemlélet az ivóvízhigiéné területén „*ivóvízbiztonsági tervezés*” (angolul: „water safety planning”) néven terjedt el. Ez a gyakorlatban ún. *ivóvízbiztonsági terv*-ben⁷ (angolul: „water safety plan”, a továbbiakban: VBT) jelenik meg. A VBT tulajdonképpen egy olyan komplex üzemeltetési dokumentum, mely az ivóvízellátási lánc minden lépésén végig haladva elemzi a veszélyeket, értékeli a kockázatokat és meghatározza a kockázatsökkentő, megelőző, beavatkozó, helyreállító tevékenységeket és az ellenőrző monitoringot [15]. A veszélyelemzésen és kockázatértékelésen alapuló tervezés folyamatábráját mutatja be a 3. ábra.

⁶ Ha például arzénra 8 µg/l beavatkozási értéket határoznak meg, akkor egy 9 µg/l mért arzén koncentráció esetén megtéve a szükséges beavatkozásokat elkerülhető a határérték túllépés.

⁷ A gyakorlatban „*vízbiztonsági terv*”, „*ivóvízbiztonsági tervrendszer*”, „*vízbiztonsági tervrendszer*” stb. elnevezéssel is lehet találkozni, melyek szinonímák. A gyakorlatban a VBT rövidítés használata honosodott meg és terjedt el.



3. ábra A kockázatalapú megközelítés lépései (forrás: NNGYK)

Az ivóvízbiztonsági tervezés bevezetésében hazánk élen jár az Európai Unió tagállamai közt. Magyarországon 2009 óta jogszabályi előírás, hogy az ivóvíz szolgáltatóknak VBT-t kell készíteniük és üzemeltetniük [16]. Ez a kötelezettség fennáll a víziközművek⁸ (a települést, településeket ellátó ivóvízművek) és a közösségi ellátást biztosító saját célú ivóvízművek⁹ (például saját kúttal és ivóvízellátó rendszerrel rendelkező szállodák, kórházak, egyéb intézmények, kisebb településrészek ellátását biztosító ivóvízművek) esetében is [17, 18]. A VBT tartalmi követelményére vonatkozó, a WHO ajánlásaival összhangban levő elvárásokat az 5/2023. (I.12.) Kormányrendelet rögzíti.

A VBT üzemeltetési kötelezettség bevezetése fokozatosan történt, a nagy, sok fogyasztót ellátó ivóvízellátó rendszerekkel kezdve. Mára már minden ivóvíz szolgáltatónak rendelkeznie kell VBT-vel, míg a legtöbb EU tagállamban a VBT-re vonatkozó kötelezettség 2029-től kerül bevezetésre ellátott fogyasztók számától függetlenül.

⁸ A víziközmű-szolgáltatásról szóló 2011. évi CCIX törvény hatálya alá tartozó ivóvíz szolgáltató által üzemeltetett ivóvízművek [17].

⁹ A vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó általános szabályokról szóló 147/2010. (IV. 29.) Kormányrendelet 2 § 28a) pontban meghatározott ivóvízmű [18]

2.6. A közműves ivóvíz minőségének jogszabályi háttere Magyarországon

Az ivóvíz minőségi követelményeit az EU 2020/2184 Irányelvét a hazai jogrendbe átültető 5/2023. (I. 12.) Kormányrendelet rögzíti. A Kormányrendelet az általános rendelkezéseken (hatály, alapfogalmak) túl többek közt meghatározza:

- az ivóvíz minőségi megfelelése vonatkozásában eljáró, az ivóvízellátást felügyelő népegészségügyi hatóságot,
- a minőségi követelményeket és a megfelelőségi pontot (ahol a megfelelő ivóvízminőséget igazolni kell),
- a különböző ivóvízellátási lépésekhez tartozó kockázatértékelési elvárásokat, beleértve az ivóvízbiztonsági tervet is,
- az ivóvízzel érintkező anyagokra vonatkozó követelményeket,
- az ivóvíz minőségellenőrzésének rendjét, gyakoriságát és a minőségjavító beavatkozásokat,
- az ivóvízminőségi adatok rögzítését, tárolását és kezelését biztosító informatikai rendszert (Humán Vízhatszámok Informatikai Rendszere, HUMVI),
- a vízkorlátozásokra és az ivóvízhez való hozzáférésre vonatkozó részleteket,
- a lakosság és a nyilvánosság tájékoztatásának módját,
- a nevesített vizsgálandó paramétereket és a hozzájuk tartozó határ-, ill. parametrikus értékeket.

Fontos tisztázni, hogy mi a különbség a *határ*-, illetve a *parametrikus érték* között. A kémiai komponensek esetében határérték olyan komponensekre határoztak meg, melyek *igazolt káros egészséghatással* rendelkeznek (Kormányrendelet 1. melléklet, 2. tábla). Ezzel szemben parametrikus értékek a mikroszkópos biológiai komponensekre (Kormányrendelet 1. melléklet, 4. tábla), illetve az úgynevezett *indikátor paraméterekre* lettek megállapítva (fizikai, mikrobiológiai, radiológiai és kémiai komponensek vegyesen) (Kormányrendelet 1. melléklet, 3. tábla). Ezek káros egészséghatása jellemzően nem igazolt¹⁰, vizsgálatuk (esetenként kezelésük) azért fontos, mert:

- valamilyen változást jeleznek a vízminőségben (pl. pH, fajlagos elektromos vezetőképesség), ami lehet például a vízbázisban bekövetkező változás, de technológia hiba vagy csőtörés is

¹⁰ Pontosabban abban a koncentrációban nem, ami ivóvízben reálisan előfordulhat, hiszen Paracelsusnak köszönhetően tudjuk, hogy *"mennyiség teszi a mérget"*.

- közvetett módon az ivóvíz minőségének romlásához vezetnek, ún. „*másodlagos vízminőség romlás*” okozva. Erre példa a vas és a mangán, ami az ivóvíz barnás, feketés elszíneződését okozhatja, ill. üledéket képezhet, vagy az ammónium, ami önmagában nem probléma – természetes vizekben reálisan előforduló legnagyobb mennyisége is nagyságrenddel a toxikus hatást kiváltó koncentráció alatt van [19] -, de kedvezőtlen körülmények között nitrit képződhet belőle, ami már jelentős egészségkockázatot jelenthet.

A két fogalom a jogszabály szövege szerint:

„2. §...

15. határérték: az a parametrikus érték, amely *felett mérlegelés nélkül korrekciós intézkedést kell tenni*,

...

35. parametrikus érték: az ivóvízben jelen lévő kémiai, biológiai és radioaktív anyagok, valamint fizikai jellemzők értéke, amely *felett vizsgálni és mérlegelni szükséges, hogy* ezeknek az anyagoknak, valamint fizikai jellemzőknek az ivóvízben való jelenléte *kockázatot jelent-e az emberi egészségre nézve,...*” (5/2023. (I. 12.) Kormányrendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről)

Tehát határérték túllépés esetén mindenképpen szükséges valamilyen beavatkozás (bár ennek mértéke és pontos módja mármérlegelést igényel), míg parametrikus érték túllépés esetén a beavatkozás megtétele is mérlegelhető.¹¹

A Kormányrendelet vizsgálandó paraméterek mellett a vizsgálatok gyakoriságát is szabályozza (Kormányrendelet 2. melléklet). Ez az ivóvízellátó rendszer méretétől – pontosabban a naponta szolgáltatott ivóvíz mennyiségétől – függően évente 1 minta vizsgálatától (kisebb rendszerek esetében) akár a napi mintavételig terjedhet. Ez a „*megfelelőségi monitoring*”, amit az ivóvíz szolgáltató (ún. *önellenőrző* vizsgálatokkal) és a hatóság (ún. *hatósági ellenőrző* vizsgálatokkal) együttesen végez.

A kockázat alapú megközelítés szerint – mely már a korábban hatályos hazai jogszabályban is megjelent - a Kormányrendeletben nevesített paraméterek mellett az illetékes népegészségügyi hatóság további komponensek vizsgálatát is előírhatja, ha feltételezhető, hogy

¹¹ A terminológia megértését nehezíti, hogy az Ivóvíz Irányelv szöveg szerint nem tesz különbséget a különböző paraméterekre meghatározott értékek esetében, csak a „*parametric value*” kifejezést használja, de természetesen az egyes komponensek megítélése már nem egységes, az a komponens jelentette kockázattól függ. A magyar nyelvű megkülönböztetés azért került bevezetésre, hogy lehetőleg minél egyértelműbb legyen a nagyon is jelentős különbség az egyes komponensek megítélése közt.

olyan mennyiségben vagy koncentrációban van jelen az ivóvízben, ami egészségkockázatot jelenthet (15. §. (11)).

Szintén szabályozva van (5. §.), hogy az ivóvízminőséget mely ponton kell igazolni, hol kell a mintát venni („*megfelelési pont*”). Ez közműves ivóvízellátó rendszerek esetében elsősorban a fogyasztói pont (például konyhai csap), azaz ahol a tényleges ivóvízfogyasztásra sor kerül. Azonban vannak olyan paraméterek, melyek koncentrációja az elosztóhálózatban nem változik (nem ülepednek ki, nem származnak az elosztóhálóból, nem képződnek a vízszállítás során). Ezeknél a komponenseknél megfelelési pontnak kijelölhető az ivóvízművet elhagyó pont is, azaz ahol a szolgáltatott ivóvizet az elosztóhálózatba táplálják („*betáplálási pont*”), vagy a hálózat bármely pontja.

Összeségében tehát elmondható, hogy a jogszabály egyfelől meglehetősen konkrétan szabályozza az ivóvízminőség ellenőrzését, meghatározva, hogy alapvetően mit, mikor és hol kell vizsgálni, de lehetőséget is ad a szakmai mérlegelésnek, a korszerű, kockázatokon alapuló ivóvízbiztonságnak, így biztosítva a megfelelő ivóvízminőséget.

2.7. Az ivóvízellátás helyzete Magyarországon

A magyarországi ivóvízminőségről az NNGYK minden évben nyilvános, összesítő jelentést készít¹², illetve folyamatosan elérhető települési szinten a tájékoztatás az ivóvízminőségről¹³. Hazánkban a közműves ivóvízellátás mind a vízminőséget, mind az ellátás hozzáférhetőségét tekintve jónak mondható. Minden településen biztosított a közműves ivóvíz ellátás, bár egyes külterületeken, tanyasi környékeken, ritkábban belterületen is vannak ellátatlan részek. A lakóhelyen belüli közműves ivóvízellátás aránya országosan 95,1 % a Központi Statisztikai Hivatal (a továbbiakban: KSH) adatai alapján, de jelentős területi különbséget mutat. Ez az arány Bács-Kiskun vármegyében a legrosszabb, 2022-ben 87,3 %, míg közel 100 % Budapesten és kilenc további vármegyében. A közműves ivóvízellátással rendelkező lakások eloszlását mutatja be a 4. ábra [20, 21].

¹²NNGYK: <https://www.nnk.gov.hu/index.php/kozegeszssegugyi-laboratoriumi-foosztaly/kornyezetegeszsegugyi-laboratoriumi-osztaly/vizhigienes-laboratorium/ivoviz/ivovizminosegi-jelentesek.html>

¹³NNGYK: <https://www.nnk.gov.hu/index.php/kozegeszssegugyi-laboratoriumi-foosztaly/kornyezetegeszsegugyi-laboratoriumi-osztaly/vizhigienes-laboratorium/ivoviz/magyarorszagi-telepulesek-ivovizminosege.html>

Ivóvízhez való hozzáférés

87 - 90%

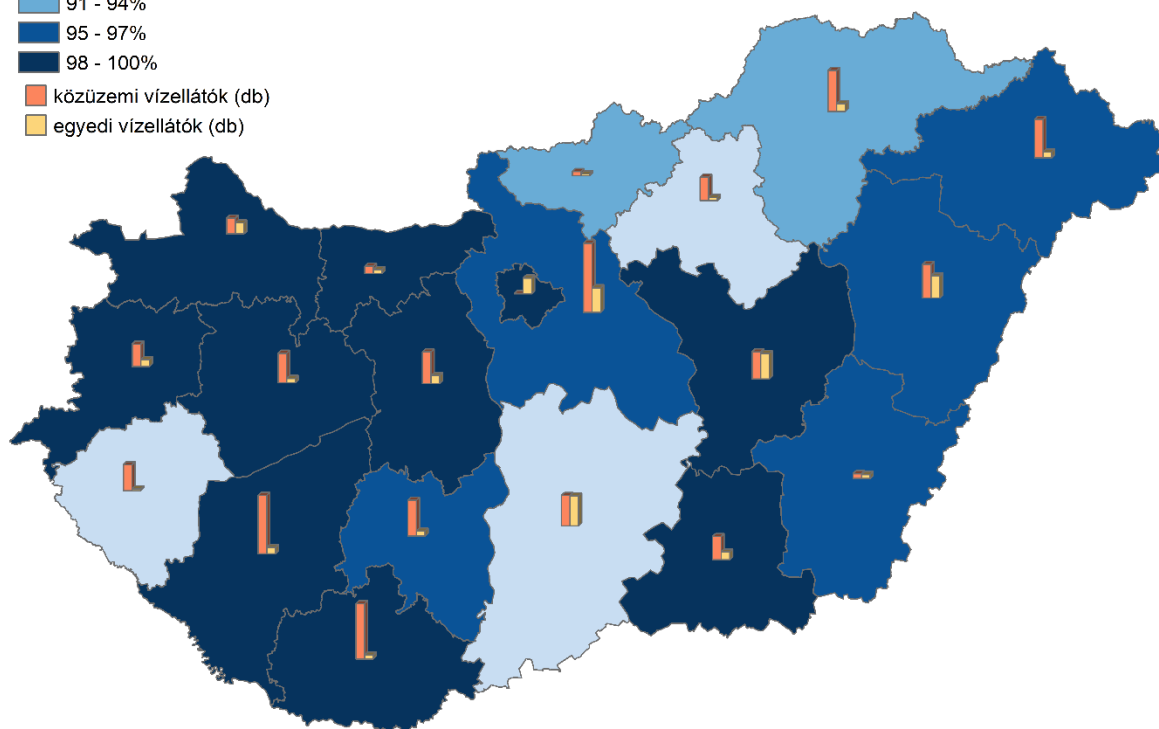
91 - 94%

95 - 97%

98 - 100%

közművesi vízellátók (db)

egyedi vízellátók (db)



4. ábra A közműves ivóvízzel ellátott háztartások aránya, valamint a közműves és egyedi ivóvízellátórendszerek száma megyénként (2022) (forrás: NNGYK [21])

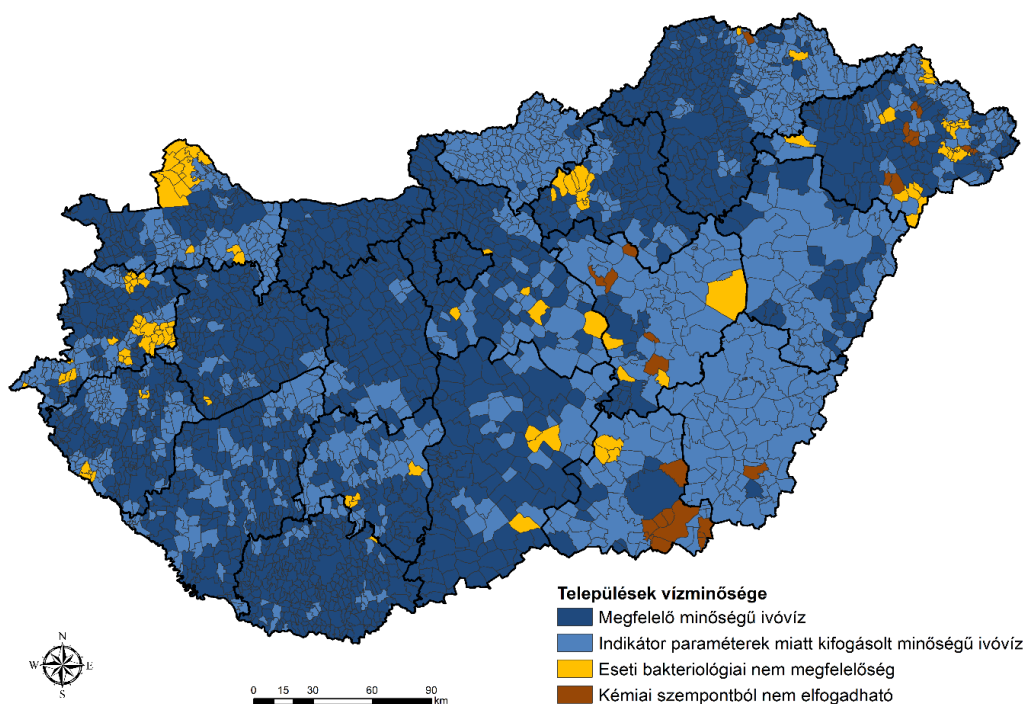
A közműves ivóvízellátást 37 víziközmű-szolgáltató biztosítja, melyek együttesen 1403, a Humán Vízhasználatok Informatikai Rendszerében (továbbiakban: HUMVI) regisztrált ivóvízellátó rendszert üzemeltetnek [22].

A lakosság körülbelül 3 %-át látják el ivóvízzel egyedi rendszerek (közösségi ivóvízellátást biztosító saját célú ivóvízművek), bár erre vonatkozóan pontos számok nem állnak rendelkezésre. Nagyjából 200.000 ember ivóvízellátása ismeretlen forrásból történik. E csoportba tartozó személyek legtöbbször saját (magán) kútjaikat használják, vagy közkifolyóról vételeznek ivóvizet [21].

Vízbiztonsági szempontból a rendelkezésre álló lehetőségek közül a közműves ivóvízellátás tekinthető a legjobb, legbiztonságosabb megoldásnak, azaz a legkevesebb kockázattal járónak. Az egyedi rendszerek ivóvízminőség ellenőrzésére is vonatkoznak jogszabályi előírások, de ez gyakran nem valósul meg teljeskörűen, a felhasznált vízbázisok védelemben tartása ritkán valósul meg, az üzemeltetés szakszerűtlenebb, mint közműves ivóvízellátás esetén, így jóval gyakoribbak a nem megfelelő ivóvízminőségi eredmények is. A magánkutas ivóvízellátás pedig ennél is nagyobb kockázattal járó ivóvízellátási forma, melynek egyik fő oka, hogy az azt használó lakosság nagyon gyakran nincs tisztában a veszélyekkel és

kockázatokkal, illetve azzal, hogy pontosan milyen vizsgálati kötelezettségei és kockázatcsökkentési lehetőségei vannak, jellemzően nem is vizsgálják a kútvíz minőségét.

Ahogy az ellátottságban, úgy a szolgáltatott víz minőségében is megfigyelhetők területi különbségek. Összeségében országosan az ivóvízminőség megfelelő, 2022-ben több mint 54.000 vízminta vizsgálata történt meg, és ezek eredménye 99-100 % megfelelő volt.¹⁴ Az éves települési ivóvízminőség értékelést az NNGYK az egyes paraméterek jellemző értéke alapján végzi. Ennek során a kémiai komponensek esetében a medián koncentrációját vetik össze a határértékkel, ill. parametrikus értékkel, mikroszkópos biológiai és mikrobiológiai paraméterek esetében pedig a megfelelőségi arányt vizsgálják. A hazai települési ivóvízminőséget mutatja be az 5. ábra. Az ábrán látható kifogásoltságot leggyakrabban ammónium, vas- és mangán, illetve egyes mikrobiológiai paraméterek, az eseti bakteriológiai nem megfelelőséget *E. coli* vagy *Enterococcus*-ok jelenléte, míg a kémiai nem elfogadhatóságot az arzén, a klórozási melléktermékek vagy a nitrit okozza.



5. ábra Települések ivóvízminőségi értékelése (2022) (Forrás: NNGYK [21])

Hazánkban a legnagyobb kihívást az ivóvízhigiéné területén hosszú éveken át a geológiai eredetű komponensek okozták. Ezek közül is kiemelt jelentőségű az arzén (As), mind egészséghatását, mind az érintett települések számát tekintve. Kisebb számban fordult elő bór,

¹⁴ A vízminőség értékelésekor a Kormányrendelet különbséget tesz attól függően, hogy parametrikus vagy határérték túllépésre került sor. Ha egyikre sem, akkor a vízminőség „megfelelő”. Parametrikus érték túllépéskor a vízminőség „tűrhető” (korábban: „kifogásolt”), határérték túllépéskor „nem elfogadható”[4].

ill. fluorid határérték túllépés. A 2010-es évek elején még több mint 400 településen volt az ivóvízben határérték (10 µg/l) feletti az arzénkoncentráció. Az EU csatlakozási folyamat részeként kidolgozásra került Ivóvízminőség-javító Program (a továbbiakban: IMJP) során azonban országszerte megtörténtek a szükséges beavatkozások. Ezek közé tartozott új vízbázis használta, másik ivóvízellátórendszerre történő csatlakozás vagy leggyakrabban a megfelelő vízkezelő technológia kiépítése. 2022-ben már csak 9 településen vagy településrészen tartalmazott a szolgáltatott közműves ivóvíz határérték feletti mennyiségben arzént, illetve 2 településen bór. A bór probléma az Ivóvíz Irányelv és a Kormányrendelet megemelt bór határértékének (2,4 mg/l) köszönhetően megoldódott. Az As problémával továbbra is érintett településeken az ivóvíz biztosítása egyéb módon, alternatív forrásból történik (vízosztás, lajtos kocsi, konténeres ivóvíztisztító berendezés stb.) [21].

A világ nagy részén a mikrobiológiai problémák és a vízhiány a fő ivóvízhigiénét érintő kérdés, hazánkban és a fejlett országokban azonban mára a legnagyobb gondot az antropogén eredetű szennyezők, ill. az ún. *másodlagos vízminőségromlás* okozzák. Ez utóbbi alatt azt kell érteni, mikor az ivóvíz szolgáltató által a hálózatba táplált megfelelő ivóvíz minősége a hálózatban kedvezőtlen irányba változik. Ennek nagyon sok oka lehet, kezdve a fertőtlenítőszerekből melléktermékek képződésétől, a mikrobiológiai problémák megjelenésén át a házi ivóvízhálózatokban lévő ólomcsövekből történő ólom kioldódásáig.

Ez azonban nem jelenti azt, hogy természetes eredetű komponensek nem okozhatnak problémát a továbbiakban. Ahogy egyre több szakirodalmi adat és tapasztalat áll rendelkezésre időnként szükséges új, korábban nem vizsgált komponensek esetében is felméri a kockázatokat. A jogszabályban nevesített komponensek mellett szükséges, hogy új, potenciális egészséghatással rendelkező komponensek is vizsgálatra kerüljenek.

2.8. Az ivóvízellátórendszer és az ivóvízellátási körzet

Ivóvízellátórendszer alatt az ivóvízellátásban részt vevő létesítmények összességét értjük a vízbeszerzéstől az elosztóhálózatiig [4]. Gyakorlatilag a vízellátási lánc vízbázis, vízkivétel lépésétől kezdve minden további része beletartozik (lásd még 2. ábra), de nem szükségszerűen tartalmazza az összes lépést. A nyersvíz minősége gyakran - főleg a mélységi rétegvizet vízforrásként használó ivóvízellátó rendszerek esetében - nem igényel vízkezelő technológiát, sőt, akár előfordulhat, hogy megelőző fertőtlenítése sem szükséges. Ilyen rendszer esetében a „vízkezelés/fertőtlenítés” lépés értelemszerűen hiányzik a vízellátási láncból.

Egy ivóvízellátó rendszert egy víziközmű szolgáltató (a továbbiakban: víziközmű-szolgáltató) üzemeltet, amely az ivóvízellátó rendszerre vonatkozó VBT elkészítéséért és

üzemeltetéséért is felelős. Az ivóvízellátó rendszerek mérete nagyon sokféle lehet. Vannak, melyek csak egy település vagy településrész ivóvízellátását biztosítják, gyakori, hogy néhány szomszédos település közös ivóvízellátó rendszerhez tartozik, de előfordulnak nagy, regionális ivóvízellátó rendszerek is, melyekhez akár több tucat település is tartozhat.

A vízbázis tekintetében is többféle ivóvízellátó rendszerrel találkozhatunk. Gyakran egy ivóvízellátó rendszer egy vízbázist használ, de nem ritka – különösen a nagy települések, vagy a sok települést ellátó ivóvízellátó rendszerek esetében – hogy több vízbázis tartozik egy rendszerhez. Az ezekből kitermelésre kerülő víz a vízkezelő technológia előtt, vagy egyes esetekben a közüzemi ivóvízhálózaton különböző arányban keveredik.

Másik fontos fogalom az *ivóvízellátási körzet*. Az ivóvízellátási körzet olyan földrajzilag meghatározott, a településnél semmiképp nem nagyobb terület, amelyen belül az ivóvíz egy vagy több forrásból származik és az ivóvízminőség azonos [4].

Az ivóvízellátó rendszer nagyobb – vagy egy települést ellátó rendszer esetében legfeljebb ugyanakkora – mint az ivóvízellátási körzet. Egy település területén lehet több ivóvízellátási körzet is - ha a vízminőség alapján jól elkülönülő területek meghatározhatók rajta -, de egy ivóvízellátási körzet semmiképp sem lehet több településen.

2.9. Természetes vízbázis eredetű komponensek

A felszín alatti vizek (és természetesen a felszíni vizek) minősége nagymértékben függ a geológiai háttértől. A kőzetek és az azokkal érintkezésbe kerülő vizek folyamatos kölcsönhatásban vannak. A vizek kémiai és fizikai minősége (kémhatás, redox tulajdonságai) hatással van a kőzetvázra (oldódás, kicsapódás, anyagszállítás stb.), ami visszahat a vízminőségre. A felszíni vizek esetében a leggyakoribb szervesetlen ionokat – melyek koncentrációja gyakorta 1 mg/l feletti – *főelemeknek* hívják. A fő kationok a nátrium-, a kálium-, a magnézium- és a kalciumion, a fő anionok a karbonát-, hidrogénkarbonát-, szulfát- és a kloridion. Ennél jóval kisebb koncentrációban fordulnak elő a *nyomelemek* (például bárium, stroncium). Utóbbiakra vonatkozóan azonban jellemzően kevesebb mérési eredmény áll rendelkezésre, mert általános vízkémiai elemzések során jellemzően a főelemek mennyiségét határozzák meg, azok egymáshoz való viszonyán alapul a legtöbb osztályozási rendszer [13].

Ugyanakkor ivóvízhigiéné szempontjából nagyon fontosak lehetnek a nyomelemek is. Erre kiváló példa az arzén, melynek jelenléte az ivóvizekben az 1980-as évek előtt nem volt ismert, az nem is szerepelt a vizsgálandó komponensek közt. A Duna-Tisza közén fordultak elő arzénnek tulajdonított bőrbetegségek és halálesetek is, melyeket az ivóvízzel hoztak összefüggésbe, de ezt antropogén szennyeződés (elásott arzéntartalmú növényvédőszer)

következményének gondolták. Az érintettség forrásának felderítése vezetett el a felismeréshez, hogy hazánk egyes régióiban az arzén természetes módon megjelenik az ivóvízbázisokban és érinti több mint 400.000 ember ivóvízellátást [23-25].

Az ismert vagy feltételezett egészséghatás és/vagy egyéb ivóvízhigiénés (például másodlagos vízminőségromlás), vagy egyéb szakmai szempontból érdeklődésre számot tartó elemeket mutatja be az *1. táblázat*, melyek közül legfontosabbak részletesebben is bemutatásra kerülnek.

1. táblázat A vízhiigiénés szempontból jelentős természetes eredetű elemek összefoglaló táblázata

Komponens és vegyjele	Rendszám és relatív atomtömeg	Relevancia	Nemzetközi irányértékek, határértékek	Hazai határ- vagy parametrikus érték
Arzén (As)	33 / 74,91	Ismert káros egészséghatás: karcinogén, kardiovaszkuláris és idegrendszeri hatások, vese- és májkárosító [19, 23-25].	10 µg/l ⁽¹⁾	10 µg/l
Bárium (Ba)	56 / 137,34	Nem egyértelmű, ellentmondásos eredmények, feltételezhető egészséghatás: kardiovaszkuláris (magas vérnyomás) hatás, ill. állatkísérletekben vesekárosító hatás [19, 26].	1300 µg/l ⁽¹⁾ ; 2000 µg/l ⁽²⁾	-
Berillium (Be)	4 / 9,01	Feltételezhető káros egészséghatás: állatkísérletekben (kutya) vékonybél-elváltozás [19, 27].	12 µg/l ⁽¹⁾ ; 4 µg/l ⁽²⁾	-
Bór (B)	5 / 10,81	Nem egyértelmű, de feltételezett káros egészséghatás: állatkísérletekben (patkány, egér, kutya, nyúl) fejlődési rendellenességek és szaporodási rendszer károsodás [19, 28].	2400 µg/l ⁽¹⁾	1500/2400 µg/l*
Cink (Zn)	30 / 65,37	Az emberi szervezet számára fontos, de az ivóvíz nem jelentős beviteli forrása. Ivóvízben másodlagos vízminőségromlást okozhat: íz és színprobléma [19].	3000 µg/l ⁽¹⁾	-
Kalcium (Ca)	20 / 40,08	Az emberi szervezet számára fontos, ivóvízben feltételezhető pozitív egészséghatás: védőhatás magas vérnyomással szemben. Hiánya csonttritkulás, daganatos és kardiovaszkuláris megbetegedések, inzulinrezisztencia és elhízás kockázatnövekedéssel jár [29-33].	min.: 30 mg/l, javasolt: 40-80 mg/l ⁴	nincs, tájékoztatási céllal mérendő 3 évente
Kálium (K)	19 / 39,10	Az emberi szervezet számára fontos. Ivóvízben előforduló mennyisége jellemzően nem okoz egészségkockázatot, de érzékeny egyének (pl. veseelégtelenség) esetében jelenthet kockázatot [19].	-	nincs, tájékoztatási céllal mérendő 3 évente

Komponens és vegyjele	Rendszám és relatív atomtömeg	Relevancia	Nemzetközi irányértékek, határértékek	Hazai határ- vagy parametrikus érték
Kobalt (Co)	27 / 58,933	Az emberi szervezet számára fontos, a B12 vitamin alkotója. Nagy koncentrációban tüdő- és szívproblémákat, ill. dermatitist okozhat, állatkísérletekben máj- és vesekárosító [26].	-	-
Lítium (Li)	3 / 6,94	Ivóvízben feltételezhető pozitív egészséghatás: öngyilkossággal, demenciával szembeni védőhatása lehet, ugyanakkor okozhat pajzsmirigyproblémákat is [34-38].	10 µg/l ⁽²⁾	-
Magnézium (Mg)	12 / 24,31	Az emberi szervezet számára fontos, ivóvízben pozitív egészséghatás: védőhatás kardiovaszkuláris és daganatos megbetegedésekkel szemben. Alacsony bevitele egyes betegségek kockázatának növekedésével jár. [29-33]	min.: 10 mg/l, javasolt: 20-40 mg/l ⁽⁴⁾	nincs, tájékoztatási céllal mérendő 3 évente
Mangán (Mn)	25 / 54,94	Ivóvízben káros egészséghatása feltételezhető 700 µg/l felett, de 100 µg/l esetén már jellemző esztétikai problémákat (íz, szín, üledékképződés) okoz, így főként másodlagos vízminőségromlást eredményez. [19, 28]	80 µg/l ⁽¹⁾	50 µg/l
Molibdén (Mo)	42 / 95,94	Az emberi szervezet számára fontos, ivóvízzel kapcsolatos káros egészséghatása nem valószínű. A WHO ajánlott egészségügyi alapú irányadó értéket határozott meg [19].	70 µg/l ⁽¹⁾	-
Nátrium (Na)	11 / 22,99	Az emberi szervezet számára fontos. Az ivóvízzel bevitt mennyiség marginális az egészséghatása szempontjából, a magas vérnyomásra gyakorolt hatása nem bizonyított. Ízproblémákat okozhat [19].	200 mg/l ⁽¹⁾	200 mg/l
Szelén (Se)	34 / 78,96	Az emberi szervezet számára fontos, hiánya (ízületi betegségek) és túlzott bevitele (haj- és körömproblémák, hasmenés) is könnyen előfordulhat [19, 39].	40 µg/l ⁽¹⁾ ; 50 µg/l ⁽²⁾	20 µg/l
Stroncium (Sr)	38 / 87,62	Nagyon nagy koncentrációban okozhat csontfejlődési és dentális problémákat, ill. csecsemőknél és gyerekeknél angolkórt [26]. Elsősorban vízbázisok jellemzése okán lehet jelentősége.	-	-
Titán (Ti)	22 / 47,90	Ismert biológiai hatása nincs, a titán-dioxid fokozódó felhasználása (elsősorban nano részecskeméretben) miatt alapállapot felmérés és a vízbázisok jellemzése miatt lehet jelentősége.	-	-
Urán (U)	92 / 238,03	Ismert káros egészséghatás: vesekárosító és alfasugárzó [19, 40].	30 µg/l ^{(1), (2)}	30 µg/l

Komponens és vegyjele	Rendszám és relatív atomtömeg	Relevancia	Nemzetközi irányértékek, határértékek	Hazai határ- vagy parametrikus érték
Vanádium (V)	23 / 50,94	Feltételezhető káros egészséghatás: csont-, szív- és érrendszeri, neurológiai és immunrendszeri hatások [26, 41].	140 µg/l ⁽³⁾	-
Vas (Fe)	26 / 55,847	Az emberi szervezet számára fontos. Ivóvízben másodlagos vízminőségromlást okozhat: íz és szagproblémák, zavarosság, üledékképződés [10, 19, 21. 28].	300 µg/l ⁽¹⁾	200 µg/l

⁽¹⁾WHO [19]; ⁽²⁾EPA [27]; ⁽³⁾olasz nemzeti jogszabály [42]; ⁽⁴⁾EU tagállami javaslatok [29] Rendszám és relatív atomtömeg [43]; Hazai határ- és parametrikus értékek [4] *A Kormányrendelet alapján a határérték 1,5 mg/l azzal a megjegyzéssel, hogy „a határérték 2,4 mg/liter, azon ivóvízellátó rendszerekben, ahol a geológiai adottságok 1,5 mg/liter feletti bórkoncentrációt eredményeznek az ivóvíz-ellátáshoz kitermelésre kerülő felszín alatti vízben.”

2.9.1. Arzén

Világszerte és hazánkban is jelentős geológiai eredetű ivóvízszennyező, akár több száz µg/l-es koncentrációban is jelen lehet a nyersvízben. Krónikus fogyasztása a bőr-, hólyag, vese- és tüdőrák kockázatát növeli, de számos, nem-daganatos betegség kialakulásában is szerepet játszhat, például kardiovaszkuláris vagy perifériás és központi idegrendszeri, ill. vese- és májbetegségek [19, 23-25]. (Lásd még: „2.7. Az ivóvízellátás helyzete Magyarországon” fejezet.) Az Ivóvíz Irányelv 10 µg/l határértéket állapít meg az arzén esetében, de nem zárható ki a jövőben való szigorítása. Például Németország a határértéket nemzeti szinten 4 µg/l-re csökkentte 2028. január 12-től új ivóvízellátó rendszerek, 2036. január 12-től pedig minden ivóvízellátó rendszer esetében [3, 44].

2.9.2. Kalcium, magnézium és összes keménység

Tekintettel a két elem ivóvízhigiénés szempontból szoros viszonyára (előfordulás, egészséghatás stb.), egy alfejezetben mutatom be őket.

Mindkét elem esetében igaz, hogy fő beviteli forrás a táplálkozás, azonban az is, hogy világszerte jellemzően elégtelen mindkét elem esetében a bevitel. Így különösen fontos az ivóvízzel történő kalcium és magnézium bevitel, ami a víz összetételétől függően akár a bevitel 5-20 %-át is adhatja [45]. Ivóvízben történő vizsgálatukat az Ivóvíz Irányelv és a Kormányrendelet előírja, de csak 3 évente egyszer, tájékoztatási céllal [3, 4]. Magyarországon korábban jellemzően nem mérték külön ezeket az elemeket, de az ún. *összes keménység* régóta kötelezően vizsgálendő paraméter, parametrikus értéke 50-350 CaO mg/l. A víz összes keménységét elsősorban oldott kalcium és magnézium sók adják, bár kisebb mértékben egyéb oldott, több vegyértékű fém-ionok (például bárium, vas, mangán, stroncium stb.) is hozzájárulnak. Az összes keménységet két részre oszthatjuk: a karbonátokkal képződő sók

adják a változó vagy karbonát keménységet, míg az egyéb sók (szulfát, klorid) az állandó vagy nem-változó keménységet. Hagyományosan a víz szappannal történő reakcióképességével jellemezték a víz keménységét, a kemény víz jelentősen több szappant igényel a habképződéshez. A kemény víz gyakran képez szilárd fázisként kiváló, észrevehető csapadékot (oldatlan fémekkel, sókkal, szappanokkal), vízkövet. Mértéke többféleképpen is kifejezhető, Magyarországon a kalcium-oxid (mg CaO/l) egyenértéket használják¹⁵ [28]. Így tehát összes keménységre vonatkozóan nagymennyiségű adat áll rendelkezésre, de a két elem különbségei az egészséghatásukat tekintve mindenképp indokolja felmérésüket külön-külön a hazai ivóvízellátásban. Jól ismert az ivóvízben lévő magnézium, kalcium és a szív-, érrendszeri mortalitás közti fordított összefüggés. Ez a védőhatás a magnézium esetében egyértelműbb, a kalciumnál további vizsgálatokat igényelne a megerősítés [30-33]. De az alacsony bevitelt összefüggésben lehet más megbetegedések megjelenésével is, például a magasvérnyomással, metabolikus szindrómával, ill. egyes daganatos megbetegedésekkel [29].

2.9.3. Lítium

A lítium (Li) ivóvízben lévő koncentrációja változatos, elsősorban természetes eredetűelem. Európában Észak-Angliában, Litvániában és Olaszországban <1,0 µg/l és 20-60 µg/l közt [34, 46, 47], Görögországban 100 µg/l felett [48], Ausztriában pedig 1300 µg/l feletti értéket is mértek [35]. Az Egyesült Államokban ivóvízben <1,0 µg/l és 160 µg/l közt fordult elő [49], Argentínában pedig valamivel több mint 1000 µg/l volt a legnagyobb mért érték [50].

A Li-ot a klinikai gyakorlatban az 1800-as évek óta használják. Bár a kezdeti ajánlások közül több már meghaladtá vált (például köszvények, szívbetegségek), a hangulatzavarok terápiájában továbbra is meghatározó, például a depressziós epizódok kiújulásának megelőzésében is hatékony súlyos depressziós zavarban [36, 51-54]. A klinikai vizsgálatok mellett a 70-es évektől kezdve egyre több *környezetepidemiológiai*¹⁶ kutatás vizsgálta az ivóvízben lévő Li-tartalmat és az öngyilkossági kockázat lehetséges összefüggését, bár ez a mennyiség a terápiás dózisoknál nagyságrendekkel kisebb. A tanulmányok többsége (bár nem mindegyik [46, 55]) azt találta, hogy az ivóvízzel bevitt nagyobb Li mennyiség kisebb öngyilkossági kockázattal jár [34-36, 56, 57]. Több vizsgálat mutatta ki, hogy a Li már nagyon kis dózisban is bioaktív, napi 300-400 µg már kedvezően befolyásolhatja a kognitív leépülés

¹⁵ A gyakorlatban elterjedt még a különböző keménységi fokok használata, például a német vagy a francia keménységi fok. (1 nk° keménységű az a víz, mely 10 mg/l kalcium-oxiddal (CaO) egyenértékű kalcium és magnéziumionot, 1 fk° keménységű az, mely 10 mg/l kalcium-karbonátnak (CaCO₃) megfelelő mennyiségű kalcium- és magnéziumvegyületet tartalmaz).

¹⁶ Környezetepidemiológiai (vagy másnéven ökológiai epidemiológiai) kutatás az, ahol az expozíciót nem egyénenként határozzák meg, hanem valamilyen közegben (például az ivóvízben) mért koncentráció alapján becsülik, és aggregált adatokkal dolgoznak.

folyamatát Alzheimer-kóros betegeknél, ill. közérzet/hangulat javító hatása is lehet korábbi szerhasználóknál. Olyan tanulmány is akadt, ami az ivóvíz Li-tartalma és a demencia előfordulási gyakorisága közt talált – nem lineáris – összefüggést [37, 57-59].

Ugyanakkor fontos megemlíteni, hogy az ivóvíz nagy Li-tartalma nem egyértelműen pozitív megítélésű. Kutatás utal arra, hogy az ivóvízben lévő Li a pajzsmirigy működését kedvezőtlenül befolyásolja, az orvosi kezelésekben használt Li-tartalmú gyógyszerek mellékhatásaihoz hasonlókat váltva ki, bár ezt a kutatást olyan régióban végezték, ahol az ivóvíz Li-tartalma igen nagy volt (maximum: 1005 µg/l) [38].

A nagyszámú kutatás alapján, mely az ivóvíz Li-tartalmának pozitív egészség hatásait valószínűsíti, egyre gyakrabban merül fel lehetőségként a kis mennyiségű Li hozzáadása az ivóvízhez [60].

2.9.4. Szelén

Esszenciális elem, fontos tulajdonsága, hogy terápiás spektruma szűk, nagyon könnyen túlادagolható. Szelénhiány okozhat ízületi betegségeket, míg a túlzott krónikus bevitel – szelenózis – tünetei a törékeny haj és hajhullás, körömfejlődési rendellenességek és hasmenés [39]. Ivóvizekben jellemzően kis koncentrációban fordul elő (<10 µg/l), de előfordulnak ennél jóval nagyobb szeléntartalmú vízbázisok is [19, 61]. Az Ivóvíz Irányelvben megemelésre került a határértéke a korábbi állapot szerint előírt 10 µg/l-ről 20 µg/l-re, azzal a kitételrel, hogy amennyiben a szelén a nyervízben geológiai eredetű, határértékként a 30 µg/l is alkalmazható. A hazai szabályozásba az utóbbi engedmény nem, csak a 20 µg/l határérték került átvezetésre. [3, 4]

2.9.5. Urán

Az urán a szabályozásban újonnan előírt kötelezően vizsgálandó ivóvízszennyező, a határérték 30 µg/l [3, 4]. Bár alfasugárzó, nem emiatt, hanem kémiai toxicitása okán került bevezetésre a vizsgálata. Elsősorban vesekárosító hatással rendelkezik [19, 40]. Koncentrációja a természetes vizekben jellemzően kicsi, de a geológiai háttértől és a felszín alatti áramlási rendszerek tulajdonságaitól függően nagy koncentrációjú területek is előfordulnak (például Mongóliában akár 57 µg/l, Olaszországban 85 µg/l, Kínában 288 µg/l, Norvégiában 750 µg/l mennyiségben is kimutatták) [62-66]. Semleges közeli pH-n, oxidatív körülmények közt jellemzően mobilis. Felszín alatti áramlási rendszerekben történő mozgását elősegíti, hogy karbonátokkal, foszfátokkal, hidroxidokkal és szerves anyaggal komplexet képezhet [67]. Ezek között a körülmények között leginkább U(VI) formában, uranilionként (UO_2^{2+}) van jelen [68].

Az oxidatív körülmények a hazánkban számos helyszínen alkalmazott parti szűrésű ivóvízbázisok esetén főleg a beáramlási, illetve lokális áramlási területekre jellemzők [69].

2.9.6. Vanádium

Az emberi szervezetre gyakorolt hatása nem tisztázott, terápiás és toxikus hatásai is lehetnek (például csont-, szív és érrendszeri, neurológiai és immunrendszeri hatások) [26, 41, 70]. Az Ivóvíz Irányelv és a Kormányrendelet sem szabályozza, de egyes tagállamok előírják vizsgálatát. Olaszországban például 140 µg/l a vanádiumra vonatkozó határérték [42, 66]. Koncentrációja felszíni vizekben igen változatos (0,01 µg/l és 68 µg/l közt), de felszín alatti vizekben – különösen vulkanikus területeken – még nagyobb, akár 350 µg/l is előfordul [66, 71].

2.10. Indikatív dózis és összesalfa-aktivitás

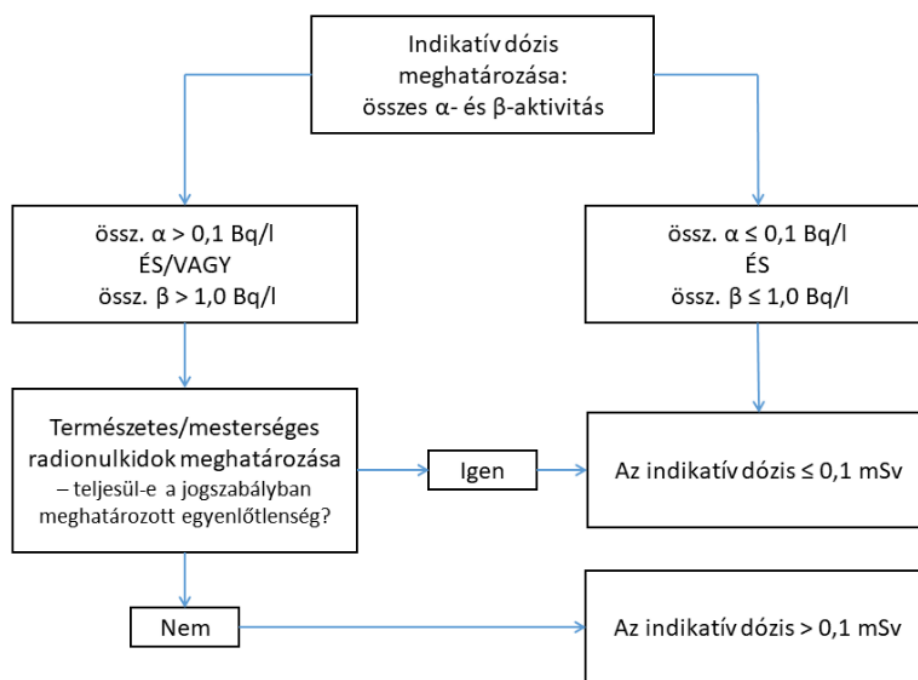
Az ivóvízben radiológiai komponensek vizsgálatát is előírja a Kormányrendelet a 2013/51/Euratom Tanácsi Irányelv alapján 2016 óta, úgy mint trícium, radon és *indikatív dózis* [4, 72]. Jelen dolgozatban ez utóbbi a releváns, a másik kettő paraméter bemutatásától eltekintek.¹⁷ Az indikatív dózis fogalma a Kormányrendelet alapján:

„2. §...

19. indikatív dózis: az ivóvízellátó rendszerben kimutatott természetes és mesterséges eredetű radionuklidoknak az egy év alatt beépült lekötött effektív dózisa a trícium, a kálium-40, a radon és a radon rövid felezési idejű bomlástermékei kivételével,...”

Az indikatív dózis parametrikus értéke 0,1 mSv. Mélni nem, csak becsülni lehet, erre a Kormányrendelet több lehetőséget is megenged. Egyfelől lehetséges az ún. összesalfa- és összesbéta-aktivitás egyidejű meghatározásával. Ebben az esetben mindkettőhöz vizsgálati szintet rendel a Kormányrendelet (összesalfa-aktivitás: 0,10 Bq/l, összesbéta-aktivitás: 1,0 Bq/l). Ha egyik sem haladja meg ezt az értéket, akkor feltételezhető, hogy az indikatív dózis nem lépi át a 0,1 mSv értéket. A másik lehetőség, hogy egy vagy több, a Kormányrendeletben szereplő radionuklid vizsgálatát kell elvégezni és ezek eredményeit összevetni a szintén a Kormányrendeletben szereplő képlettel. A radionuklid vizsgálat akkor is elvégezhető, ha az összesalfa- és összesbétaaktivitás vizsgálatok eredményei meghaladták a vonatkozó vizsgálati szinteket. Az indikatív dózis becslésének folyamatábráját mutatja be a 6. ábra.

¹⁷Elérhető az interneten az NNGYK módszertani útmutatója az „Ivóvizek radiológiai paramétereinek vizsgálatához és értékeléséhez” (2023), https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/187/2023_8_M%C3%B3dsz.%C3%BAtm._Iv%C3%B3viz_radiológiai%20vizsg.pdf



6. ábra Az indikatív dózis becslésének folyamatábrája (forrás: NNGYK [73])

Az egyes radionuklidok egészségkockázata eltérő. Előnyösebb, ha az összesalfa-aktivitás az U izotópjaiból (^{238}U és ^{234}U) származik, és nem rádium (^{226}Ra) vagy polónium (^{210}Po) izotópokból, előbbiek dóziskonverziós tényezői (vagy dózisegyütthatói) egy nagyságrenddel kisebbek¹⁸ [4, 72].

2.11. Az induktív csatolású plazmaionforrású tömegspektrométer (ICP-MS)

A környezeti elemanalitikában igen széles körben elterjedt megoldás az úgynevezett *induktív csatolású plazmaionforrású tömegspektrométer* (angolul: „Inductively Coupled Plasma Mass Spectrometry”, a továbbiakban: ICP-MS). Működési elve az, hogy argon gázból képződő, nagy hőmérsékletű plazmába (6500-7500 K) bejutatott mintában lévő vegyületek atomjaikra bomlanak és ionizálódnak. Az így ionizálódott elemeket aztán tömegspektrométer segítségével lehet elkülöníteni és azonosítani. Az ionizálódott elemeket a tömegspektrométer tömeg/töltés (m/z) arány szerint különbözteti meg [74]. Az ICP-MS egy viszonyító technika. Az elemkoncentráció és a válaszjel közötti arányossági tényező azon a tényen alapul, hogy a meghatározandó elem atomjainak állandó hányada jut be a detektorba, mint ion. Az arányossági tényező az kalibrációs egyenes mérésével határozható meg. A mért jel arányos a koncentrációval, így ismert koncentrációjú oldatsorozat mérését követően ismeretlen minta esetén mért jelből vissza lehet következtetni a koncentrációra.

¹⁸ Habár ezek mind alfasugárzók, a szervezetbe való beépülésük és biológiai felezési idejük, az alfasugárzás energiája, ill. a kísérő gammasugárzás gyakorisága és energiája eltérő, ezért kerülnek eltérő megítélés alá.

Az ICP-MS technika előnyei [74]:

- több nagyságrendre kiterjedő koncentrációtartományban lineáris mérési lefutás,
- fő- és mellékalkotók, valamint nyomelemek egyidejű meghatározása,
- érzékeny méréstechnika, kiváló kimutatási határok,
- nagyszámú elem szimultán¹⁹ mérésére alkalmas (azaz egy mintából, egy mérési szekvencia során sok komponens meghatározását teszi lehetővé. Ez ugyan a mérési időt némileg megnöveli, az ICP-MS azonban még így is nagyon gyors eljárásnak számít).

Az ICP-MS technika fontosabb hátrányai [74]:

- minta oldottanyag-tűrése alacsony,
- többatomos ionok, ill. izobárok zavaró hatásai,
- mátrixhatás jelentős lehet

2.11.1. Az ICP-MS-készülék felépítése

A gyakorlatban leginkább elterjedt ICP-MS készülék részei [74-76]:

1. **mintabeviteli egység:** a mérendő oldatot a leggyakrabban *pneumatikus pumpa* juttattja a *porlasztóba*, ahonnan a *ködkamrába* lép. Ezekből az egységekből többféle megoldással, kialakítással is lehet találkozni. A porlasztó lehet koncentrikus porlasztó, szögporlasztó, V porlasztó vagy ultrahangos porlasztó is. A ködkamra lehet Scott-féle ködkamra, ciklon ködkamra stb. Léteznek közvetlenül szilárd minták vagy gázok elemtartalmának meghatározására is alkalmas ICP-MS készülékek speciális mintabeviteli egységgel (lézeres vagy szikrás elgőzölés, hidridfejlesztéses megoldások stb.), de alkalmazásuk ritka [74, 75]. A pneumatikus pumpa a leggyakrabban, de nem kizárólag alkalmazott mintaadagolási megoldás, előfordul önfelszívó mintabevitel is. A porlasztást argon gáz áramoltatása végzi. Ezt követően azonban még relatív nagy folyadék cseppek is képződnek, melyek a mérés minőségét nagyban rontanak. Ezek a nagy cseppek a ködkamrába, annak falához vagy egyes részeihez csapódva kiválnak, így a plazmába már csak kisebb cseppek jutnak. A ködkamra gyakran hűtött (2-5°C), mely így a porlasztott minta illékony komponenseinek (például az egyes mintaelőkészítések során vagy tartósítószerként használt sósav) mennyiségét csökkenti. A mintabeviteli egység esetében nagyon fontos, hogy: a képződő aeroszol részecskék a lehető legkisebbek legyenek; a mintabevitel folyamatos legyen; a szemcseméret és a

¹⁹ Az elemek mérése valójában egymás után történik, de a mérési idők nagyon rövidek (ms), így tekinthetjük egyidejű mérésnek.

folyamatosság is független legyen a vizsgálandó oldat tulajdonságaitól; kellően tartós legyen, a rajta keresztül haladó oldatok ne károsítsák.

2. **Plazmaégő és a plazma:** a plazmaégő (fáklya vagy angolul „torch”) 3 koncentrikus csőből álló, leggyakrabban kvarcból készült elem. A legbelső csővön keresztül történik a minta plazmába juttatása. Egyel kijebb ún. segédgáz áramoltatására kerül sor, aminek a célja, hogy elválassza a plazmát és a fáklyát, így védve azt és csökkentve az oldhatatlan anyagok felhalmozódását a középső, mintabeviteli csővön. Maga a plazmagáz legkívül áramlik, ez táplálja a plazmát és hűti a fáklya külső csövét. A fáklya plazma oldali vége felé egy hűtött tekercs van, amin nagyfrekvenciájú áram folyik keresztül és gerjeszti a plazmát.
3. **Gáz és gázszabályozás:** A mintabeviteli-, a segéd- és a plazmagáz is nagytisztaságú (4.5 vagy 5.0) argon.
4. **Rádiófrekvenciás generátor:** a rádiófrekvenciás generátor szerepe a plazma létrehozásában és fenntartásában van. 27-56 MHz közti frekvenciájú, 0,6-2 kW teljesítményű a legtöbb esetben. Két fajtájuk terjedt el, a kristályvezérelt és a szabad oszcillációs.
5. **Ionátvitel:** a plazmában képződő ionok a tömegspektrométer egységbe az illesztőelemen (*interfész*-en) keresztül jutnak. Ez két vízzel hűtött kúpból (angolul: „skimmer” és „sampler”) és egy vákuumszivattyús rendszerrel összekötött expanziós kamrából áll. A kúpok közepén 0,3-1,0 mm átmérőjű furat található, ezeken keresztül lépnek át az ionok a tömegspektrométerbe.
6. **Tömegspektrométer:** ez az egység egy lencserendszerből, egy analízátorból és egy detektorból áll. A lencserendszer szerepe, hogy az illesztőelemből belépő ionáramot nyálábbá rendezze és a nem kívánatos ionoktól, elemeket (negatív töltésű, semleges részecskék, fotonok) eltávolítsa. A leggyakrabban alkalmazott analízátor az ún. *kvadrupol*. Ez négy, párhuzamos, kb. 20 cm hosszú fémrúd, melyre egyenáram és rádiófrekvenciás feszültség van rákapcsolva. Az ionok a négy henger közt áramlanak. A rudakon a feszültség változtatásával szabályozni lehet, hogy milyen m/z arányú elemeket engedjenek át a detektorba. A kvadrupol rendszerek hátránya, hogy a felbontásuk alacsony, azaz nem teszik lehetővé a meghatározandó tömeg nagyon pontos (több tizedesjegyig) meghatározását²⁰. A detektor jellemzően egy átalakító dinódából,

²⁰ Léteznek ún. nagyfelbontású analízátorok is, melyekkel a mérni kívánt tömeg több tizedes jegyig megadható, így jelentősen növelhető az érzékenység. Ezek a készülékek jóval drágábbak az amúgy is roppant költséges kisfelbontású ICP-MS készülékekhez képest is.

egy diszkrét dinódás elektronsokszorozóból és egy előerősítőből áll. A detektorba csapódó ionok elektronok felszabadulását okozzák, amik – végig haladva az elektronsokszorozón – a kimenetnél diszkrét töltésimpulzusként érzékelhetőek. A mért jel az ún. beütésszám (angolul: „count per second”, cps), azaz a másodpercenként a detektorba érkező részecskék darabszámával arányos.

2.11.2. Zavaróhatások és kiküszöbölésük

A zavaró hatásokat két csoportba sorolhatjuk, úgy mint spektrális és a nem spektrális zavaró hatások. A spektrális hatás hozzáadódik a jelhez (pozitív hiba), a nem spektrális hatások megváltoztathatják a kalibrációs függvény meredekségét vagy ronthatják az érzékenységet.

Spektrális zavaró hatások:

Spektrális zavaróhatásokat két kategóriába sorolhatjuk: a molekulaionok okozta zavarásra, ill. az izobár interferenciákra. A zavaró hatást okozhatja egy egyszeres pozitív töltéssel rendelkező molekula vagy egy elem izotópja (azonos tömegszámú, ún. izobár elem), melynek tömegszáma egybe esik a vizsgálni kívánt elem tömegszámával. A molekulaionok okozta zavaró hatás gyakoribb, az izobár elemek okozta hatások könnyebben kezelhetők, kiküszöbölhetők. Mivel kifelbontású analizátor esetén csak egész számra tudunk megadni vizsgálandó tömeget, a nagyon hasonló tömegű elemek/molekulaionok zavarhatják egymást (például a ^{58}Fe izotóp azonosnak mérhető a ^{58}Ni izotóppal, vagy az ^{75}As azonosnak mérhető $^{40}\text{Ar}^{35}\text{Cl}$, mert a tömegszámuk egyezik). Az ICP-MS technika alakamazása során az egyszer pozitív töltésű ionok keletkezése a cél, alapvetően ezek meghatározásának alapján működik az eljárás. Ugyanakkor a plazmában – kis gyakorisággal ugyan, de – képződhetnek kettős töltésű ionok is, melyek szintén spektrális zavarást eredményezhetnek. Például a $^{132}\text{Ba}^{++}$ zavarja a $^{66}\text{Zn}^{+}$ elemizotóp jelének monitorozást, hiszen m/z arányuk egyezik [74, 75].

Ezen hatások kiküszöbölését segíti a ködkamra hűtése (2-5 °C-ig); a beporlasztott minták klorid tartalmának csökkentése, a roncsoláshoz és savanyításához használt HCl elhagyása és salétromsavval történő helyettesítése; a mérési körülmények optimalizálása; segédgázok (hidrogén, hélium, oxigén) hozzáadása a porlasztógázhoz vagy a plazmagázhoz; alapegyenletek alkalmazása; illetve az ütközési- vagy reakciócella alkalmazása [75].

Ütközési-, ill. reakciócellák alkalmazása igen elterjedt. Lényegük, hogy a plazmából származó ionokat az ütközési- vagy reakciócellában interakcióba lépjenek az ütközési- vagy a reakciógáz molekuláival. Ezek az ütközések lehetnek reaktívak és nemreaktívak, az alkalmazott gáz tulajdonságaitól függően. Az eljárás célja az, hogy a többatomos ionok vagy kémiai változáson menjenek át (reakció), ami a tömegszámuk megváltozásával jár vagy az ionok a

cellagáz molekuláival ütközve energiát veszítsenek. Az cellában az ütközések révén kialakuló temrékspecieszek kinetikus energiája jellemzően kisebb, mint a plazmából a cellába jutó egyatomos ionoké. Ezt kihasználva a cella után elhelyezkedő potenciálkorlát segítségével – mely a háttérpotenciálnál kisebb energiájú ionokat nem engedi a tömeganalizátorba – megvalósítható a kinetikus energia diszkrimináció (KED), amivel csökkenthető a poliatomos ionok zavaró hatása. Az erre a célra alkalmazott leggyakoribb ütköző gáz a hélium [74].

Nem spektrális zavaró hatások:

A nem spektrális zavarásokat mátrixhatásnak is nevezik. Háromféle folyamatból, illetve helyről származhatnak: a porlasztásból, a plazmából és az illesztőelemből, valamint a lencserendszerből. Ezek a zavarások a porlasztónak, a plazmaégő injektorcsövének és a mintavevő kúpnek az eltömődését is magukba foglalják, amelyet a nem oldott anyagok vagy a beporlasztott szerves oldószerek okoznak [74, 75].

Ezen zavaró hatások csökkentésének egyik módja a mátrixhatás csökkentése mátrixillesztéssel. Ez azt jelenti, hogy az kalibrációs egyenes felvételéhez használt oldatok összetétele közelít a vizsgálati mintaoldatok összetételéhez azért, hogy a fizikai (viszkozitás, felületi feszültség, sűrűség) tulajdonságaikban a lehető legjobban hasonlítsanak [75].

Második technika a mátrixhatás csökkentésére a referenciaelemek (ún. belső standard oldat, a továbbiakban: BSO) használata. Ez alapján minden vizsgálandó oldathoz a referenciaelem ismert koncentrációját hozzáadva, a meghatározandó elem jelét elosztjuk a referenciaelem jelével. A referenciaelem jelét a mátrix ugyan úgy befolyásolja, mint a meghatározandó elem jelét, a mátrixhatás az oldat porlasztóba jutásával, az aeroszol formájával és plazmába jutásával van kapcsolatban, ami hasonló hatással lesz a meghatározandó elemre és a referenciaelemre, így eredményesen korrigálható [74, 75].

A plazma körülményeinek megválasztása - ide értve a porlasztógáz áramlási sebességét és a plazmateljesítményt - a mintavételi mélység és mintafelszívási sebesség optimális megválasztása szintén csökkenti a mátrixhatást. A porlasztó, a ködkamra, a segédkúp és a mintavevő kúp rendszeres tisztítása szintén csökkenti a zavaró mátrixhatást [75].

2.12. Vízkezelési technológiák rövid bemutatása

Dolgozatomban az ivóvízkezelő technológiákat, lépéseket és megoldásokat csak nagyon röviden, a kutatás szempontjából szükséges mértékben mutatom be. A vízkezelő technológia célja kettős: ez egyfelől lehet a víz minőségének javítása, a káros anyagok eltávolítása (pl. arzéneltávolítás), másfelől történhet a másodlagos vízminőségromlás kockázatának csökkentése érdekében (pl. ammóniumeltávolítás, fertőtlenítés).

(Természetesen ezek gyakran együtt, nem egymást kizárva működnek.) A nyersvíz kezelése nem szükségszerű. Ha a nyersvíz minősége kezelés nélkül megfelel az ivóvíz minőségi előírásainak, nem kerül kiépítésre technológia, gyakran csak – megelőzési célból – a víz fertőtlenítésére kerül sor. De előfordul, hogy még erre sincs szükség, ha a hálózat állapota, a vízhasználat módja (rövid a víz tartózkodási ideje a hálózatban) lehetővé teszi. Ez felszín alatti vizek esetében fordulhat elő, felszíni vízkivételnél mindig kiépítésre kerül valamilyen vízkezelő technológia.

A dolgozatban felsorolt vízkezelési lépések a víz útját követve kerülnek bemutatásra, de a legtöbb vízkezelő technológia esetében nem alkalmazzák az összes lépést.

Az első lépés a vízben lévő durva, nagy darabos szennyezők eltávolítása valamilyen rács vagy gereb segítségével, majd a kisebb szilárd vagy lebegő szennyezők *kiszűrése* következik makro-, ill. mikroszítákkal. Ezután kerülhet sor a víz sűrűségénél nagyobb vagy kisebb sűrűségű anyagok szeparálására *ülepítéssel* vagy *flotációval*. Ezek eddig jellemzően felszíni vízkivétel esetén szükséges fizikai elven működő lépések [77].

Sor kerülhet a vizek *gáztalanítására* is. Egyrészt íz- és szaghatást vagy korróziót okozó vagy robbanásveszélyes anyagok (pl. metán) eltávolítása miatt lehet szükséges. Ugyanakkor a *levegőztetés* célja lehet az oxigén, mint oxidálószer bekeverése is [77].

A *derítés* már elsősorban a kolloid részecskék eltávolítását célozza valamilyen vegyszer adagolásával (derítőszer²¹), aminek hatására a szennyezőanyagok makropelyhekké tömörülnek. A derítés három lépésből áll, az első a *koaguláció*, ami során a kolloidok destabilizálódnak, a második a *flokkuláció*, ami során a makropelyhek kialakulnak, a harmadik a *szeparáció*, ami során a pelyhek eltávolításra kerülnek. Ez történhet ülepítéssel vagy szűréssel [77].

A *szűrés* csoportosítható többek közt úgy, mint mechanikai vagy katalitikus attól függően, hogy pusztán fizikai folyamatokra kerül sor vagy valamilyen, az oldott anyag kiválását elősegítő felület került kialakításra.

Szűrési technológiák közé tartozik a *membránszűrés*, mely lehet mikro-, ultra- vagy nanoszűrő, melyek különböző mérettartományt jelölnek. A mikroszűrő jellemzően 0,1-3,0 µm, az ultraszűrő 0,01-0,1 µm, a nanoszűrő 0,001-0,01 µm pórusátmérőt jelent. Ezek alkalmazásával mikroszennyezőket és mikroorganizmusokat is ki lehet szűrni. Itt említem meg a különböző ioncserélő eljárásokat is, melyek anyaguktól függően anionok vagy kationok megkötésére – és más ionra történő kicserélésre – alkalmasak. Az ioncsere és a membránszűrés korábban egyaránt költséges eljárások voltak, ezért a jelenleg üzemelő közműves

²¹ Leggyakrabban alkalmazott derítőszer az alumínium-szulfát vagy a vas(III)-klorid.

ivóvízellátásban esetileg kerültek kiépítésre Magyarországon, azonban a rendelkezésre álló irodalmi adatok alapján a jelen és jövő számára ígéretes alternatívát jelent kiemelten a membrán technológia alkalmazása [78].

A jelenleg Magyarországon üzemelő ivóvízkezelő technológiai eljárások döntő többségében a szűrést gyakran előzi meg valamilyen *oxidációs* eljárás, ami az oldott formában lévő anyagok eltávolítását teszi lehetővé. Ehhez valamilyen oxidálószer adagolása szükséges, melyek közül a leggyakoribb a kálium-permanganát, a klór-gáz, a nátrium-hipoklorit, illetve légbekeréssel a levegő oxigénje. A vas, a mangán és az arzén eltávolítása jellemzően ezzel a megoldással történik²² [77].

Tulajdonképpen oxidációs eljárás az ún. *törésponti klórozás* is, melynek célja az ammóniumeltávolítás. Fontos, mert oxidálószerként klórgázt vagy nátrium-hipokloritot igényel a klórral történő biztonsági fertőtlenítési eljárásokhoz képest egy, de akár két nagyságrenddel nagyobb mennyiségben. Alkalmazása nemzetközi szinten nem gyakori, Magyarországon azonban – a nyersvizek gyakran nagy, természetes ammóniumtartalma miatt – igen elterjedt technológia [79]. Itt említendő meg az ammóniumeltávolítás másik, a gyakorlatban használt, bár ritkább megoldása, a *biológiai ammóniummentesítés*. Ennek során valamilyen felületen, gyakran a szűrőhomok felületén spontán kialakuló biofilmben élő baktériumok bontják az ammónium iont. Első lépésben ammóniumoxidáló fajok (például *Nitrosomonas* fajok) az ammóniumot nitritté, majd ezt a köztiterméket a nitritoxidáló fajok (például *Nitrobacter* fajok) nitráttá oxidálják [80, 81].

Fontos lépés lehet az *aktívszenes adszorpció*, mely során olyan oldott anyagok eltávolítására kerül sor, melyek az aktívszén felületén megkötődnek [77]. Az ivóvízellátásban a gyakorlatban a granulált aktívszén (GAC) alkalmazása terjedt el, elsősorban a törésponti klórozás következtében kialakuló klórozási melléktermékek eltávolítására [79].

Végül pedig sor kerülhet az ivóvíz biztonsági fertőtlenítésére. Erre esetenként használnak fizikai megoldásokat (pl. UV-C), de leggyakrabban valamilyen vegyszeradagolással történik. Ilyen az ózon és a hidrogén-peroxid, de a legfontosabb ivóvízfertőtlenítő szerek a különböző klórtartalmú vegyszerek, úgy, mint nátrium-hipoklorit, klórgáz és klórdioxid.

2.13. Öngyilkosság világszerte és Magyarországon

Az öngyilkosság globális szinten jelentős közegészségügyi probléma, mely évente mintegy 700.000 életet követel (2019-ben: 703.000), ezzel a hús vezető halálozási ok közt van.

²² Illetve arzéneltávolításkor még gyakran pelyhesítőszer adagolással.

A globális kor-standardizált öngyilkossági ráta 2019-ben 100.000 főből 9,0 eset, nemek szerint megbontva férfiakra 12,6, a nőkre 5,4 volt. Az egyes országok közt azonban nagy különbségek figyelhetők meg: volt ország ahol 2 haláleset jutott 100.000 lakosra (Jordánia), volt ahol több mint 80 (Lesotho). A 15-29 évesek körében az öngyilkosság a harmadik (férfiak), ill. negyedik (nők) vezető halálozási ok. Ugyanakkor a globális trend folyamatos csökkentést mutat [82].

Az öngyilkossági kísérlettel végződő viselkedésnek több ismert rizikótényezője van, például az egészségügyi problémák (elsősorban pszichiátriai, szerhasználati és súlyos szomatikus zavarok) személyiség/kognitív jellemzők (pl. impulzivitás/ellenesség, reménytelenség, perfekcionizmus, megghiúsult hovatartozás, érzékelt teherterhelés), valamint demográfiai és szocioökonómiai tényezők (például nem, idősebb életkor, alacsony iskolai végzettség, egyedülálló státusz), negatív/stresszes életesemények (például munkanélküliség, válás, zaklatás), szexuális kisebbségekhez való tartozás (például homo- és biszexualitás) és genetikai hajlam [54, 83-86].

Ugyanakkor védőfaktorok is ismertek, mint a társadalmi támogatás és a hovatartozás érzése, a reziliencia és a vallásosság [83, 86].

Magyarországon az öngyilkossági ráta kiemelkedően magas, és jellegzetes regionális különbségek figyelhetők meg, melyek hosszú ideje fennállnak [83]. A magyarországi szuicid mortalitás 2019-ben az összhaltatóság kb. 1,2 %-a, nagyjából a felére csökkent 2000 óta, bár nem egyenletesen. Így mára Magyarország nem tartozik a világ első 10 országába öngyilkossági mortalitást tekintve. Továbbra is nagyjából háromszor annyi férfi követ el befejezett öngyilkosságot, mint nő és a férfiak hajlamosabbak *violens*²³ megoldást választani. Hazánkban a befejezett öngyilkosságok leggyakoribb elkövetési módja 2019-ben – ahogy korábban is – az önfelakasztás (58,4 %), ezt követi a mérgezés (17,4 %), a magas helyről leugrás (7,2 %), vágó-és szúróeszköz használata (3,6 %), lőfegyver (3,5 %), vízbe fulladás (1,5 %) és a gázzal történő elkövetés (1,1%), egyéb módszerek 7,7 % [88].

A fentiek tehát indokoltá teszik, hogy megvizsgáljuk, a befejezett öngyilkosságok jellegzetes területi mintázata összefüggésben állhat-e az ivóvíz Li-tartalmával Magyarországon.

²³ Violensnek tekinthető minden módszer, ami megbontja a test integritását, non-violensnek, ami nem. Gyakorlatilag a non-violens a gyógyszermérgezés, míg minden más (önakasztás, fegyverrel elkövetett, jármű elé vagy magas helyről leugrás stb.) violensnek számít.

3. Célkitűzés

A jogszabályi környezet megváltozása szükségessé tette a hazai ivóvízellátó rendszerek és ivóvízbázisok országos felmérésének elvégzését az urántartalomra kiterjedően. A kockázatalapú megközelítés pedig azt indokolta, hogy ezt a felmérést több, potenciális egészséghatással rendelkező geogén elemre kiterjesztve végezzük el.

A kutatás során az alábbi célokat és feladatokat foglalmaztuk meg:

- 1) A hazai szolgáltatott ivóvíz és az ivóvízbázisok természetes elemtartalmának felmérése.
- 2) A magyarországi ivóvízbázisok és a közműves ivóvíz minőségének településszintű jellemzése a természetes elemtartalom alapján.
- 3) A természetes elemkoncentráció idő- és térbeli stabilitásának értékelése.
- 4) A szolgáltatott ivóvíz összesalfa-aktivitásának és urántartalmának összefüggés vizsgálata.
- 5) Az ivóvízkezelő technológiák hatásának vizsgálata a nem célkomponensekre.
- 6) A vizsgált természetes elemek egészségkockázatának értékelése:
 - A közműves ivóvíz ismert vagy feltételezhető káros egészséghatással rendelkező elemtartalmának mennyiségi kockázatértékelése.
 - A közműves ivóvíz hozzájárulása a szelénbevitelhez.
 - A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának egészséghatás vizsgálata.
 - A közműves ivóvíz lítiumtartalma és az öngyilkossági halálozás közötti összefüggés vizsgálata.

4. Anyag és módszer

Dolgozatomban első szám első személyben (E/1) fogalmazok azoknál a kutatásoknál, feladatoknál melyeket szinte kizárólag egyedül végeztem. Ugyanakkor a sok szakterületet érintő, komplex vizsgálatoknál (például egészséghatás vizsgálatok) az E/1 használata azt a téves látszatot keltené, hogy az érdem kizárólag az enyém, így ezen részeknél szándékoltnan többes szám első személyben (T/1) fogalmazok.

4.1. A vizsgálandó természetes elemek kiválasztása

A kutatásba bevonásra kerülő elemeknél mérlegeltük azok ismert vagy feltételezett egészség hatásait, szerepüket a vízbázisok jellemzésében, vízbiztonsági relevanciájukat, mérés technikai szempontokat stb. (lásd: „6. Eredmények tárgyalása” fejezet.).

A kutatásba bevont elemek a következők:

bárium (Ba), berillium (Be), bór (B), cink (Zn), kalcium (Ca), kálium (K), kobalt (Co), lítium (Li), magnézium (Mg), molibdén (Mo), nátrium (Na), stroncium (Sr), szelén (Se), titán (Ti), urán (U), vanádium (V).

A vizsgált elemek periódusos rendszerben elfoglalt helyét mutatja be a 7. ábra.

Group→	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	
↓Period																			
1	1 H																	2 He	
2	3 Li	4 Be										5 B	6 C	7 N	8 O	9 F	10 Ne		
3	11 Na	12 Mg										13 Al	14 Si	15 P	16 S	17 Cl	18 Ar		
4	19 K	20 Ca	21 Sc	22 Ti	23 V	24 Cr	25 Mn	26 Fe	27 Co	28 Ni	29 Cu	30 Zn	31 Ga	32 Ge	33 As	34 Se	35 Br	36 Kr	
5	37 Rb	38 Sr	39 Y	40 Zr	41 Nb	42 Mo	43 Tc	44 Ru	45 Rh	46 Pd	47 Ag	48 Cd	49 In	50 Sn	51 Sb	52 Te	53 I	54 Xe	
6	55 Cs	56 Ba	57 La	*	72 Hf	73 Ta	74 W	75 Re	76 Os	77 Ir	78 Pt	79 Au	80 Hg	81 Tl	82 Pb	83 Bi	84 Po	85 At	86 Rn
7	87 Fr	88 Ra	89 Ac	**	104 Rf	105 Db	106 Sg	107 Bh	108 Hs	109 Mt	110 Ds	111 Rg	112 Cn	113 Nh	114 Fl	115 Mc	116 Lv	117 Ts	118 Og
				*	58 Ce	59 Pr	60 Nd	61 Pm	62 Sm	63 Eu	64 Gd	65 Tb	66 Dy	67 Ho	68 Er	69 Tm	70 Yb	71 Lu	
				**	90 Th	91 Pa	92 U	93 Np	94 Pu	95 Am	96 Cm	97 Bk	98 Cf	99 Es	100 Fm	101 Md	102 No	103 Lr	

7. ábra A vizsgált elemek periódusos rendszerben elfoglalt helye (forrás: Wikipédia)

4.2. Előzetes felmérés

Az előzetes felmérésre 2016 és 2018 között került sor. Ennek során négy kivétellel minden hazai közműves ivóvízellátó rendszer mintázása megtörtént. Ivóvízellátó rendszerenként jellemzően 1 mintát vettünk, néhány esetben azonban több településen is történt

mintavétel, ahol ezt a rendszer nagysága, vízbázisai, más rendszerről történő ivóvízátvételei indokolták. A mintavételt a területi népegészségügyi hatósági kollégák és az NNGYK Környezetegészségügyi Vizsgáló Laboratóriumában (NNGYK-KVL) munkatársainak közreműködésével végeztem. Amikor nem volt lehetőség a vízművet közvetlenül elhagyó víz mintázásra, akkor a vízmű által ellátott településen kerestünk ivóvízvételi lehetőséget. Az adott település jellegétől és méretétől függően ezek közforgalmú helyek voltak, például étterem, bolt, közintézmény és – végső esetben – közkifolyó. A mintát lehetőség szerint több, de legalább egy perces folyatást követően vettük, ez azonban nem mindig volt megoldható (például nyomógombos vagy automata csap).

Az előzetes felmérés során a B, Ca, Co, K, Li, Mg, Na, Se, U, V és Zn mennyiségi meghatározását végeztük el.

4.3. Részletes felmérés

A részletes felmérés során ivóvízellátó rendszerenként – amennyiben bármilyen vízkezelési/fertőtlenítési technológia üzemelt – két minta levételére került sor 2018 márciusa és 2022 júniusa között. A mintákat a Magyar Víziközmű Szövetség (továbbiakban: MAVÍZ) közreműködésével víziközmű-szolgáltatók vették az általuk üzemeltetett vízműrendszerekből, önkéntes alapon. A víziközmű-szolgáltatók hatóságilag elfogadott ütemtervbe beépítve vették a mintákat egy általam összeállított mintavételi tájékoztató alapján (*1. melléklet*). A mintavétel előtt sor került a mintavételi csap átöblítésére legalább 1-2 liter ivóvíz kifolyatásával.

Nem minden, a közműves ivóvízellátásban résztvevő víztermelő létesítmény mintázása történt meg. Jellemzően vízbázisonként egy vagy néhány ivóvízkezelés előtti minta (nyersvíz minta) levételére került sor, tekintettel a víztermelő létesítmények nagy számára. Ahol több vízkivételi létesítmény is üzemelt, a mintavételeket a víziközmű-szolgáltatók úgy végezték, hogy a minta a vízbázis, ill. a termelt víz minőségét leginkább reprezentálja (pl. kevert kútvíz minta). Ahol vízkezelést alkalmaznak (legalább fertőtlenítésére), ott az ezt követő ponton, a kezelt vízből is vettek mintát. Erre az esetek többségében az úgynevezett közüzemi hálózati betáplálási ponton került sor, de előfordult, hogy egy távolabbi hálózat végponton vett a víziközmű-szolgáltató ivóvíz mintát.

A mintavétellel együtt a víziközmű-szolgáltatók egy mintavételi jegyzőkönyvet is kitöltöttek (*2. melléklet*). A mintavételi jegyzőkönyvön rögzítésre került többek közt a mintavétel dátuma és a nyersvíz típusa (felszíni, rétegvíz, talajvíz, karszt, parti szűrésű, egyéb/kevert), a vízkezelés lépései és a minta típusa is (nyersvíz/kevert víz, hálózatra kimenő).

A részletes felmérés során a B, Ba, Be, Ca, Co, K, Li, Mg, Mo, Na, Se, Sr, Ti, U, V és Zn mennyiségi meghatározását végeztük el.

4.4. Általános mintavétel

A mintavételek alapját a „*Vízminőség. Mintavétel. 5. rész: Útmutató az ivóvíz mintavételéhez vízkezelő művekből és elosztóhálózatokból*” c. ISO 5667-5:2006 szabvány adta. A minták polipropilén mintavételi edényekbe kerültek levételre, tartósításuk során a pH-juk nagy tisztaságú salétromsavval pH 2 alá lett csökkentve. A minták a laboratóriumba szállítást követően szobahőmérsékleten kerültek tárolásra a vizsgálatig, melyre jellemzően 30 napon belül került sor.

4.5. Analitikai vizsgálat

Az analitikai vizsgálatok NNGYK-KVL-ben végeztük. Ehhez ICP-MS-készülékeket használtunk (előzetes felmérés, 2016-2018 időszakban: Agilent 7500 CE; részletes felmérés, 2018-2022 időszakban: Thermo icap RQ). A kutatás során vizsgált elemek meghatározása az NNGYK-KVL-ben – a Ti kivételével – akkreditáltan, rutinszerűen történt az általam beállított módszerekkel.

Mindkét készülék azonos elven működik, kialakításuk nagyrészt azonos. Mindkettő kislebontású kvadrupól tömegspektrométer. A mintabevitelre a plazmába perisztaltikus pumpával került sor. Az Agilent 7500 CE Scott-féle ködkamrával és Babington-típusú porlasztóval, a Thermo icap RQ ciklon típusú ködkamrával és koncentrikus porlasztóval felszerelt készülék.

A módszerek beállításához a MSZ EN ISO 17294 szabvány és a használt szoftver ajánlásainak, illetve szakirodalmi ajánlásoknak és a gyakorlati tapasztalatoknak megfelelően választottam ki a vizsgált tömegszámot és a mérési módot. A legtöbb vizsgált komponens mérésénél ütközőgázt (hélium) és kinetikus energia diszkriminációs eljárást alkalmaztam. A ködkamra hűtött volt (2-5 °C). A minták tartósításkor nagy tisztaságú salétromsavat alkalmaztunk. A vizsgálati jellemzőket és vizsgált komponenseket a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat A kiválasztott vizsgálati paraméterek és az alkalmazott ICP-MS mérés jellemzői

Vizsgált elem	Vizsgált tömegszám	Mérési mód (ütközőgáz)	LOQ
B	10	KED (He)	<10 µg/l
Ba	137	KED (He)	<1,0 µg/l
Be	9	KED (He)	<1,0 µg/l
Ca	44	KED (He)	<0,5 mg/l
Co	59	KED (He)	<1,0 µg/l
K	39	Standard	<0,5 mg/l
Li	7	KED (He)	<1,0 µg/l
Mg	24	Standard	<0,5 mg/l
Mo	95	KED (He)	<1,0 µg/l
Na	23	Standard	<0,5 mg/l
Se	78	KED (He)	<1,0 µg/l
Sr	88	Standard	<10 µg/l
Ti	46	KED (He)	<1,0 µg/l
U	238	KED (He)	<1,0 µg/l
V	51	KED (He)	<1,0 µg/l
Zn	67	KED (He)	<10 µg/l

KED: kinetikus energia diszkrimináció; **LOQ:** mennyiségi meghatározási határ

A mérések során alkalmazott belső standardként alábbi elemeket alkalmaztuk: szkandium (Sc), germánium (Ge), ittrium (Y), irridium (Ir), bizmut (Bi), tórium (Th).

A készülékek megfelelőségét minden mérési napon ellenőriztük a megfelelő ellenőrző program („*performance report*”) lefuttatásával. Ennek során meggyőződünk, hogy a készülék mérésre alkalmas, a mintabevitel, a plazma, a detektor és a teljes rendszer megfelelő. A mérés megfelelőségét rendszer időközönként (12-15 mintánként) ismert koncentrációjú, ún. CRM („*certified reference material*”, hiteles anyagminta) minta visszamérésével ellenőriztük.

Az alkalmazott ICP-MS technika a gyakorlatban a 2. táblázatban szerepelő LOQ értékeknél jóval kisebb koncentrációk mérését is lehetővé tenné a legtöbb elem esetében, azonban ennek a kutatás céljai szempontjából nem volt jelentősége. Egyrészt egészséghatás szempontjából végzett epidemiológiai kutatások esetében a vizsgált elemeknél nem várható lényeges különbség az 1 µg/l-nél kisebb koncentrációk pontosabb meghatározásakor. Másrészt, azoknál a főelemeknél, ahol az LOQ relatív nagy (Ca, Mg, K, Na LOQ egyaránt 0,5 mg/l), az LOQ-nál kisebb koncentrációk ritkák ivóvízben és felszín alatti vizekben, csak esetleg adódnak ezen érték alatt.

4.6. Statisztika adatelemzés és térinformatika

Az eredmények statisztikai értékeléséhez a Statistica programot (TIBCO Software Inc. (2020). Data Science Workbench, verziószám 14., <http://tibco.com>.), a térképek elkészítéséhez

ArcGIS programot (ArcGIS Desktop 10.8, verziószám: 10.8.0.12790, www.esri.com) használtam. Az eredmények értékelése során a LOQ alatti értékek $LOQ/\sqrt{2}$ értékkel lettek figyelembe véve [89].

A különböző vizsgálatok során számos statisztikai módszer került alkalmazásra, melyeknek megvannak a saját, specifikus feltételeik, amiknek teljesülni kell, hogy az eredmények elfogadhatók legyenek. Az alkalmazott statisztikai tesztek és módszereket itt röviden, általánosan mutatom be, majd, ha szükséges, az egyes részkutatásnál külön részletezem. Sok statisztikai teszt több néven is használatos, ill. nagyon hasonló néven több teszt is létezik, ezért az egyértelműség kedvéért első említéskor zárójelben leírom az általam használt teszt Statistica programban lévő angol elnevezését is.

Az egészséghatás vizsgálatoknál alkalmazott statisztikai eljárásokat és módszereket az adott kutatásnál mutatom be.

4.6.1. Két vagy több csoport összehasonlítása és korrelációvizsgálatok

Kettő vagy több csoport statisztikai összehasonlítására számos próba közül lehet választani. Az egyik ilyen, általam választott próba a széles körben alkalmazott paraméteres páros t-próba („*t-test for dependent samples*”). Ez összekapcsolt, azaz nem független minták – például kezelés előtti és utáni csoportok – összehasonlítására alkalmazható teszt, feltétele azonban a változók különbségének normális eloszlása. Kellően nagy mintaszámok esetén ($n \geq 30$) ennek a feltételnek a teljesülése nem szükségszerű, a teszt használható közelítő érvénnyel e nélkül is [90].

Két, nem független csoport esetében a nemparaméteres előjel tesztet („*Sign test*”) és a Wilcoxon-féle előjeles rangpróbát („*Wilcoxon matched pairs test*”), illetve kettő vagy több, de független minta összehasonlítására pedig a nemparaméteres Kruskal-Wallis-féle H-próbát („*Kruskal-Wallis ANOVA and Median Test*”) és a Mann-Whitney-féle U-próbát („*Mann-Whitney U test*”) használtam. A Mann-Whitney-féle U-próba kettő, a Kruskal-Wallis-féle H-próba három vagy több független csoport összehasonlítását teszi lehetővé. Nemparaméteres próbáknak is megvannak a maguk feltételei, de jellemzően kevésbé szigorúak, mint a paraméteres eljárásoké, ugyanakkor általában kevésbé érzékeny teszteknek tekintjük őket [90].

A korrelációvizsgálatok során Pearson-féle korrelációvizsgálatot végeztem.

Az összehasonlító vizsgálatok során alkalmazott szignifikancia szint (p-érték) 0,05.

4.6.2. Többváltozós statisztikai vizsgálatok

Az egyes mintavételi pontok csoportosítása hierarchikus klaszteranalízis (HCA) segítségével történt. A HCA egy széles körben elterjedt klaszterező eljárás [91]. Kezdetben

minden mintavételi pont külön klasztert alkot, majd iteratív módon lépésenként az egymáshoz legközelebb fekvő két klaszter egy klaszterbe egyesül. A klaszterek száma tehát lépésenként csökken, végül egyetlen klaszter marad. Az eljárás során a Ward módszert és a négyzetes euklideszi távolságot használtam, ez alapján kerültek összevonásra az egyes klaszterek. Az így kapott eredmények dendrogramon ábrázoltam. A dendrogram különböző pontokon történő „elváágásával” különböző számú csoportot (klasztert) kapunk. Ennek pontos megválasztása erősen szubjektív. Az adott szakterület szakmai elvei/tapasztalatai, ill. egyéb módszerekkel történő összevetéssel azonban ez a szubjektivitás csökkenthető, a megfelelő klaszterszám megválasztása ellenőrizhető, indokolható.

A másik alkalmazott többváltozós statisztikai eljárás a főkomponens analízis (PCA) volt. Ez egy széles körben elterjedt adatredukciós [92]. Célja tulajdonképpen a rejtett és összetett kapcsolatok megtalálása egy adathalmazon belül, olyan statisztikai eljárás, amely több független változót alakít át lineáris transzformáció segítségével az eredetinel kisebb számú, új, független változókká, főkomponensekké (PC).

A többváltozós statisztikai vizsgálatokhoz a vizsgálati eredményeket z-score transzformációval standardizáltuk, a nagyságrendi koncentráció különbségek torzító hatásának csökkentése érdekében.

4.7. Az előzetes és a részletes felmérés összehasonlítása

Az előzetes és a részletes felmérés lehetővé tette mindkét kutatás esetében, hogy összevetthessem az elemek koncentrációjának idő- és térbeli stabilitását a szolgáltatott ivóvízben. Bár nem minden magyarországi településen történt mintavétel, de az összes ivóvízellátórendszer mintázásra került legalább egyszer. Az összehasonlításhoz a részletes felmérésből azokat a mintákat használtam, amik már a hálózati vizet reprezentálják, azaz a kezelés előtti mintákat nem. Amennyiben egy ivóvízellátó rendszerből több minta érkezett, vagy az ivóvízellátó rendszer több vízbázisról is kap vizet és az eltérő forrásból származó a rendszerbe betáplált ivóvíz a hálózaton keveredik, esetleg csak átvett ivóvízzel üzemel egy rendszer, a beérkezett minták eredményeit átlagoltam – vagy ha rendelkezésre állt a pontos keveredési arány, akkor annak megfelelően kiszámoltam a koncentrációkat - és az így kapott eredményt rendeltem az adott településekhez. Az ivóvízellátó rendszerről származó eredményeket minden, az adott ivóvízellátó rendszer által ellátott településre vonatkoztatni lehet.

A két felmérés összehasonlításába azokat az elemeket vontam be, melyek az előzetes és a részletes felmérés esetében is vizsgálatra kerültek, melyek a következők: B, Ca, Co, K, Li, Mg, Na, Se, U, V, Zn.

Az eredmények összehasonlításához páros t-tesztet, illetve Pearson-féle korrelációvizsgálatot végeztem.

A nagyszámú LOQ körüli eredmény torzíthatja a statisztikai elemzést, ha az egyik időszakban éppen felette, a másik időszakban éppen alatta van a mért érték az LOQ értéknek. Ennek kiküszöbölésére azt a megoldást választottam, hogy töröltem azokat az adatpárokat, ahol bármelyik felmérés eredménye LOQ alatti, a másik pedig az LOQ és az LOQ kétszerese közé esik ($LOQ < x < 2 \cdot LOQ$). Így megmaradtak azok az eredmények, ahol mindkét érték LOQ alatti, illetve, ahol a különbség nagy és egyben mindkét mért érték LOQ kétszerese feletti, de kiesnek azok, ahol az eredmények az LOQ érték körül ingadoztak.

4.8. A hazai ivóvízbázisok jellemzése

Az ivóvízbázisok vizsgálatához (továbbiakban: ivóvízbázis vizsgálat) a részletes felmérés során vett és elemzett, kezelés előtti vagy kezelés nélküli minták kerültek felhasználásra. Kizártam továbbá azok a mintákat, ahol már a vízkivételi kútban sor került valamilyen kezelésre (leggyakrabban fertőtlenítő szer adagolása közvetlenül a kútba).

A mintavételi jegyzőkönyveken megadott víztípusok szerint – szükség szerint a VBT áttekintésével és kiegészítésével – 6 víztípusba soroltam a mintákat azok eredete szerint, úgy, mint: mélységi felszín alatti víz (első vízzáró réteg alatt vagy 50 m-nél mélyebben), sekély felszín alatti víz (első vízzáró réteg felett vagy 50 m-nél nem mélyebben), karsztvíz, felszíni víz, partiszűrészű víz, ill. kevert víz.

Az ivóvízbázis vizsgálatba az alábbi elemek kerültek elemzésre: B, Ba, Be, Ca, Co, K, Li, Mg, Mo, Na, Se, Sr, Ti, U, V.

Az ivóvízbázis vizsgálat során vizsgáltam az elemek közti korrelációt (Pearson-féle korreláció vizsgálat), hierarchikus klaszter analízist (HCA) és főkomponens analízist (PCA) végeztem, a különböző csoportok összehasonlításához pedig Kruskal-Wallis-féle H-próbát vagy Mann-Whitney-féle U-próbát használtam.

Az Országos Vízügyi Főigazgatóság honlapján elérhető Magyarország vízgyűjtő-gazdálkodási terve és a hozzá kapcsolódó számos melléklet. A mellékletek közt található a felszín alatti víztestekről, a felszíni és felszín alatti ivóvízbázisokról részletes adatokat tartalmazó adattáblák is. Ezek közül kettő is felhasználásra került az ivóvízbázis vizsgálat során. Az egyik a „1_4_melleklet_FA_viztestek” c. Excel fájl (<https://vizeink.hu/vizgyujto->

gazdalkodasi-terv-2019-2021/vgt3-elfogadott/#up01, letöltve: 2024.01.24.), ami tartalmazza többek közt az egyes felszín alatti víztestekhez tartozó VOR kódot („*vízgazdálkodási objektumok egyedi azonosítója*”), víztest kódot, a víztest nevét, földtani-, vízáadó-, nyomás-, hidrodinamikai- és morfológiai típusát. A másik dolgozatomból szempontjából fontos nyilvánosan elérhető adattábla a „*2_1_melleklet_ivovizbazisok*” c. Excel fájl (<https://vizeink.hu/vizgyujto-gazdalkodasi-terv-2019-2021/vgt3-elfogadott/#up01>, letöltve: 2024.01.24.). Ez a felszíni és felszín alatti ivóvízbázisokra vonatkozóan tartalmaz adatokat, többek közt a vízbázis VOR kódját, a hozzá tartozó település nevét, a víztest VOR kódját, a vízbázis nevét és EOV koordinátáit, illetve a felszín alatti vízbázisok esetén a víztest kódját és a vízbázis típuskódját.

A fenti adattáblák összekapcsolásával az OVF adatait is be lehetett vonni az ivóvízbázis vizsgálatba, ill. az EOV koordinátákkal lehetővé vált az eredmények térképes ábrázolása, az eredmények térbeli értelmezése.

Az NNGYK honlapján is nyilvánosan elérhető adatok alapján azonosítottam továbbá azokat a vízbázisokat, ahol a nyersvíz természetes arzén tartalma nagy, ezek voltak a korábban arzén derogációval²⁴ korábban érintett települések [93].

4.9. Vízkezelő technológia hatásának vizsgálata a nem célkomponensekre

A technológia hatásának vizsgálatához a részletes felmérés során vett és elemzett mintákat használtam. Az alábbi elemek esetében került sor a technológia hatásának értékelésére: B, Ba, Ca, Co, K, Li, Mg, Mo, Na, Se, Sr, Ti, U, V.

Az ivóvízkezelő technológiák nem célkomponensekre gyakorolt hatását (technológia vizsgálat) a részletes felmérés kezelés előtti és kezelés utáni mintapárok összehasonlításával végeztem el. A technológia vizsgálatba csak azokat a mintákat vettem bele, ahol a mintapárok egyértelműen azonosíthatók és összekapcsolhatók voltak: 1 db kezelés előtti és 1 db kezelés utáni minta. Előfordult ugyanis, hogy a víziközmű-szolgáltató több víztermelő kutat is mintázott, így több kezelés előtti minta is rendelkezésre állt, de ezek vízkeveredési aránya nem volt ismert, így nem lehetett egyértelműen összehasonlítani a kezelés utáni minta eredményeivel. Szintén kizárásra kerültek azok az esetek, ahol a víz a kezelés előtti mintavételi pont előtt már valamilyen – ha nem is az összes – vízkezelő lépésen átesett. Néhány esetben már a kútban megtörténik a vízkezelés egy része, például előklórozás céljából már a kútvízbe sor került nátrium-hipoklorit adagolásra. Nem kerültek be az elemzésbe továbbá azok a minták

²⁴ Derogációs település az, ami a vonatkozó határértéknek való megfelelésre haladékokat kap, azaz a teljesítés időpontja kitolódik az általános előírásokhoz viszonyítva. Magyarországon sok település nem tudta a 98/83/EK Irányelv által meghatározott időpontra teljesíteni a megfelelést a nyersvíz nagyon nagy arzéntartalma miatt.

sem, ahol a vízkezelés módja nem volt egyértelmű, a vízkezelés konkrét lépései nem voltak egyértelműen azonosíthatók sem a mintavételi jegyzőkönyvek alapján, sem az ivóvízellátórendszer VBT-jének áttekintése után.

Az ivóvízkezelő technológiák értékeléséhez alapvetően a víziközmű-szolgáltatók által a mintavétellel együtt kitöltött mintavételi jegyzőkönyvben megadott lépéseket vettem figyelembe, azonban számos esetben az ivóvízellátó rendszerhez tartozó VBT-t is meg kellett vizsgálni, hogy a nem egyértelmű vagy ellentmondásos kérdéseket tisztázni lehessen.

A technológia hatásainak vizsgálatát elvégeztem az összes kiértékelhető álló mintapár értékelésével, valamint a technológia típusa szerinti csoportbontásban is. Ehhez a technológiákat különböző csoportokra osztottam, attól függően, hogy sor kerül-e oxidációra és szűrésre, és ha igen, milyen oxidálószerrel („*Oxidáció és szűrés*”); sor kerül-e ammónium eltávolításra, és ha igen, milyen módon („*Ammónium eltávolítás*”); illetve, hogy sor kerül-e utószűrésre („*Utószűrés*”) (3. táblázat).

3. táblázat Az ivóvízkezelő technológiák csoportosításának változói a természetes elemtartalom vízkezelés hatására történt változásának értékeléséhez

Oxidáció és szűrés	1. levegős oxidáció és szűrés
	2. káliumpermanganátos (KMnO_4) oxidáció és szűrés
	3. klór alapú vegyszerrel történő oxidáció és szűrés
	4. klór alapú vegyszerrel és kálium-permanganáttal történő oxidáció és szűrés
	5. szűrés oxidálószer nélkül
	6. nincs oxidáció és szűrés se
Ammónium eltávolítás	1. biológiai ammóniummentesítés
	2. törésponti klórozás
	3. nincs
Utószűrés	1. van
	2. nincs

A technológiák csoportosításának szempontjait az alapján választottam ki, hogy mennyire van befolyással a víz összetételére általában, illetve elméletben – működési mechanizmusuk alapján – a részletes felmérésben vizsgált elemek mennyiségére.

Az „*Oxidáció és szűrés*” változók esetében csak akkor nem várható érdemi változás, ha nem kerül sor sem szűrésre, sem oxidációra. A többi lehetőség már lehet befolyással a különböző elemek koncentrációjára, de várhatóan eltérő mértékkel. Ez nagyban függ az oxidálószer mennyiségétől és erősségétől. Ez alapján tehát a változók sorrendje a hatás erősségének növekvő mértékében: nincs se szűrés, se oxidáció; csak szűrés oxidálószer nélkül; levegős oxidáció és szűrés; kálium-permanganátos oxidáció és szűrés; klóros oxidáció és szűrés; klóros és kálium-permanganátos oxidáció és szűrés.

Az „*Ammónium eltávolítás*” változó esetében nem tettem különbséget a törésponti klórozáshoz adagolt klórvegyületek között (nátrium-hipoklorit, klórgáz, esetleg klórdioxid). A

biológiai ammóniummentesítéssel történő technológiák vizsgálatát az indokolja, hogy a biofilm képes lehet bizonyos elemeket megkötni, azok dúsulhatnak benne [94].

Az „Utószűrés” csoport van/nincs kategóriába az aktívszenes abszorbensek és az egyéb membránszűrők (mikro, ultra, stb.) alkalmazása tartozik.

Nem értékeltem külön kategóriaként a vízkezelés egyéb lépéseit (pl. gáztalanítás vagy fertőtlenítés), illetve az oxidálószerrel eltérő vegyszerek adagolását sem (pl. flokkuláló- vagy koagulálószer, polifoszfát adagolás).

A Na esetében a technológia hatásának vizsgálatához egyéb szempontokat is figyelembe kellett vennem. Ennek oka, hogy ez az elem a vízkezelés során növekedhet is a nátrium-hipoklorit használatának köszönhetően. Mivel a nátrium-hipoklorit adagolás a vízkezelés több lépésénél is előfordulhat (oxidálószer, fertőtlenítőszer) Na esetében a fentiektől eltérő, részletesebb csoportosítást is készítettem, a technológia hatásait eszerint is elemeztem. Ehhez a 4. táblázatban bemutatott szempontok alapján csoportosítottam a mintapárokat.

4. táblázat A technológiák csoportosításának változói a természetes elemtartalom vízkezelés hatására történt változásának értékeléséhez a nátrium esetében

Oxidáció és szűrés	1. levegős oxidáció és szűrés
	2. kálium-permanganátos (KMnO ₄) oxidáció és szűrés
	3. nátrium-hipokloritos oxidáció és szűrés
	4. klór alapú, de nem nátrium-hipokloritos oxidáció és szűrés
	5. klór alapú, de nem nátrium-hipokloritos és kálium-permanganátos oxidáció és szűrés
	6. szűrés külön oxidálószer nélkül
	7. nincs oxidáció és szűrés se
Ammónium eltávolítás	1. biológiai ammóniummentesítés
	2. törésponti klórozás nátrium-hipoklorittal
	3. törésponti klórozás klórgázzal
	4. nincs
Utószűrés	1. van
	2. nincs
Fertőtlenítés	1. nátrium-hipoklorit
	2. nincs fertőtlenítés vagy nem nátrium-hipoklorittal történő fertőtlenítés

Vízkezelőszer hatására növekedhet a kálium koncentrációja is a kálium-permanganát adagolás miatt, ennek vizsgálatához azonban nem készítettem új osztályozási rendszert, erre megfelelő az elsőként bemutatott csoportosítás. Továbbá a Ca és a Mg esetében is előfordulhat, hogy a vízkezelés során az eltávolított vagy eleve kicsi vízkeménységet pótolják Ca- és Mg vegyületek visszapótlásával, ez azonban tapasztalataink alapján meglehetősen ritka, így ez sem került külön vizsgálatra.

Az U esetében szintén átalakítottam a technológiák csoportosítását. Erre azért volt szükség, mert egy újonnan kötelezően vizsgálandó²⁵ paraméterről van szó, melynek káros

²⁵ A Kormányrendelet alapján a megfelelést 2026-tól kell biztosítani.

egészséghatása ismert. Az U esetében a Kormányrendeletnek való jövőbeni megfelelés biztosítása, a szükséges fejlesztések tervezése érdekében különösen fontos, hogy a meglévő technológiák milyen hatást gyakorolnak a mennyiségére, azonban az előzetes felmérés eredményei alapján a legtöbb ivóvízellátó rendszerben nagyon kis mennyiségben van jelen a nyersvízben, így a túlságosan szétbontott vízkezelési kategóriák alkalmazása esetén alacsony mintaszámok várhatók az egyes csoportokban. Az U-nál emiatt egy csoportba vettem azokat a mintapárokat, ahol bármilyen oxidáció, szűrés, törésponti klórozás és aktívszenes adszorpcióra sor került („U I” csoport) és egy másikba azokat, ahol ezek közül egyik lépés sem került alkalmazásra („U N” csoport).

A kezelés előtti és kezelés utáni minták összehasonlítását elvégeztem páros t-teszttel, előjel tesztel (Sign) és Wilcoxon-teszttel (Wilcoxon). Az értékelésnél akkor tekintettem eltérőnek a kezelés előtti és kezelés utáni koncentrációkat, ha a 3 tesztből legalább kettő szignifikáns különbséget mutatott.

Ahol több csoport esetében is különbséget találtam a kezelés előtti és utáni eredményekben, ott az egyes vízkezelési technológiák (kategóriák) hatásai – eltávolítás hatásfoka – is összevethető. Ehhez a nemparaméteres Kruskal-Wallis-féle H-próbát vagy a Mann-Whitney-féle U-próbát választottam az összehasonlítandó csoportok számától függően.

A technológia szerint csoportosított elemzésekbe azokat a lehetséges kategóriákat vettem be, ahol a mintapárok száma elérte a 30-at. Ezt követtem később az egyes elemek értékelésénél is, hiszen előfordulhat olyan elem, ahol a nagyszámú kezelés előtti LOQ alatti eredmény miatt nem volt elég minta az adott kategóriában.

Az elemzésbe bevont elemek esetében mintapáronként töröltem azokat az eredményeket, ahol már a kezelés előtti eredmény is az LOQ érték alatt volt, a kezelés utáni LOQ alatti koncentrációkat az $LOQ/\sqrt{2}$ értékkel helyettesítettem. Az elemzésben így elvégzett adattisztítás után benne maradt mintapároknál kiszámoltam az eltávolítási hatásfokot és a tényleges koncentrációk különbségét is. Az eltávolítási hatásfok megmutatja, hogy a kezelés utáni minták esetében a koncentráció arányaiban hogyan változott meg (eltávolítási hatásfok [%]= $100-(\text{kezelés utáni koncentráció}/\text{kezelés előtti koncentráció} \cdot 100)$), a koncentrációk különbsége pedig azt mutatja meg, hogy a tényleges változás mekkora mértékű. Ezek egymást kiegészítő információkat szolgáltatnak, szerepük az, hogy a lehetséges technológiai hatások kellőképpen értékelhetők legyenek.²⁶ Az eltávolítási hatásfokkal továbbá összevethető lesz a különböző technológiai kategóriák hatékonysága is.

²⁶ Önmagában a százalékosan megadott eltávolítás nem mond semmit a kezelés előtti és utáni koncentrációkról, akár egy kezdeti 2 µg/l koncentráció csökken 1 µg/l-re, akár egy kezdeti 1000 µg/l csökken le 500 µg/l-re, az

4.10. Az ivóvíz urántartalma és összesalfa-aktivitása közötti összefüggés vizsgálata

Az ivóvíz U-tartalmának és összes-alfaaktivitásának összefüggésvizsgálata során az előzetes felmérésből származó, település szintre vonatkoztatott urán koncentrációkat és a Humán felhasználású Vizek Szakrendszerében (a továbbiakban: HUMVI) 2016-2019 évek során, a víziközmű-szolgáltatók és a népegészségügyi hatóság által végzett összesalfa-aktivitás vizsgálati eredményeket használtam. Az U-nál szinte minden esetben igaz, de az összesalfa-aktivitás eredmények esetében is gyakori, hogy nem került mintázásra minden település, csak ivóvízellátó rendszerenként egy vagy néhány. Ilyen esetben a rendelkezésre álló eredményeket az összes, az adott ivóvízellátó rendszerhez tartozó településhez hozzárendeltem. Azoknál az eseteknél, amikor több mérési eredmény is rendelkezésre állt egy településről és/vagy ivóvízellátó rendszerről, az eredmények átlagaival számoltam.

Az eredmények összehasonlításához Pearson-féle korreláció vizsgálatot végeztem.

4.11. Települési ivóvízminőség jellemzése és egészséghatásának értékelése

Az előzetes felmérés és a részletes felmérés eredményeit felhasználva lehetőség nyílt Magyarországon település szinten jellemezni a vizsgált elemekre vonatkozóan az ivóvíz minőségét és a természetes elemek kockázatait értékelni.

A potenciálisan toxikus anyagok koncentrációja, illetve előfordulási gyakorisága egy anyag esetében sem érte el azt a szintet, amelyre környezetepidemiológiai elemzést lehetne alapozni. Erre csak a feltételezetten kedvező egészséghatással bíró anyagoknál (Ca, Mg, Li) volt lehetőség.

A települési ivóvízminőség jellemzéséből a Zn-et kihagytam, mert ebben az esetben az eredmények nem értékelhetők (lásd. előzetes és részletes felmérés, ill. ezek összehasonlításának eredményei és értékelése).

A Na, a Se és a B értékelését annak ellenére is elvégeztem, hogy ezen paraméterek vizsgálata kötelező az ivóvízben, az országos ivóvízminőségi értékelést pedig az NNGYK évente elvégzi és közzéteszi, mert jelen dolgozatban némileg részletesebben mutatom be az eredményeket, mint ahogy azokat az éves jelentés tartalmazza.

A többi elem esetében azokon a településeken, ahol mindkét felméréséből (előzetes és részletes) rendelkezésre állt eredmény, ezek átlagát használtam. Fontos, hogy a településekre

eltávolítási hatások mindkét esetben 50 %. Ugyanígy, önmagában a koncentrációkülönbség sem elegendő. Ha egy 11 µg/l koncentráció csökken le 1 µg/l-re, vagy egy 110 µg/l csökken le 100 µg/l-re, a különbség mindkét esetben 10 µg/l.

vonatkozó eredményeket vizsgáltam, tehát egy mérési eredmény több településhez is hozzárendelésre kerülhetett, az ivóvízellátó rendszer által ellátott települések számától függően.

Szintén fontos, hogy előfordulnak olyan esetek, mikor egy település bizonyos részeinek, területeinek (településrész) az ivóvízellátása más forrásból, másik, akár önálló ivóvízellátó rendszerből történik, azonban közigazgatásilag azonosak. Ezen területek külön térképes megjelenítése nem lehetséges, mert nem állnak rendelkezésre az ehhez szükséges poligonok. Azok csak közigazgatási egységeként érhetők el. Ezek a településrészeknek a lakosszáma jellemzően töredéke a teljes település lakosságának, ezért a települési ivóvízminőség értékelésekor ezeket nem kezeltem külön, a településre vonatkozó eredmények kerültek ábrázolásra az adott vizsgálatot megjelenítő térképeken. A település lista a KSH honlapjáról (letöltve: 2020.01.01.) származik.

4.11.1. Az ismert vagy feltételezett káros egészséghatással rendelkező elemek mennyiségi kockázatértékelése a közműves ivóvízellátással összefüggésben

Az egyes elemek kockázatértékelését a tolerálható/megengedhető napi beviteli mennyiség (angolul „tolerable daily intake”, továbbiakban: TDI) vagy referencia dózis²⁷ (angolul: „reference dose”, továbbiakban: RfD) értékek és a legnagyobb mért, illetve a településekre vonatkoztatott eredmények 95 percentilis koncentrációk összevetésével végeztem el a B, a Be, Ba, Co, a Mo, a Se, az U és a V esetében²⁸. A modellszámítások során átlagosnak nevezhető 70 kg-os felnőttel és napi 1,1 liter közműves ivóvíz fogyasztással számoltam az alábbiak szerint [95]:

- napi tolerálható mennyiség: (RfD vagy TDI) *70 [kg]
- közműves ivóvízzel bevitt becsült mennyiség: (maximum vagy 95 percentilis koncentráció) [$\mu\text{g/l}$]*1,1 [liter]

Ezen adatok alapján számoltam ki az egészségkockázati hányadost (másnéven egészségkockázati mutatót, angolul „health risk quotient”, továbbiakban: HRQ):

- HRQ: napi tolerálható mennyiség/ ivóvízzel bevitt becsült mennyiség

²⁷ Az a napi beviteli mennyiség, amit teljes élettartam alatti expozíció esetén sem okoz egészségkárosodást.

²⁸ A TDI értékeket jellemzően a WHO és az EFSA, míg az RfD értékeket az U.S. EPA alkalmazza. Némileg eltérhetnek, mivel a meghatározásuk során módszertani eltérések lehetnek (pl. bizonytalansági tényezők stb.), de hasonló célt szolgálnak.

A HRQ érték alapján az alábbiak szerint minősítettem a kockázatot (5. táblázat) [96]:

5. táblázat Az egészségkockázati hányados (HRQ) minősítése

HRQ	Kockázat minősítése
<0,01	elhanyagolható
0,01-0,1	kicsi
0,1-1	mérsékelt
1-10	nagy
>10	igen nagy

Az LOQ alatti eredmények esetén $LOQ/\sqrt{2}$ értékkel számoltam.

4.11.2. Kalcium és magnézium egészséghatás vizsgálata

A közműves ivóvíz hozzájárulása a kalcium és magnézium beviteléhez

A közműves ivóvíz Ca és Mg bevitelhez való hozzájárulásának becslését a települési szolgáltatott közműves ivóvíz medián és felsőkvartilis értékeinek figyelembe vételével végeztem el napi 1,1 liter ivóvízfogyasztással számolva [95]. A Ca és a Mg ajánlott értékeinek az élelmiszerek tápértékjelöléséről az ajánlott napi bevitelről rendelkező 2008/100/EK Irányelvben megadott, illetve a hazai ajánlott napi beviteli értékeket (angolul „recommended dietary allowance”, a továbbiakban: RDA) vettem alapul. Az általam becsült napi beviteli érték és az ajánlott napi beviteli érték összevetésével becsülhető az közműves ivóvíz hozzájárulása a napi Ca és Mg igénynek.

A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának egészséghatása

Jelen vizsgálatban a közműves ivóvíz Ca- és Mg-tartalmának és a kardiovaszkuláris halálozások összesfüggését elemeztük a települési ivóvízre vonatkoztatott eredmények alapján. A vizsgálatba 3 betegségcsoport kor szerint standardizált halálozási hányados (angolul: „standardized mortality rate”, a továbbiakban: SMR) értékeit vontunk be a Betegségek Nemzetközi Osztályozása-10 kódok (BNO-10) alapján: összes keringési rendszer betegség (BNO-10: I00-I99), ischaemiás szívbetegségek (BNO-10: I20-I25), cerebrovaszkuláris betegségek (BNO-10: I60-I69). A vizsgálatok irányítószám szerint végeztük el, mivel a halálozási adatok ezen a szinten elérhetőek. Amelyik irányítószámhoz több település is tartozott, ott a lakossámmal súlyozott Ca és Mg koncentrációkat használtuk. Mivel települési (és irányítószám szerinti) szinten a népesség száma rendkívül eltérő lehet, térbeli simítási eljárást alkalmaztunk: a Rapid Inquiry Facility (RIF 3.2) szoftver használatával hierarchikus Bayes becsléssel számítottuk ki a simított SMR értékeket.

A halálozásra vonatkozó adatok forrása a KSH, a népességi adatok (koréves, település szintű állandó lakosság száma az adott év január 1-jén) forrása a Belügyminisztérium

Nyilvántartások Vezetéséért Felelős Helyettes Államtitkárság. Tekintettel a COVID-19 pandémia esetleges torzító hatására az elemzéseket a 2017-2019-es és a 2020-2022-es időszakokra végeztük el.

A Ca és Mg eredmények mellett a modellbe bevettük a deprivációs indexet (DI) is, mellyel a népesség szocioökonómiai helyzetét is figyelembe tudtuk venni. A DI-t a 2022-es népszámlálás adataiból (letöltve: 2024.07.15. <https://nepszamlalas2022.ksh.hu/>) 5 indikátor felhasználásával, z-score transzformációval standardizálva alkottuk, úgy mint:

- demográfia: fiatalodási index (0-14 éves népesség aránya a 65 éves és annál idősebb népességhez viszonyítva, %);
- gazdasági aktivitás: munkanélküliek aránya a 15-64 éves népességben (%);
- iskolai végzettség: legfeljebb általános iskolai végzettségűek aránya a 15-X éves népességben (%);
- digitális kompetencia: digitális tevékenységet nem végzők aránya a 6-X éves népességben (%);
- lakhatási viszonyok: komfort nélküli, szükség- és egyéb lakások aránya a lakott lakásokban (%).

A változók közötti Spearman-féle rangkorrelációt számoltunk, majd a Ca és Mg koncentrációk és a DI SMR-el való együttes összefüggésének elemzéshez többváltozós lineáris regressziót számoltunk. A statisztikai elemzéseket R programmal végeztük (R 4.4.1 verzió).

4.11.3. Ivóvíz lítium koncentrációjának összefüggése az öngyilkosság gyakoriságával

Az ivóvíz lítiumtartalmának öngyilkossággal szembeni védőhatásának vizsgálatát a Semmelweis Egyetem Pszichiátriai és Pszichoterápiás Tanszék és a KSH Népszélettudományi Kutatóintézet szakembereivel közösen végeztük. A vizsgálatban az előzetes felmérésből származó, településekre származtatott lítium koncentrációra vonatkozó mérési eredményeket használtuk fő magyarázó változóként. A lítium egészséghatás vizsgálatához a települési eredményeket járási szinten aggregáltuk a települések lakosságával súlyozva. A regressziós statisztikai vizsgálatokhoz természetes logaritmussal transzformált eredményekkel dolgoztunk. Az alsó méréshatár alatti eredményeket (LOQ) $LOQ/\sqrt{2}$ értékkel (0,71 $\mu\text{g/l}$) helyettesítettük.

Függő változónak a 2005-2015-ös időszakban bekövetkezett, befejezett öngyilkosságokat tekintettük. Mivel az öngyilkosságok száma jellemzően alacsony, indokolt volt egy legalább 10 éves időszakot figyelembe venni a kellő esetszám rendelkezésre állásához.

Az öngyilkossági esetek kor és nem szerinti bontásban a KSH demográfiai adatbázisából ("Demo") származnak. Az adatbázisban befejezett öngyilkosságnak számít az az eset, ahol a Betegségek Nemzetközi Osztályozása-10 (BNO-10) kód a "halál oka" bekezdésben az alábbiak egyike: X60-tól X84-ig. A 15 év alatti öngyilkos áldozatokat kizártuk, az öngyilkosság áldozatait lakóhelyük szerint csoportosítottuk.

A vizsgálat során nem szerint és külön-külön életkor szerint standardizált (5 éves korcsoportokat használó közvetett módszerrel) öngyilkossági halálozási hányadossal (sSMR) dolgoztunk járási szinten, azaz három populációt vizsgáltunk: férfi-, nő-, teljes populáció. A regressziós modellekben az sSMR természetes logaritmusát használtuk az állandó variancia érdekében.

A függő és a fő magyarázó változó mellett ún. *zavaró változókat* (vagy ha úgy tetszik, további magyarázó változókat) is bevettünk a vizsgálatokba. Ezek szerepe, hogy ismert, az öngyilkosságok számát befolyásoló egyéb tényezők is megjelenjenek a modellben. Ezzel csökkenthető az esélye annak, hogy a függő és a fő magyarázó változónk közti látszólagos kapcsolatot valójában egy, esetleg figyelmen kívül hagyott tényező okozzon. Zavaró változónak az alkoholfogyasztást (ALC), a vallásosságot (REL) és az egy főre eső személyi jövedelemadót (INC) választottuk.

Az alkoholfogyasztás modellbe építéséhez az alkoholra visszavezethető májbetegség miatti kor- és/vagy nemek szerinti standardizált halálozási rátákat használtuk. Ehhez a KSH „Demo” adatbázisában megtalálható BNO kódokat használtuk (BNO-10 kódok: K70.0; K70.1; K70.2; K70.3; K70.4 ill. K70.9) a vizsgált időszakban (2005–2015). Ezeket minden vizsgált populációra (azaz férfi-, nő-, teljes populáció) és minden járásra kiszámítottuk. Az életkor standardizálása indirekt módszerrel történt 5 éves korcsoportokkal.

A vallásosságot járási felbontással a 2011-es népszámlálás során „*bármelyik egyházhoz/felekezethez tartozónak*” vallók aránya alapján értékeltük. Az sSMR és ALC változóinkkal ellentétben nem tudtuk meghatározni a vallásosság nem-specifikus mértékét. A változó forrása a „TEIR” (https://www.teir.hu/) adatbázis.

A jövedelmet járási szinten egy főre eső személyi jövedelemadó összege alapján számítottuk ki. Ezt a zavaró változót sem tudtuk nemek szerint értékelni, ill. ennek a forrása is a TEIR adatbázis volt (https://www.teir.hu/). A számításokhoz az INC természetes log-transzformált formáját használtuk.

A statisztikai vizsgálatokat R programban végeztük („spdep” és „spatialreg” csomagok segítségével, <https://www.r-project.org/>). A vizsgálatokhoz 3 féle regressziós modellt használtunk. Először a közönséges legkisebb négyzetek módszerével dolgozó „*Ordinary Least*

„Square” regressziót (OLS), majd ez alapján két térbeli megközelítésen alapuló módszert, a „Maximum Likelihood Spatial Lag” regressziót (ML-Lag) és kétlépcsős legkisebb négyzetek módszerén alapuló „Spatial Two Stage Least Square” regressziót (STLS).

5. Eredmények

5.1. Az előzetes felmérés eredményei

Az előzetes felmérés során összesen 1424 minta került levételre és elemzésre 1343 ivóvízellátó rendszerből. Az eredményeket az 6. táblázat foglalja össze.

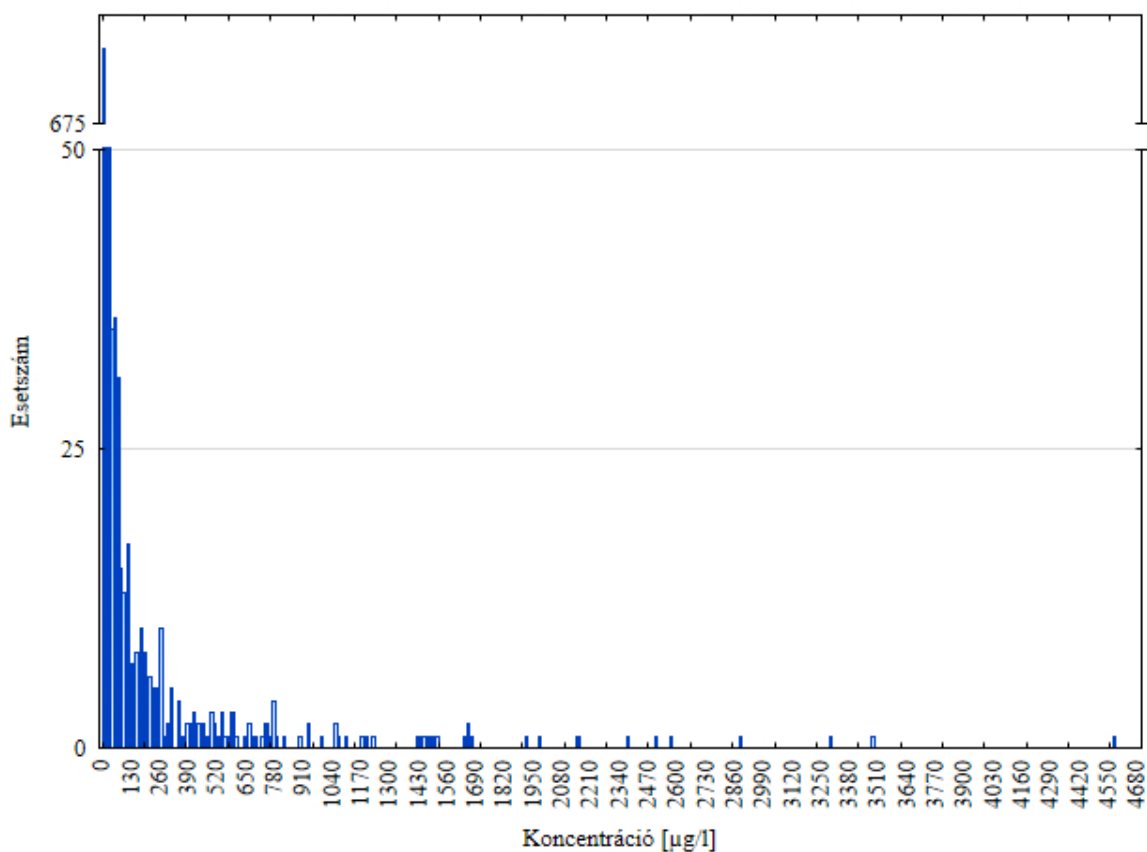
6. táblázat Az előzetes felmérés vizsgálati eredményei

Vizsgált elem	LOQ	Minimum	Alsó kvartilis	Átlag	SD	Medián	Felső kvartilis	Maximum	<LOQ minták aránya [%]
B	10 µg/l	<LOQ	18	94	212	31	67	2709	7
Ca	0,5 mg/l	2,67	41	64	31	63	85	189	0
Co	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,15	<LOQ	<LOQ	4,1	99
K	0,5 mg/l	<LOQ	1,1	2,0	2,0	1,5	2,2	29	2
Li	1,0 µg/l	<LOQ	4,2	17	27	9,9	18	303	8
Mg	0,5 mg/l	<LOQ	14	25	14	23	35	82	0
Na	0,5 mg/l	<LOQ	15	50	60	27	58	370	0
Se	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,65	<LOQ	<LOQ	22	95
U	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	1,47	2,12	<LOQ	1,43	32	70
V	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,68	<LOQ	<LOQ	14	91
Zn	10 µg/l	<LOQ	<LOQ	97	333	11	43	4771	48

LOQ: mennyiségi meghatározási határ; n: 1424; SD: szórás)

Az eredmények részletes elemzését az adott, szűkebb kutatási kérdés tárgyalása során (stabilitás vizsgálatok, egészséghatás vizsgálatok, települési ivóvízminőség bemutatása) mutatom be. Ez alól kivételt jelent a Zn, melynek eredményeit indokolt ebben a fejezetben bemutatni.

Az ivóvízhálózati minták Zn koncentrációja nagyon széles koncentráció tartományban változott. Az 1424 mintából az esetek majdnem felében jelenléte nem érte el az LOQ értéket (10 µg/l), eloszlása a legtöbb vizsgált elemhez hasonlóan erősen jobbra ferde, ezt mutatja a 8. ábra is. Ha részletesebben megnézzük az eredményeket, láthatóvá, hogy a széles koncentrációtartományt nem csak 1-2 kiugró érték okozta. Az 500 µg/l értéket meghaladó minták száma 67, az összes minta 5,4 %-a.



8. ábra Cink eredmények hisztogramja (előzetes felmérés)

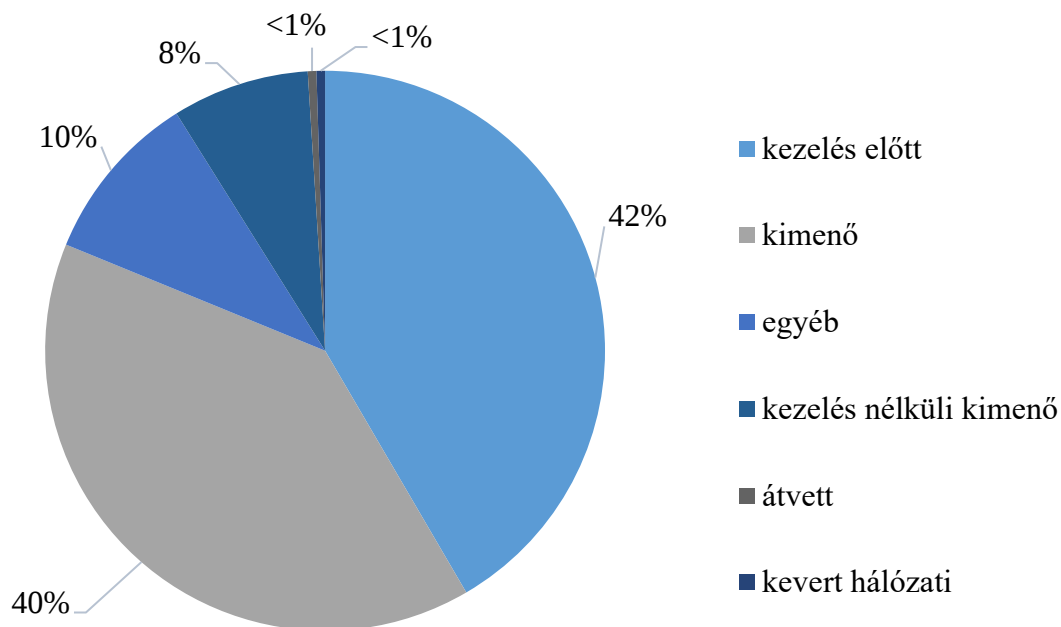
5.2. A részletes felmérés eredményei

A közüzemi ivóvízszolgáltatók (víziközmű-szolgáltatók) 87%-a (33/38) vett részt a felmérésben. Összesen 1282 ivóvízellátó rendszerből (az ivóvízellátó rendszerek 91 %-a) 2548 minta került levételre és vizsgálatra, ennek eredményeit mutatja be összesítve a 7. táblázat. A beérkezett minták típusának megoszlását mutatja a 9. ábra. A mintavételi jegyzőkönyvek nagyjából 20%-ánál (262 db) kellett az adott ivóvízellátó rendszer VBT-jét áttekinteni az ellentmondások, félreértések vagy nem egyértelmű információk tisztázásához.

7. táblázat A részletes felmérés vizsgálati eredményei

Vizsgált elem	LOQ	n	Minimum	Alsó kvartilis	Átlag	SD	Medián	Felső kvartilis	Maximum	<LOQ minták aránya [%]
B	10 µg/l	2548	<LOQ	14	86	181	27	66	2819	15
Ba	1,0 µg/l	2548	<LOQ	50	113	78	97	161	551	2
Be	1,0 µg/l	2547	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0	<LOQ	<LOQ	<LOQ	100
Ca	0,5 mg/l	2548	2,5	42	64	31	63	86	174	0
Co	1,0 µg/l	2548	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,3	<LOQ	<LOQ	11	99
K	0,5 mg/l	2548	<LOQ	1,138	2,1	2,5	1,5	2,2	67	1
Li	1,0 µg/l	2548	<LOQ	5,0	17	26	10	18	269	2
Mg	0,5 mg/l	2548	0,55	14	25	14	23	35	100	0
Mo	1,0 µg/l	2548	<LOQ	<LOQ	2,4	6,7	<LOQ	1,6	103	58
Na	0,5 mg/l	2548	<LOQ	15	41	40	26	52	373	0
Se	1,0 µg/l	2547	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,69	<LOQ	<LOQ	26	85
Sr	10 µg/l	2548	21	244	447	352	366	518	3322	0
Ti	1,0 µg/l	2547	<LOQ	<LOQ	7,8	13	2,7	6,9	83	32
U	1,0 µg/l	2548	<LOQ	<LOQ	1,5	2,4	<LOQ	1,212	41	72
V	1,0 µg/l	2548	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,77	<LOQ	<LOQ	17	92
Zn	10 µg/l	2548	<LOQ	<LOQ	59	455	11	24	14359	44

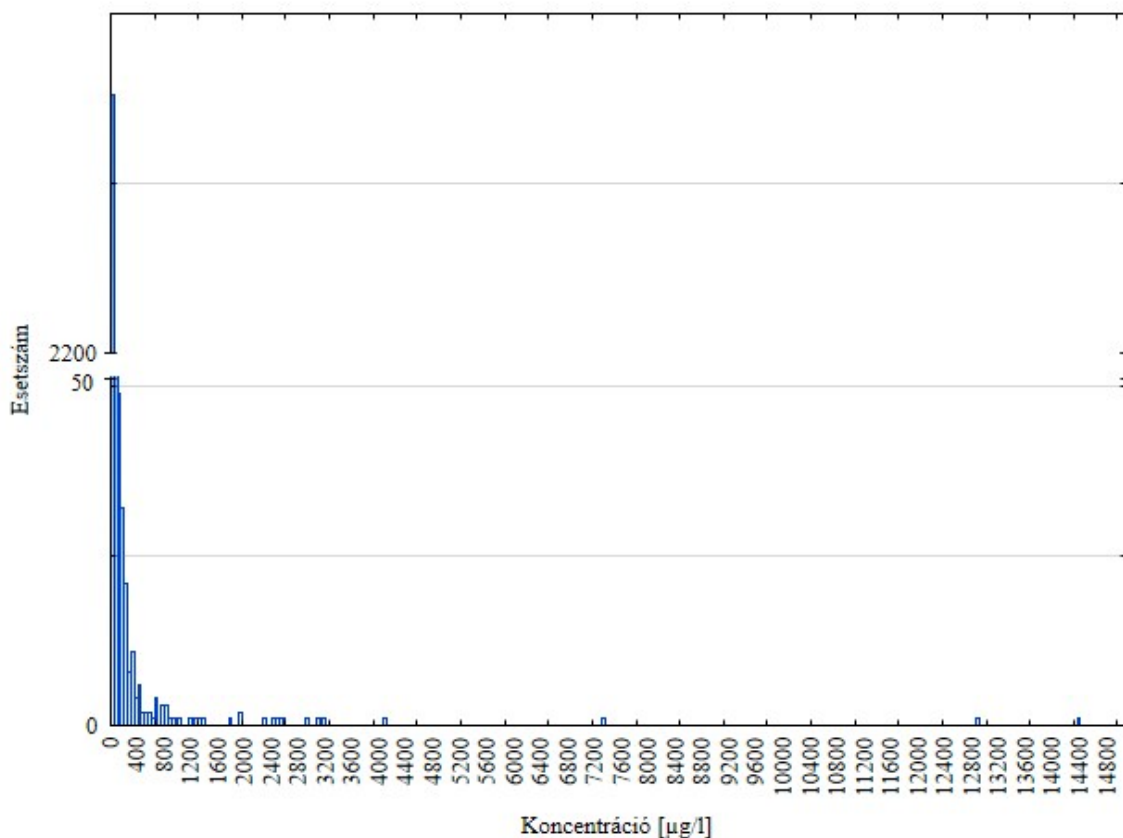
LOQ: mennyiségi meghatározási határ; SD: szórás



9. ábra A részletes felmérés során vizsgált vízminták típusa és az egyes víztípusok százalékos aránya

A részletes felmérés eredményeit – hasonlóan az előzetes felmérés eredményeihez – a további, speciális fókuszú kérdéseknél mutatom be részletesen (stabilitás vizsgálatok,

vízbázisok vizsgálata, egészséghatás vizsgálatok, települési ivóvíz minőség bemutatása). Itt is kivétel a Zn, mert az előzetes felmérés eredményeihez hasonlóan itt is nagyon nagy koncentrációtartományban változott a mennyisége, nagyobbban, mint bármelyik másik vizsgált elemé (10. ábra). Az 500 µg/l feletti minták aránya 1,5 %.



10. ábra Cink eredmények hisztogramja (részletes felmérés)

5.3. Előzetes és részletes felmérés összehasonlításának eredményei

Az összes elvégzett statisztikai teszt eredménye (p-értékek, átlagok és szórások, esetszámok) a 3. mellékletben megtalálható.

Nem volt statisztikailag szignifikáns különbség a települési ivóvizekben a két felmérési időszakban a B, a Mg, a K, a Co és az U esetében.

Statisztikailag szignifikáns volt a különbség a Li, a Na, a Ca, a V, a Zn és a Se esetében. Ezen elemek eredményeit tartalmazza a 8. táblázat (az összes elemre vonatkozóan az eredmények megtalálhatók az 4. mellékletben). A Li, a Na és a Ca esetében a két felmérés eredményei közt statisztikailag szignifikáns a korreláció (Pearson-féle korreláció, Li: $r=0,8270$, p-érték: 0,0000; Na: $r=0,8332$, p-érték: 0,0000; Ca: $r=0,8753$, p-érték: 0,0000)

8. táblázat Stabilitás vizsgálatba bevont településekre vonatkoztatott eredmények leíró statisztikai eredményei azoknál az elemeknél, ahol a két felmérés statisztikailag szignifikánsan eltért

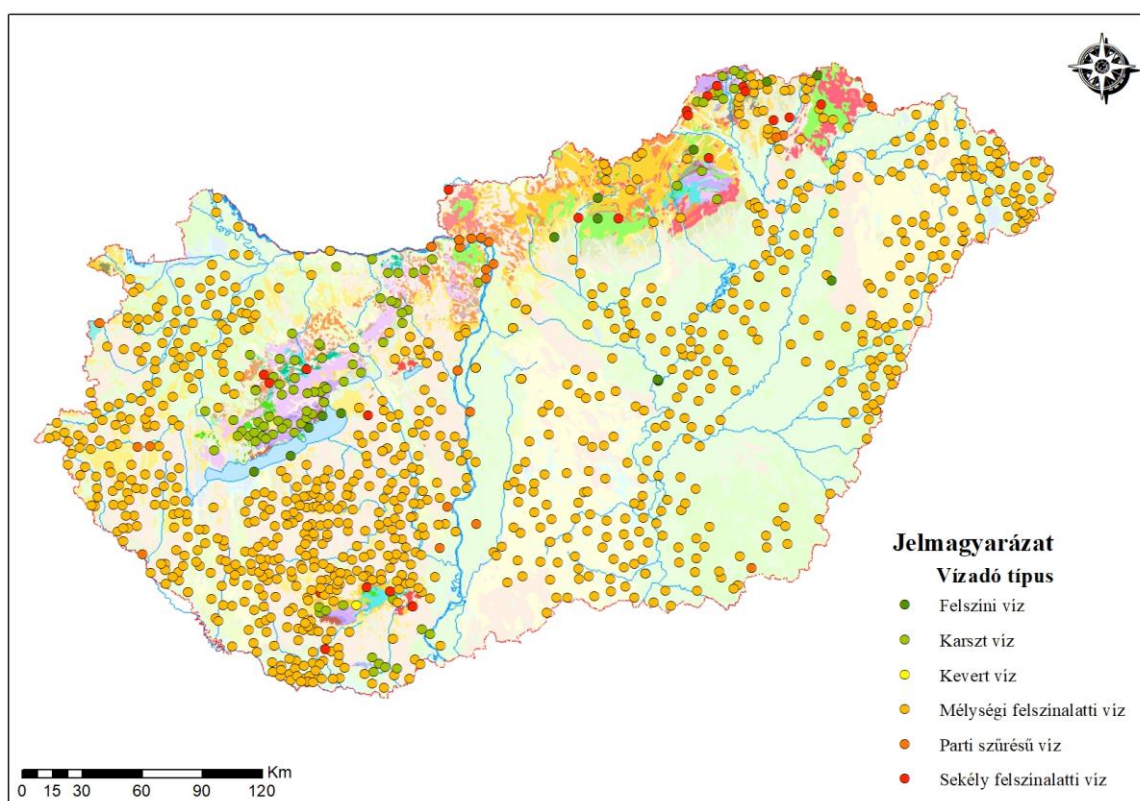
Vizsgált elem	LOQ	n	Minimum	Alsó kvartilis	Átlag	SD	Medián	Felső kvartilis	Maximum
Ca 1	0,5	3172	2,7	47	68	29	68	89	189
Ca 2	mg/l	2984	2,7	46	67	30	68	89	174
Li 1	1,0 µg/l	3132	<LOQ	3,9	14	22	8,8	16	303
Li 2		2944	<LOQ	4,5	16	25	9,5	17	269
Na 1	0,5	3172	<LOQ	13	37	46	21	41	370
Na 2	mg/l	2984	1,1	12	34	35	21	43	313
Se 1	1,0 µg/l	2856	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,55	<LOQ	<LOQ	22
Se 2		2668	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,74	<LOQ	<LOQ	26
V 1	1,0 µg/l	2978	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,64	<LOQ	<LOQ	14
V 2		2790	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,55	<LOQ	<LOQ	13
Zn 1	10 µg/l	2620	<LOQ	<LOQ	112	349	15	71	4771
Zn 2		2432	<LOQ	<LOQ	34	152	<LOQ	22	3100

1: előzetes felmérés; 2: részletes felmérés; SD: szórás; LOQ: mennyiségi meghatározási határ

5.4. A hazai ivóvízbázisok jellemzése

5.4.1. Leíró statisztika és korreláció vizsgálat

Összesen 1256 minta került bevonásra az ivóvízbázis vizsgálatba 1155 ivóvízellátó rendszerből, ami a magyarországi közüemi ivóvízellátás 82%-át jelenti. A minták 84%-a mélységi felszín alatti víz, 8,8%-a karsztvíz, 2,5%-a partiszűrészű víz, 2,3%-a sekély felszín alatti víz, 1,4%-a felszíni víz, <1%-a kevert víz volt. A víztípusok területi eloszlását a 11. ábra mutatja.



11. ábra Az ivóvízbázis vizsgálatba bevont minták földrajzi megoszlása országosan víztípus szerint (vizsgált ivóvízbázisok száma 1155)

Az eredményeket a 9. táblázat foglalja össze. A Be koncentrációja egyetlen mintában sem haladta meg a 1,0 µg/l (LOQ) értéket, a Co pedig csak a minták 1%-ában (13 minta). Ezt a két elemet nem vettük figyelembe a további elemzések során. A minták több mint 85%-a 1,0 µg/l (LOQ) érték alatt volt a Se és a V koncentrációja. Az U és a Mo koncentrációjának mediánja mindkét elem esetében az 1,0 µg/l (LOQ) alatt volt, és még a felső kvartilis értékei is csak 126, illetve 164%-át tették ki a 1,0 µg/l-nak (LOQ). Az U koncentrációja egyetlen esetben haladta meg csak a 30 µg/l-es határértéket (maximum koncentráció 41 µg/l). A Ti, a B, a Li és a Ba a minták többségében kimutatható volt, a koncentrációk több nagyságrendben mozogtak (min-max Ti: <1,0-83 µg/l; B: <10-2570 µg/l; Li: <1,0-265 µg/l; Ba: <1,0-551 µg/l). A K és a

Na szinte minden mintában megjelent (21, ill. 1 0,5 mg/l (LOQ) alatti eredmény, maximum koncentrációk 32 és 252 mg/l). A Mg, a Ca és a Sr pedig minden esetben kimutatható volt az LOQ értéket (<0,5 mg/l, <0,5 mg/l, <10 µg/l) meghaladó mennyiségben (min-max koncentrációk Mg: 0,55-100 mg/l; Ca: 2,5-174 mg/l; Sr: 21-3310 µg/l). Közepesen erős pozitív korreláció ($r=0,40-0,60$) volt megfigyelhető a Li és K; B és Na; Mg és Ca; Mg és Sr; Se és U között; és közepesen erős negatív korreláció ($r=-0,5792$) a Na és Ca között (10. táblázat).

9. táblázat Az ivóvízbázis vizsgálat leíró statisztikai eredménye

Vizsgált elem	LOQ	Minimum	Alsó kvartilis	Átlag	SD	Medián	Felső kvartilis	Maximum	<LOQ minták aránya [%]
B	10 µg/l	<LOQ	13	84	185	25	62	2570	16
Ba	10 µg/l	<LOQ	54	120	83	103	170	551	2
Be	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0	<LOQ	<LOQ	<LOQ	100
Ca	0,5 mg/l	2,5	40	64	31	63	85	174	0
Co	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,42	<LOQ	<LOQ	11	99
K	0,5 mg/l	<LOQ	1,1	1,9	1,9	1,4	2,0	32	2
Li	1,0 µg/l	<LOQ	5,1	16	25	10	17	265	2
Mg	0,5 mg/l	0,55	15	25	14	23	35	100	0
Mo	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	2,4	6,6	<LOQ	1,6	103	58
Na	0,5 mg/l	<LOQ	15	40	40	25	50	252	0
Se	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,46	<LOQ	<LOQ	7,0	86
Sr	10 µg/l	21	241	448	354	366	519	3310	0
Ti	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	8,4	14	2,9	7,3	83	31
U	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	1,5	2,4	<LOQ	1,3	41	72
V	1,0 µg/l	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,85	<LOQ	<LOQ	17	91

LOQ: mennyiségi meghatározási határ; **n=** 1256; **SD:** szórás

10. táblázat Az ivóvízbázis vizsgálat korreláció vizsgálatának eredményei

Vizsgált elem	B	Ba	Ca	K	Li	Mg	Mo	Na	Se	Sr	Ti	U	V
B	1,0000												
Ba	0,0621	1,0000											
Ca	-0,3420	-0,0809	1,0000										
K	0,0875	0,0403	0,1315	1,0000									
Li	0,2236	0,0838	-0,0813	0,4015	1,0000								
Mg	-0,2747	0,0612	0,5562	0,1469	-0,0243	1,0000							
Mo	0,3175	-0,0234	-0,2026	-0,0067	0,0415	-0,1592	1,0000						
Na	0,5370	0,2132	-0,5792	0,0611	0,2606	-0,3611	0,3008	1,0000					
Se	-0,0614	-0,0811	0,1124	0,0818	0,0401	0,1862	-0,0333	-0,0841	1,0000				
Sr	-0,0984	0,3538	0,1649	0,1933	0,1898	0,4615	-0,0911	0,0021	0,0619	1,0000			
Ti	-0,0796	-0,0622	0,3296	-0,0229	-0,0475	0,2999	-0,0709	-0,1128	-0,0696	0,0323	1,0000		
U	-0,0819	-0,1528	0,1199	0,1362	0,0449	0,2978	0,0205	-0,1064	0,4326	0,1069	-0,0059	1,0000	
V	-0,0353	-0,1312	0,0167	0,1988	-0,0467	0,0322	0,0213	-0,0807	0,0463	-0,0496	-0,0232	0,1333	1,0000

Pearson-féle korreláció; p-érték: 0,05; félkövérrel jelölve a statisztikailag szignifikáns korreláció

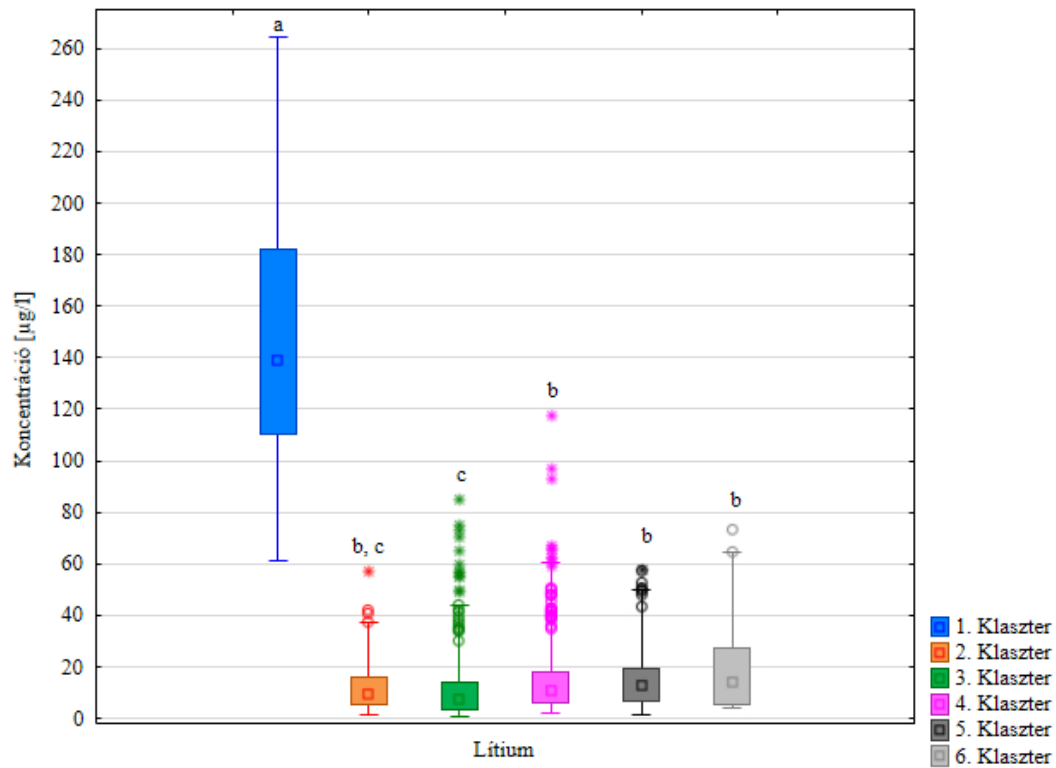
5.4.2. Hierarchikus klaszter analízis

A HCA alapján 6 klasztert azonosítottunk. (A dendrogram a 12. mellékletben található.) A 3. és 4. klaszter volt a legnagyobb, együttesen a vízbázisok kétharmadát (488, illetve 343 vízbázist) foglalták magukban. A 2. és az 5. klaszter 12, illetve 16%-ot (151, illetve 200 vízkészlet) tett ki. Az 1. és az 5. klaszterek kisebbek, 31 és 43 vízbázissal (2,5 és 3,4%). Az 1., 2., 4. és 5. klaszterekben a minták 85-99%-a mélységi felszín alatti víz. A 3. klaszter volt a legheterogénebb, a mélységi felszín alatti víz 68%-ot, a karsztvíz 21%-ot, a sekély felszín alatti víz és a partiszfürésű víz 4-4%-ot tett ki. Ez azt jelenti, hogy a 3. klaszterbe tartozik a karsztvíz, a sekély felszín alatti víz, a partiszfürésű és a felszíni vízminták túlnyomó többsége (91-, 69-, 63- és 67%). A 6. klaszterben a mélységi felszín alatti víz a minták 63%-át, a sekély felszín alatti víz, a felszíni és a parton szűrt minták 14%-át, 12%-át, illetve 9,3%-át tették ki. A 6. klaszterben az összes felszíni vízminta a Balatonból származik. (A 11. táblázat a víztípusok klaszterek szerinti megoszlását is mutatja.)

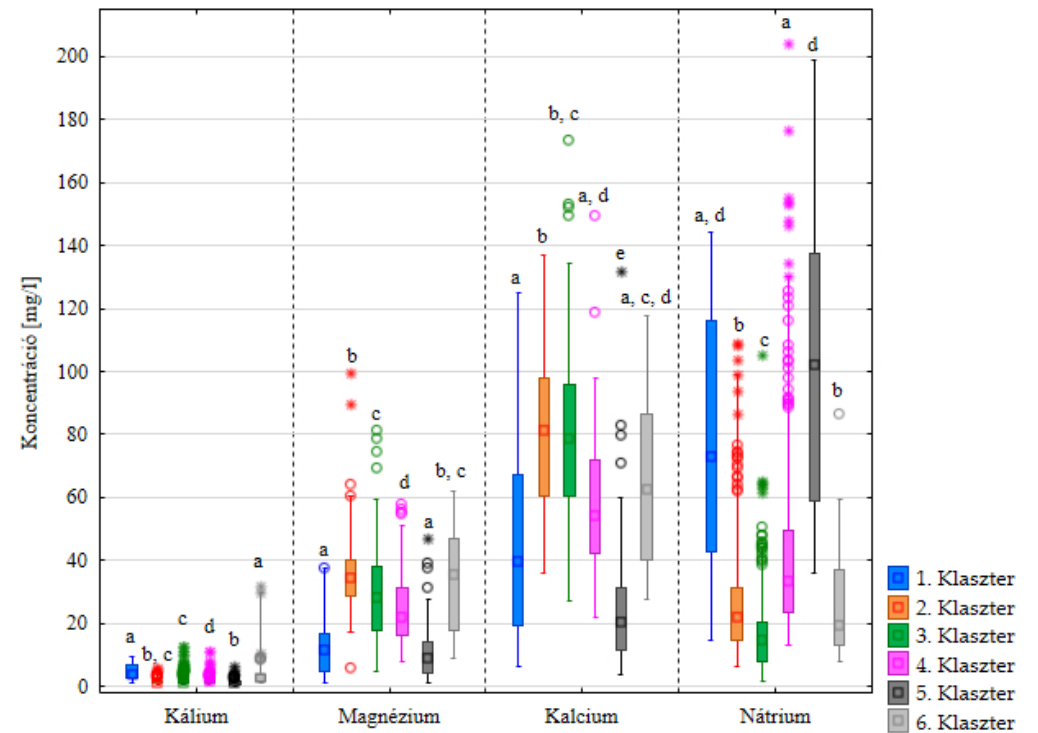
A Li mennyisége az 1. klaszterben volt a legnagyobb (medián koncentráció 139 µg/l). A koncentrációk jellemzően egy nagyságrenddel kisebbek voltak a többi klaszterben, a legkisebb koncentráció a 2. és 3. klaszterekben voltak (medián koncentráció 9,6-, illetve 7,5 µg/l). Az 1. és 5. klasztereket nagy B, Na és Mo koncentráció jellemezte (medián koncentráció: B 198- és 154 µg/l; Na 73- és 102 mg/l; Mo 1,9- és 2,4 µg/l), míg a többi klaszterben lényegesen kisebb koncentrációkat mértünk. A legkisebb koncentrációkat a 3. klaszterben (medián koncentráció: B 15 µg/l; Na 15 mg/l; Mo <LOQ). A Mg koncentrációja a 6. és 2. klaszterben volt a legnagyobb (medián koncentráció 36- és 35 mg/l), a 3. és 4. klaszterben közepes (medián koncentráció 28- és 22 mg/l), az 1. és 5. klaszterben pedig kicsi volt a Mg koncentrációja (medián koncentráció 12- és 8,9 mg/l). A K az 1. és 6. klaszterben volt a legnagyobb mennyiségben jelen (medián koncentráció 3,9- és 2,5 mg/l), a többi klaszterben jellemzően kicsi volt a K koncentráció (medián koncentráció 1,2- és 1,6 mg/l között), de a 2. és 3. klaszterben a K koncentrációja nagy változatosságot mutatott. A Ca mennyisége a 2. és 3. klaszterben volt a legnagyobb (81- és 79 mg/l medián koncentráció), az 1., 4. és 6. klaszterben közepes volt a Ca koncentráció (medián koncentráció 40-; 54- és 63 mg/l), az 5. klaszterben pedig kicsi Ca koncentrációt mértünk (medián koncentráció 21 mg/l).

A 2. klaszterben a többi klaszterhez képest (1,0-3,0 µg/l medián koncentráció) nagy volt a Ti szintje (41 µg/l mediánkoncentráció). A V és Se medián koncentrációja csak a 6. klaszterben haladta meg a LOQ értéket (V medián koncentrációja 2,0 µg/l; Se medián koncentrációja 1,1 µg/l). Mind a 6 klaszterben jelentős volt a Sr mennyisége (medián koncentráció 239-477 µg/l), klaszterek szerint a következő sorrendben csökkenő mértékben: 4.

klaszter > 6. klaszter > 2. klaszter > 3. klaszter > 1. klaszter > 5. klaszter. A Ba koncentrációja a 4. klaszterben volt a legnagyobb (medián koncentráció 195 µg/l), a további 5 vizsgált klaszterben a Ba koncentráció ennél lényegesen kisebb volt és a 3. és 6. klaszterben volt a legkisebb (medián koncentráció 61- és 65 µg/l). A medián U koncentráció a legtöbb klaszterben a LOQ alatt volt, kivéve a 6. klasztert (medián koncentráció 6,4 µg/l). A 12.a)-b) és 13. a)-b) ábrák az elemek klaszterenkénti összehasonlítását mutatja be.

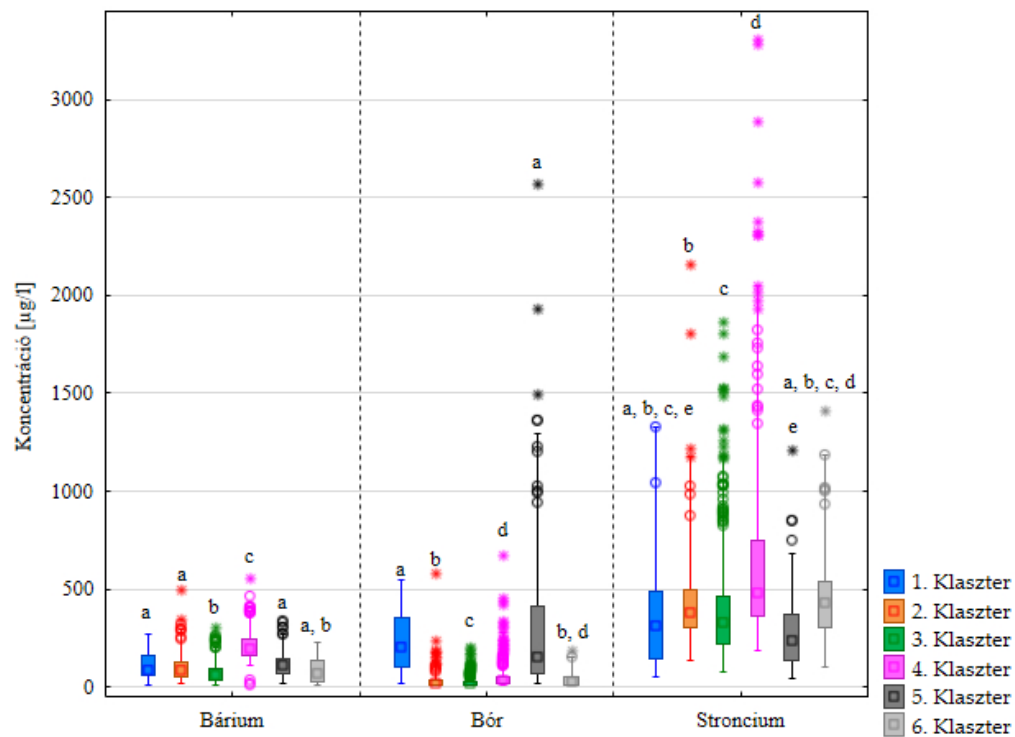


a)

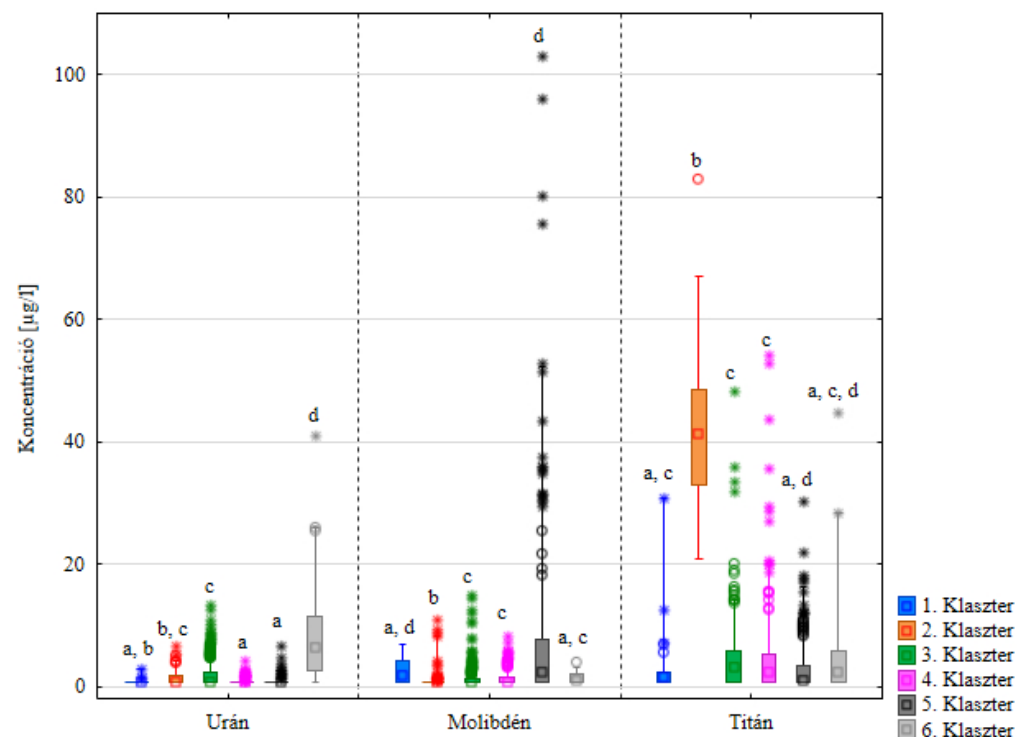


b)

12. a)-b) ábra A klaszterek összehasonlítása **a)** lítium, **b)** kálium, magnézium, kalcium, nátrium. A boxplot mutatja a mediánt ($\square$), az alsó és felső kvartiliseket (téglalap), a 2,5 és 97,5 percentiliseket (whiskers), a kiugró értékeket ($\circ$) és a szélsőértékeket (*), valamint a klaszterek közötti statisztikailag szignifikáns különbséget (betűk).



a)

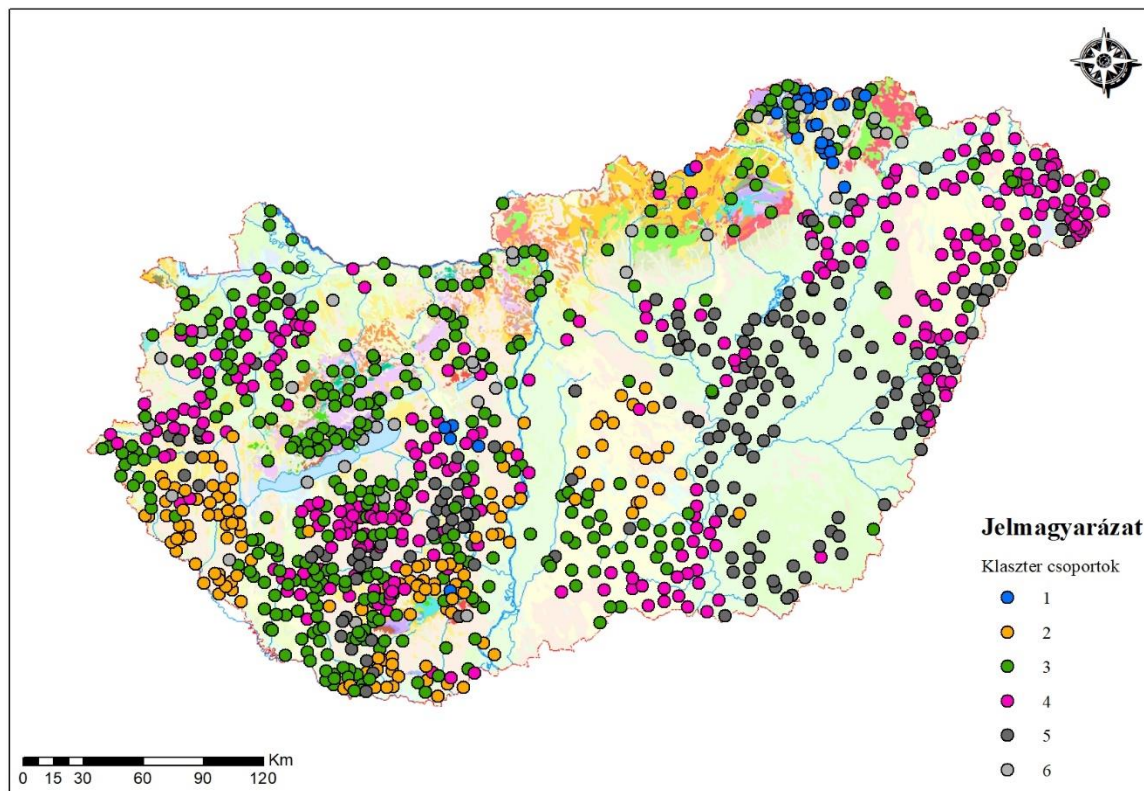


b)

13. a)-b) ábra A klaszterek összehasonlítása **a)** bárium, bór, stroncium, **b)** urán, molibdén, titán. A boxplot mutatja a mediánt ($\square$), az alsó és felső kvartiliseket (téglalap), a 2,5 és 97,5 percentiliseket (whiskers), a kiugró értékeket ($\circ$) és a szélsőértékeket (*), valamint a klaszterek közötti statisztikailag szignifikáns különbséget (betűk).

5.4.3. Térbeli eloszlás

A 6 klaszter földrajzi eloszlását a 14. ábra mutatja.



14. ábra Az ivóvízbázis vizsgáltba bevont minták megoszlása országosan a 6 klaszter szerint (vizsgált ivóvízbázisok száma 1155)

Az 1. klaszter – néhány kivételtől eltekintve - egy jól elkülönülő csoport az Északi-középhegység észak-keleti részén. A 2. klaszter vízbázisai az Duna-Tisza köz középső, a Nyugat-magyarországi-peremvidék déli, illetve a Dunántúli-dombság keleti részein helyezkednek el. A 3. klaszter vízbázisai az egész országban megtalálhatók, bár az ország nyugati és középső területein gyakoribbak, mint a keleti régióban. Ebbe a klaszterbe tartozik a nem mélységi felszín alatti vízbázisok túlnyomó többsége (karsztvíz, partiszűrűsű víz, sekély felszín alatti víz és felszíni víz). A 4. klaszterbe sorolt ivóvízbázisok szintén az egész országban megtalálhatók elszórtan. Az 5. klaszterbe sorolt ivóvízbázisok az ország keleti-délkeleti (a Tiszántúl déli) részén és két kisebb gócban az ország nyugati felében találhatók. A 6. klaszter főként a Dunántúli-középhegység és az Északi-középhegység déli lábánál található. A klaszterek jellemzőit a 11. táblázat foglalja össze.

11. táblázat Klaszterek jellemző elemei és a víztípusok megoszlása a klaszterekben

Klaszter száma	Jellemző elemek	n	Víztípusok eloszlása					
			mélyégi felszín alatti víz	karsztvíz	sekély felszín alatti víz	felszíni víz	partiszűrűsű víz	kevertvíz
1. klaszter	Li, B, Na, Mo, K	31	27	1	1	1	1	0
2. klaszter	Ti, Ca, Mg	151	138	5	2	0	5	1
3. klaszter	Ca	488	333	101	20	12	20	1
4. klaszter	Ba, Na, Sr	343	340	3	0	0	0	0
5. klaszter	Mo, B, Na	200	196	0	0	0	2	1
6. klaszter	Mg, K, U, Se, V	43	27	1	6	5	4	0

Arzénderogációval korábban érintett vízbázisból 132 került azonosításra. Ezek nagyrésze egyenletesen oszlik el a 3., 4. és 5. klaszterek közt, a 2. klaszterbe csak néhány, az 1. és 6. klaszterekbe egy sem tartozik. Ez mutatja be a 12. táblázat.

12. táblázat Arzénderogációval érintett vízbázisok klaszterek közti megoszlása

Klaszter száma	Összes vízbázis	As derogációval érintett vízbázis	As derogációs vízbázisok %-os aránya a klaszterben
1. klaszter	31	0	0
2. klaszter	151	8	5,3
3. klaszter	488	41	8,4
4. klaszter	343	41	12
5. klaszter	200	42	21
6. klaszter	43	0	0

5.4.4. Főkomponens analízis

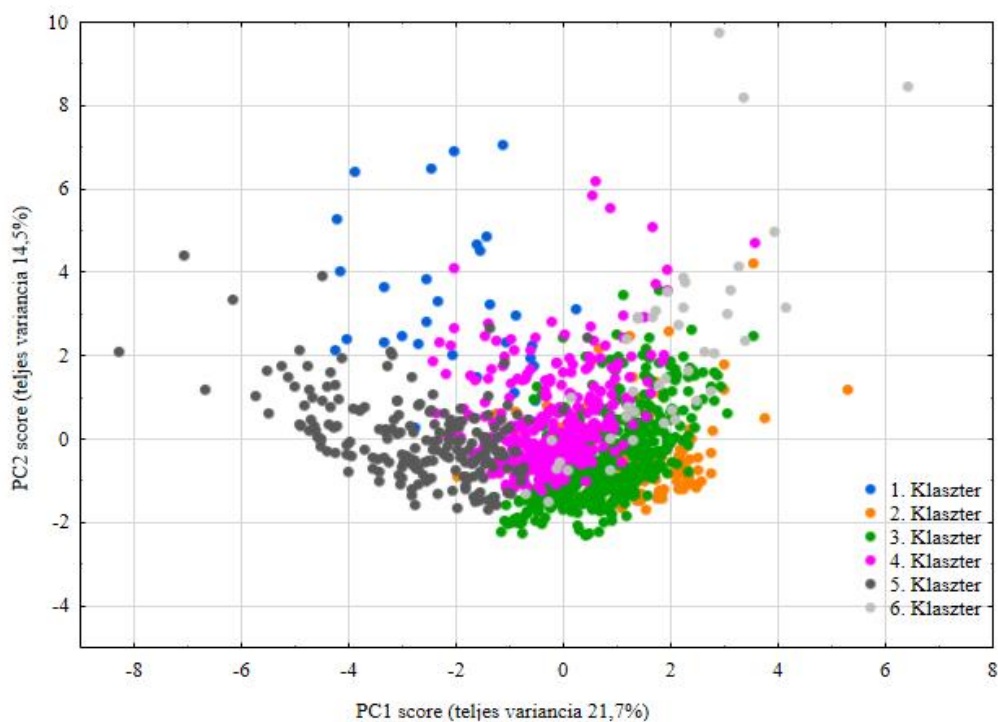
A PCA alapján 5 főkomponenst (PC) azonosítottam, amelyek sajátértéke (angolul: „eigen value”) nagyobb, mint 1. Ez az 5 PC a teljes variancia 65%-át magyarázza. Az egyes PC-k sajátértékét és az általuk megmagyarázott varianciát mutatja be a 13. melléklet. Az 5 PC elemenkénti töltés értékeit (angolul: „loading value”) mutatja be a 13. táblázat, kiemelve az adott PC esetében jelentős elemeket (töltési értékek $<-0,4$ vagy $>0,4$).

13. táblázat A főkomponens analízis során azonosított 5 főkomponens (PC) és az elemek tölsérétékei főkomponensenként

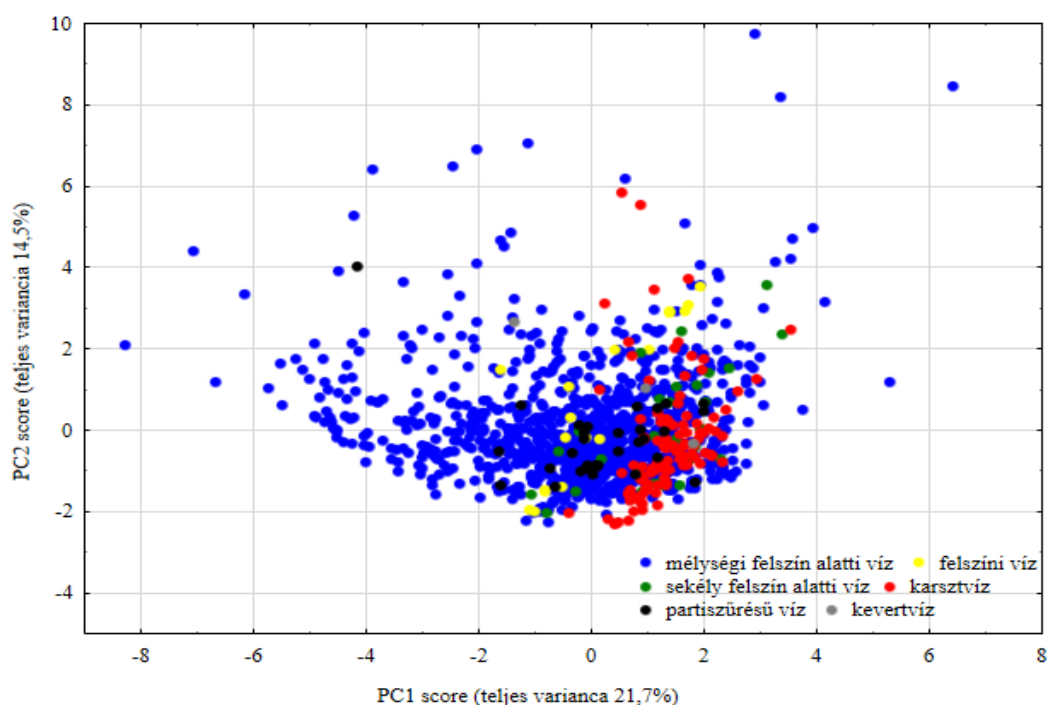
Vizsgált elem	Töltés érték				
	PC1	PC2	PC3	PC4	PC5
B	-0,63	0,31	0,09	0,2	0,29
Ba	-0,12	0,35	-0,62	-0,32	-0,04
Ca	0,79	0,00	-0,09	0,26	0,09
K	0,11	0,65	0,16	0,38	-0,37
Li	-0,18	0,66	-0,01	0,24	-0,20
Mg	0,75	0,32	-0,14	0,02	0,25
Mo	-0,42	0,13	0,22	0,14	0,50
Na	-0,75	0,36	-0,06	-0,02	0,19
Se	0,28	0,29	0,51	-0,46	0,18
Sr	0,32	0,59	-0,43	-0,22	0,02
Ti	0,35	-0,06	-0,21	0,55	0,50
U	0,35	0,34	0,57	-0,28	0,23
V	0,11	0,07	0,46	0,29	-0,36

félkövérrel kiemelve az adott PC szempontjából releváns elemek (töltésérték: <-0,4 vagy >0,4)

A PCA eredményeit a 6 klaszter és a víztípusok szerint is csoportosítottuk az első két PC szerint (15-16. ábrák). A víztípusokat összehasonlítva csak a karsztvizek alkottak külön csoportot, a mélységi felszín alatti vízminták túlnyomó mennyisége elfedte a víztípus szerinti egyéb elkülönülést.



15. ábra 2D-score grafikon a PC1 és PC2 értékeket alapján a klaszterek szerint



16. ábra 2D-score grafikon a PC1 és PC2 értékeket alapján a víztípus szerint

5.5. Vízkezelő technológia nem célkomponensekre gyakorolt hatásvizsgálat eredményei

Az eredmények fejezetben használt „szignifikáns különbség” vagy „szignifikáns összefüggés” kifejezések használata kizárólag a statisztikai tesztek eredményeire vonatkoznak, nem jelentik az adott megállapítás egyéb szempontú (technológiai, egészséghatás) relevanciáját.

A vizsgálatba összesen 961 mintapár került elemzésre. Az eredmények igen széles koncentráció-tartományokban változtak, ezért – mivel a kezelés előtti LOQ alatti eredményeket elhagytam a technológia hatásvizsgálat elemzéséből – nagy különbség adódott az egyes elemek esetében az összehasonlításba ténylegesen bevont mintaszámokban.

A Co esetben nem került sor további vizsgálatra, mivel összesen 11 mintapár maradt azt követően, hogy az kezelés előtti LOQ érték alatti koncentrációjú mintapárokat kivettem az értékelésből.

Az első, még a vízkezelő technológiák szerint nem csoportosított összevetés alapján a vízkezelésnek statisztikailag szignifikáns hatása van a Na, a K, a Ti, a V, a Ba és az U esetében a három elvégzett statisztikai próba mindegyikénél, a Ca, a Sr és a Mo esetében pedig kettőnél. A 14. táblázat tartalmazza a mintaszámokat, a kezelés előtti („KE”), kezelés utáni („KU”) mérési adatok leíró statisztikai eredményeit, a vízkezelés hatásának értékelését, továbbá a három tesztből legalább kettőnél statisztikailag szignifikáns különbség esetén az átlagos

eltávolítási hatásfokot (a negatív eltávolítási hatásfok koncentrációnövekedést jelent). A statisztikai értékelések részletes eredményei, adatai az 5., 6., 7. és 9. mellékletben megtalálhatók.

14. táblázat A vízkezelés hatásvizsgálatának eredményi

Vizsgált elem	LOQ	n	Minimum	Alsó kvartilis	Átlag	SD	Medián	Felső kvartilis	Maximum	Statisztikailag szignifikáns különbség (átlagos koncentráció-változás)
B KE	10	825	10	18	105	199	34	86	2573	nem
B KU	µg/l	825	<LOQ	19	105	199	35	86	2819	
Ba KE	1,0	948	11	65	130	82	122	178	551	igen (-9,4 %)
Ba KU	µg/l	948	<LOQ	54	115	74	102	162	419	
Ca KE	0,5	961	2,5	41	64	32	63	86	174	igen (0,44 %)
Ca KU	mg/l	961	2,7	41	64	32	63	86	174	
Co KE	1,0	11	1	1,2	3,4	3,8	1,6	4,3	11	nem értékelhető
Co KU	µg/l	11	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0	<LOQ	<LOQ	<LOQ	
K KE	0,5	949	0,52	1,1	1,9	2,0	1,5	2	32	igen (10,2 %)
K KU	mg/l	949	0,52	1,2	2,1	2,9	1,5	2,1	67	
Li K	1,0	941	1,2	5,2	17	27	10	17	265	nem
Li KU	µg/l	941	<LOQ	5,1	17	27	10	17	269	
Mg KE	0,5	961	0,60	14	25	14	22	34	100	nem
Mg KU	mg/l	961	0,62	14	25	14	22	34	83	
Mo KE	1,0	413	1	1,3	5,1	11	2,0	3,8	103	igen (-4,9 %)
Mo KU	µg/l	413	<LOQ	1,3	4,7	10	1,9	3,7	101	
Na KE	0,5	960	1,2	16	43	41	27	54	252	igen (4,9 %)
Na KU	mg/l	960	1,1	17	43	41	28	54	254	
Se KE	1,0	128	1	1,1	1,5	0,71	1,3	1,5	4,8	nem
Se KU	µg/l	128	<LOQ	1,1	1,4	0,75	1,2	1,4	5	
Sr KE	10	961	21	244	449	357	373	520	3308	igen (-0,26 %)
Sr KU	µg/l	961	21	238	447	361	372	512	3322	

Ti KE	1,0	665	1	2,6	11	15	5,1	9,4	83	igen (-6,0 %)
Ti KU	µg/l	665	<LOQ	2,1	11	15	4,6	8,8	70	
U KE	1,0	206	1	1,6	3,5	3,3	2,3	4,1	26	igen (-3,0 %)
U KU	µg/l	206	<LOQ	1,5	3,2	2,8	2,3	3,7	19	
V KE	1,0	70	1	1,3	2,7	2,7	1,7	2,9	17	igen (-16,1 %)
V KU	µg/l	70	<LOQ	<LOQ	2,1	2,3	1,2	2,3	13	

KE: kezelés előtt; **KU:** kezelés után; **LOQ:** mennyiségi meghatározási határ; **SD:** szórás

A korábban bemutatott változók alapján elvégeztem a technológiák csoportosítását. A 15. táblázat mutatja be azokat a vízkezelési kategóriákat, melyekben a mintapárok száma elérte a 30-at (részletes táblázat 8. melléklet). Összesen 9 ilyen kategória keletkezett, ezeket római számokkal jelöltem az összehasonlításukhoz. Összesen 257 vízmű esetében kerül sor utószűrésre, ebből mindössze két eset volt, ahol csak mikroszűrést alkalmaznak, ezek egyike sem került be a különböző technológiák egymással történő összehasonlításába. Egy eset volt, ahol ultraszűrést és aktívszenes adszorpciót is alkalmaznak, a fennmaradó 254 esetben az utószűrés aktívszenes abszorbens használatát jelenti. Emiatt a továbbiakban az utószűrés hatásának értékelésekor az aktívszenes adszorpció kifejezést fogom használni, az eredményeim tulajdonképpen erre vonatkoznak.

15. táblázat Vízkezelő technológiák 30 vizsgált mintapárt elérő esetszámú kategóriái

Oxidáció és szűrés			Ammónium eltávolítás	Utószűrés	Mintapárok száma	Vízkezelő kategória jelölése
levegős oxidáció és szűrés			biológiai	nincs	59	I.
			nincs	nincs	146	II.
káliumpermanganátos oxidáció és szűrés			biológiai	nincs	35	III.
			törésponti klórozás	van	70	IV.
			nincs	nincs	148	V.
klóros oxidáció és szűrés			törésponti klórozás	van	100	VI.
			nincs	nincs	56	VII.
szűrés oxidálószer nélkül			nincs	nincs	35	VIII.
nincs oxidáció és szűrés se			nincs	nincs	188	IX.

A Li és a B esetében egyetlen vízkezelési kategóriánál sincs statisztikailag szignifikáns különbség a kezelés előtti és a kezelést követően mért koncentrációk között.

A Mg és a Ca esetében, bár az összes minta összehasonlításakor csak a Ca esetén találtam eltérést, a bontott vizsgálat során az I. kezelési csoportnál már a 3 statisztikai próbából kettő esetében szignifikáns különbség adódott. A kezelés utáni eredmények némileg nagyobb koncentrációt mutattak (Mg: n=59, átlagos koncentrációnövekedés: 2,0 %, Mg KE: átlag koncentráció 26,0 (SD 17,3), medián 18,2 mg/l; Mg KU: átlag koncentráció 26,5 mg/l (SD 17,4 µg/l), medián 19,0 mg/l; Ca: n=59, átlagos koncentrációnövekedés: 1,6 % Ca KE: átlag koncentráció 66,6 mg/l (SD 31,1 mg/l), medián 68,5 mg/l; Ca KU: átlag koncentráció 67,9 mg/l (SD 31,9 mg/l), medián 68,4 mg/l).

A Ti esetében egyetlen csoport esetében volt két tesztnél is statisztikailag szignifikáns a különbség, az V. kezelési csoportnál. Ebben az esetben már kismértékű koncentráció csökkenésről beszélhetünk (n=101, átlagos koncentrációcsökkenés: 7,1 %, Ti KE: átlag koncentráció 6,6 µg/l (SD 8,5 µg/l), medián 4,3 µg/l; Ti KU: átlag koncentráció 5,7 µg/l (SD 8,5 µg/l), medián 3,6 µg/l).

V és Se tekintetében a IX. kezelési csoportban volt elegendő esetszám a statisztikai értékeléshez (V n=43; Se n=47). A Se-re egyik teszt sem mutatott statisztikailag szignifikáns különbséget, a V paraméterre két teszt is statisztikailag szignifikáns különbséget adott, a koncentrációk csökkenését mutatta (átlagos koncentrációcsökkenés: 14 %, V KE: átlag koncentráció 3,1 µg/l (SD 3,3 µg/l), medián 1,7 µg/l; V KU: átlag koncentráció 2,6 µg/l (SD 2,6 µg/l), medián 1,4 µg/l)

A Sr eredmények vizsgálatakor két csoportnál mutatott ki két statisztikai próba is szignifikáns különbséget (III. és IV. csoport). A III. kezelési csoportnál az átlagos koncentrációcsökkenés: 1,7 % (n=35, Sr KE: átlag koncentráció 341 µg/l (SD 114 µg/l), medián 334 µg/l; Sr KU: átlag koncentráció 336 µg/l (SD 114 µg/l), medián 333 µg/l). A IV. kezelési csoportnál az átlagos koncentrációcsökkenés: 0,64 % (n=71, Sr KE: átlag koncentráció 488 µg/l (SD 496 µg/l), Sr medián 407 µg/l; Sr KU: átlag koncentráció 479 µg/l (SD 503 µg/l), Sr medián 391 µg/l). Itt tehát már a két kezelési csoport összevetésének is van értelme az eltávolítási hatásfokok összevetésével, ennek eredménye alapján azonban nincs statisztikailag szignifikáns különbség a két vízkezelési csoport között (Mann-Whitney-féle U-próba, p-érték: 0,84).

A Mo esetében statisztikailag szignifikáns volt a különbség 3 próbából kettő esetében a II. és az V., mindhárom próbánál a VI. vízkezelési kategória esetében. A II. kezelési csoportnál az átlagos koncentrációcsökkenés: 4,0 % (n=49, Mo KE: átlag koncentráció 2,6 µg/l (SD 2,1 µg/l), Mo medián 1,6 µg/l; Mo KU: átlag koncentráció 2,6 µg/l (SD 2,6 µg/l), Mo medián 1,6 µg/l). A V. kezelési csoportnál az átlagos koncentrációcsökkenés: 9,7 % (n=52, Mo KE: átlag koncentráció 5,2 µg/l (SD 13 µg/l), Mo medián 2,0 µg/l; Mo KU: átlag koncentráció 4,8 µg/l

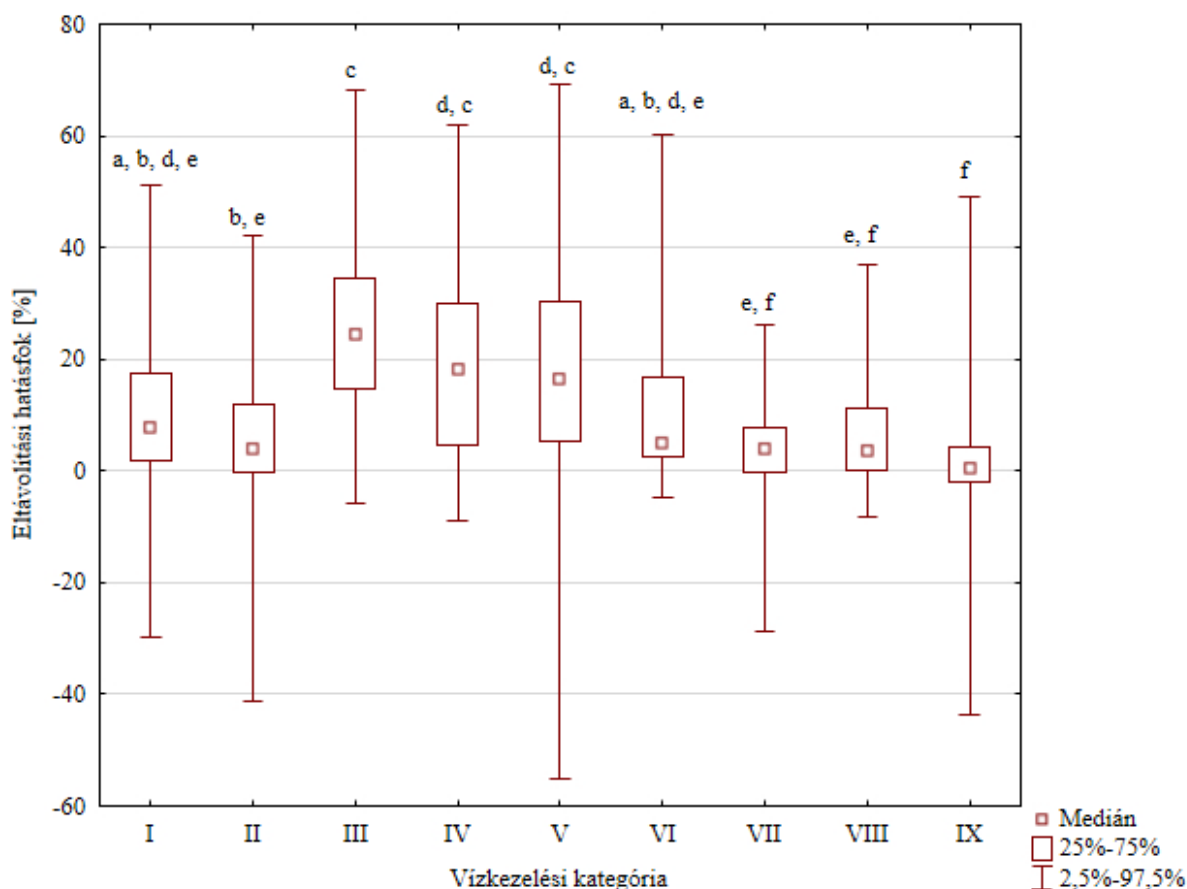
(SD 13 µg/l), Mo medián 1,8 µg/l). A VI. kezelési csoportnál az átlagos koncentrációcsökkenés: 5,5 % (n=45, Mo KE: átlag koncentráció 3,1 µg/l (SD 3,0 µg/l), Mo medián 2,1 µg/l; Mo KU: átlag koncentráció 2,8 µg/l (SD 2,7 µg/l), Mo medián 2,0 µg/l). A három kezelési csoport eltávolítási hatékonysága között nincs statisztikailag szignifikáns különbség (Kruskal-Wallis-féle H-próba, p érték=0,29).

A Ba esetében az összes vízkezelési kategória statisztikailag szignifikáns különbséget mutatott mindhárom elvégzett próba alapján. Ennek eredményeit a 16. táblázat, a csoportok egymással történő összevetésének eredményeit a 17. ábra foglalja össze.

16. táblázat *Báriumkoncentráció csökkenésre statisztikailag szignifikánsan kimutatható hatással levő vízkezelési kategóriák leíró statisztikai eredményei*

Vízkezelési kategória	n	Átlagos koncentrációcsökkenés [%]	Átlag KE [µg/l] (SD)	Átlag KU [µg/l] (SD)	Medián KE [µg/l]	Medián KU [µg/l]
I.	59	9,4	164 (58)	149 (57)	158	152
II.	144	5,8	153 (90)	142 (83)	129	118
III.	35	26	147 (74)	108 (62)	140	95
IV.	71	19	157 (80)	128 (71)	155	126
V.	148	12	126 (77)	104 (73)	114	86
VI.	100	12	159 (80)	140 (68)	152	145
VII.	56	3,0	114 (67)	109 (63)	100	105
VIII.	35	6,8	122 (78)	111 (68)	109	89
IX.	180	1,5	83 (71)	79 (66)	61	60

KE: kezelés előtt; KU: kezelés után; SD: szórás



17. ábra Az I.-IX. vízkezelési kategória eltávolítási hatásfoka Ba esetében (statisztikailag szignifikánsan különböző kategóriák betűkkel jelölve)

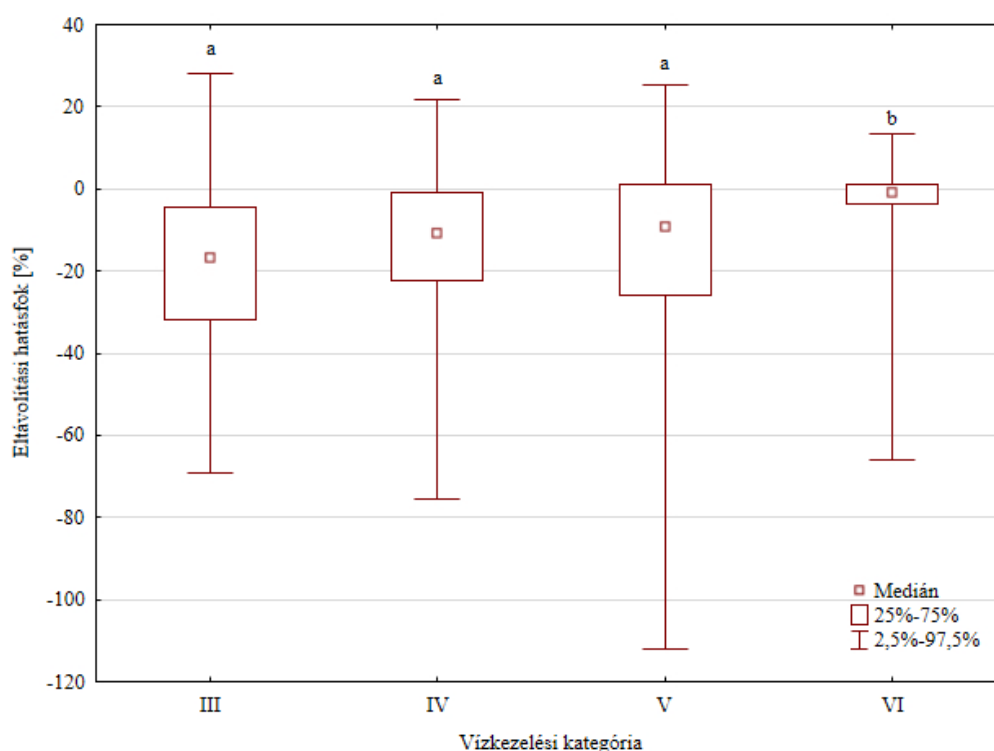
Az U esetében a részletes vízkezelési kategóriabontásnál csak a IX. csoportban volt elegendő mintaszám a statisztikai próbák elvégzéséhez ($n=103$), itt nem találtam szignifikáns különbséget. A külön az U esetre kialakított vízkezelési csoportosításnál már megfigyelhető statisztikailag szignifikáns különbség az U I. csoport esetében (átlagos koncentrációcsökkenés: 6,9 %, $n=103$, U KE: átlag koncentráció 3,7 $\mu\text{g/l}$ (SD 3,8 $\mu\text{g/l}$), medián 2,3 $\mu\text{g/l}$; U KU: átlag koncentráció 3,2 $\mu\text{g/l}$ (SD 3,2 $\mu\text{g/l}$), medián 2,3 $\mu\text{g/l}$).

A K koncentrációja statisztikailag szignifikánsan növekedett a III., a IV., az V. és a VI. vízkezelési csoportok esetében (ez utóbbi csak 2 statisztikai próba szerint), a többinél nem volt kimutatható hatás, az eredményeket tartalmazza a 17. táblázat és a 18. ábra. Ezek közül a VI. kategória szignifikánsan eltér a másik háromtól (III., IV. és V.) az eltávolítási hatásfokot tekintve. Az egységes formátum érdekében eltávolítási hatásfokként ábrázolva, a negatív eltávolítási hatásfok koncentráció növekedést jelent.

17. táblázat Káliumkoncentráció növekedésre statisztikailag szignifikáns vízkezelési kategóriák leíró statisztikai eredményei

Vízkezelési kategória	n	Átlagos koncentrációnövekedés [%]	Átlag KE [mg/l] (SD)	Átlag KU [mg/l] (SD)	Medián KE [mg/l]	Medián KU [mg/l]
III.	35	19	1,6 (0,93)	1,9 (0,97)	1,4	1,6
IV.	71	16	1,8 (1,5)	2,0 (1,5)	1,4	1,6
V.	148	18	1,9 (1,7)	2,2 (1,7)	1,4	1,7
VI.	100	4,3	2,1 (3,2)	2,1 (3,2)	1,4	1,4

KE: kezelés előtt; KU: kezelés után; SD: szórás



18. ábra A III., IV., V. és VI. vízkezelési kategória eltávolítási hatásfoka kálium esetében (statisztikailag szignifikánsan különböző kategóriák betűkkel jelölve) Az egységes formátum érdekében eltávolítási hatásfokként ábrázolva, a negatív eltávolítási hatásfok koncentrációnövekedést jelent.

A Na esetében alkalmazott technológiai csoportosítás eredményeit a 18. táblázat mutatja azokra a kategóriákra vonatkozóan, melyekben a mintapárok száma elérte a 30-at (részletes táblázat 10. melléklet). Összesen 10 ilyen kategória keletkezett, ezeket betűkkel jelöltem a további összehasonlításhoz.

18. táblázat Nátrium esetében alkalmazott, 30 mintapárt elérő esetszámú vízkezelési kategóriák

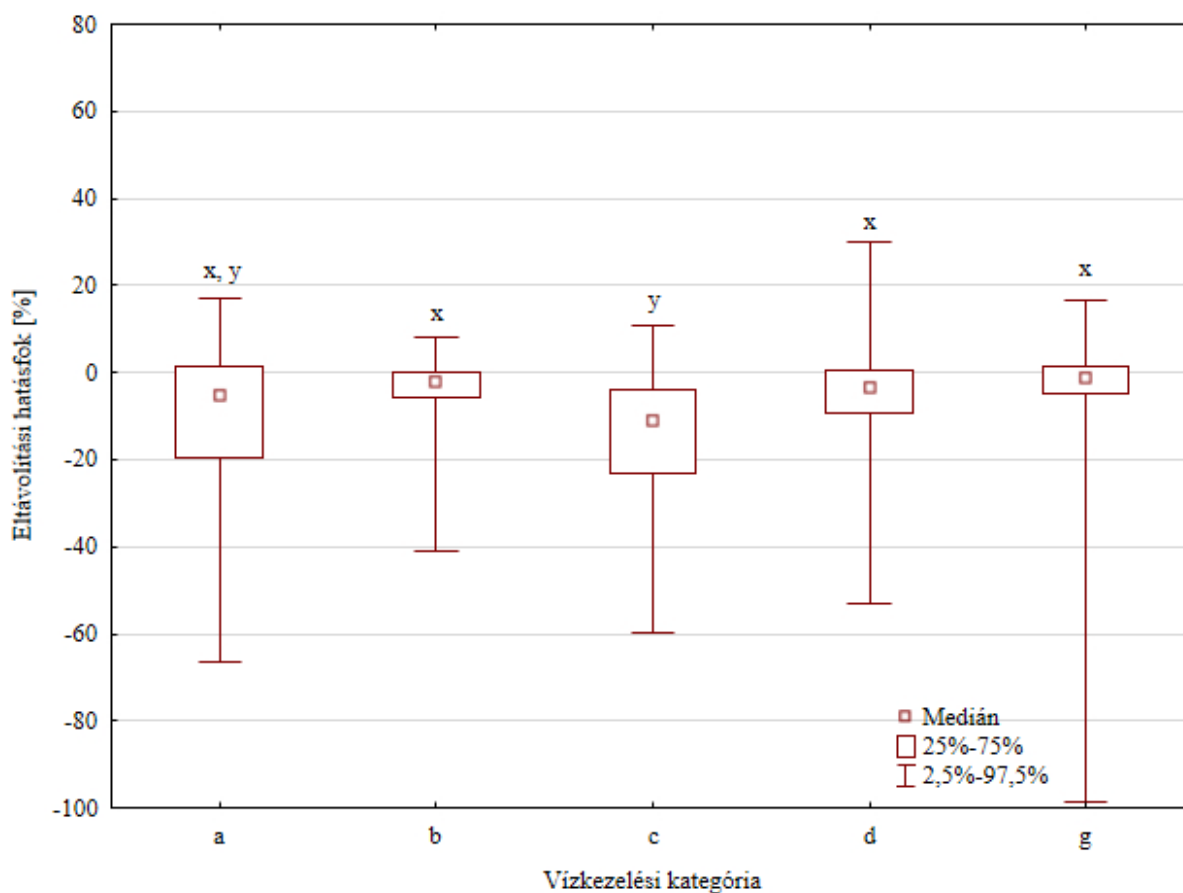
Oxidáció és szűrés	Ammónium eltávolítás	Utószűrés	Fertőtlenítés	Mintapárok száma	Vízkezelő kategória jelölése
nátrium-hipokloritos oxidáció és szűrés	törésponti klórozás nátrium-hipoklorittal	van	nátrium-hipoklorittal	55	a
	nincs	nincs	nátrium-hipoklorittal	42	b
káliumpermanganátos (KMnO ₄) oxidáció és szűrés	törésponti klórozás nátrium-hipoklorittal	van	nátrium-hipoklorittal	46	c
			nátrium-hipoklorittal	105	d
	nincs	nincs	nincs vagy nem nátrium-hipoklorittal	43	e
levegős oxidáció és szűrés	biológiai	nincs	nátrium-hipoklorittal	38	f
			nátrium-hipoklorittal	71	g
	nincs	nincs	nincs vagy nem nátrium-hipoklorittal	75	h
nincs oxidáció és szűrés se	nincs	nincs	nátrium-hipoklorittal	146	i
			nincs vagy nem nátrium-hipoklorittal	42	j

Statisztikailag szignifikáns különbség van a kezelés előtti és a kezelés utáni mintáknál a koncentrációban három statisztikai tesztből kettő esetében az a., b., d., g és mindhárom tesztnél a c. csoportnál. Mindegyiknél, bár különböző mértékben, de növekedés tapasztalható. Ezen csoportok leíró statisztikai eredményeit mutatja be a 19. táblázat és 19. ábra. Az egységes formátum érdekében eltávolítási hatásfokként ábrázolva, a negatív eltávolítási hatásfok koncentráció növekedést jelent.

19. táblázat Nátriumkoncentrációra statisztikailag szignifikáns hatással lévő vízkezelési kategóriák leíró statisztikai eredményei

Vízkezelési kategória	n	Átlagos koncentrációnövekedés [%]	Átlag KE [mg/l] (SD)	Átlag KU [mg/l] (SD)	Medián KE [mg/l]	Medián KU [mg/l]
a	55	11	75 (50)	77 (46)	58	61
b	42	5,4	30(26)	31 (26)	21	23
c	46	15	59 (38)	67 (41)	53	56
d	105	7,4	34 (31)	35 (30)	22,6	23,4
g	71	5,1	39 (33)	40 (34)	27	27

KE: kezelés előtt; KU: kezelés után; SD: szórás



19. ábra Az a, b, c, d és g vízkezelési kategória eltávolítási hatásfoka Na esetében (statisztikailag szignifikánsan különböző kategóriák betűkkel jelölve). Az egységes formátum érdekében eltávolítási hatásfokként ábrázolva, a negatív eltávolítási hatásfok koncentrációnövekedést jelent.

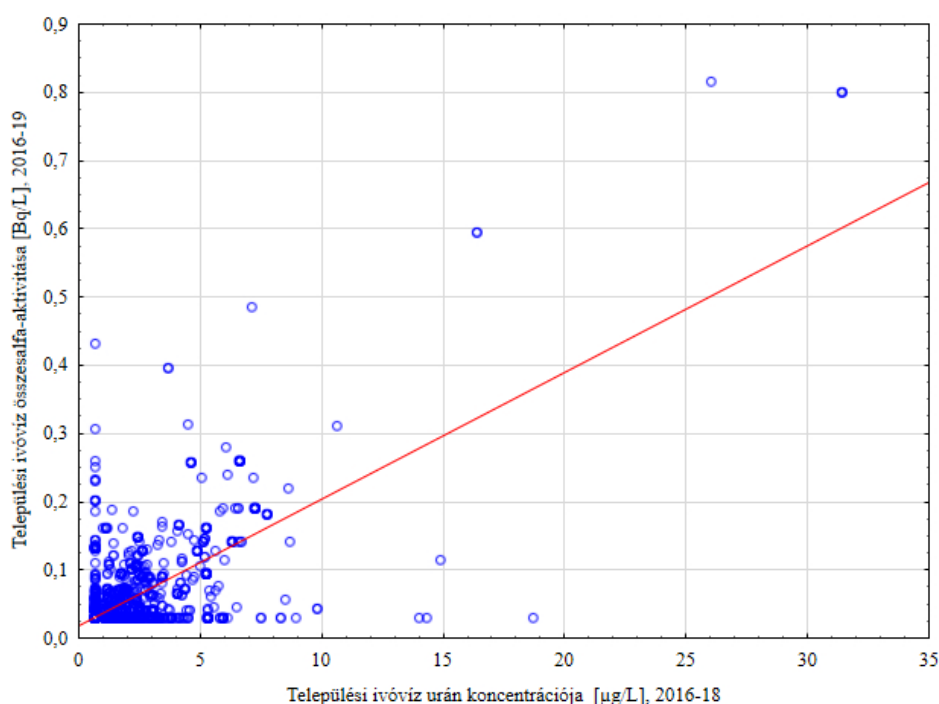
5.6. Az urántartalom és összesalfa-aktivitás összefüggésvizsgálat eredményei

Az összes alfa-aktivitásra vonatkozóan 2019-ben 1322 településről 4365 mérési eredmény állt rendelkezésre a HUMVI adatbázisban. Összesen 2835 településhez tudtam összesalfa-aktivitás értéket rendelni, míg U esetében 3150 településhez (5 kivétellel az összeshez).

Az összesalfa-aktivitás a 0,1 Bq/l vizsgálati szintet 244 településen haladta meg (átlag $0,047 \pm 0,051$ Bq/l, medián, minimum, alsó kvartilis <0,04 Bq/l, felső kvartilis 0,042 Bq/l, maximum 0,82 Bq/l volt).

Az U átlagos koncentrációja a vizsgálatba bevont települések esetében $1,59 \pm 1,97$ µg/l közt alakult, a medián, a minimum és az alsó kvartilis <1,0 µg/l, felső kvartilis 1,9 µg/l, maximum 32 µg/l volt.

A két paraméter közt szignifikáns, közepesen erős korreláció tapasztalható (p-érték: <0,05, r: 0,6772, r^2 : 0,4589) (20. ábra).



20. ábra Az ivóvíz urántartalmának és összesalfa-aktivitásának eloszlása Magyarországon (2016-2019)

5.7. Települési ivóvízminőség jellemzése és egészséghatás értékelés

A települési ivóvízminőség jellemzéséhez valamennyi előzetes felmérésből származó mintát (1424) és 1226 részletes felmérésből származó mintát használtam fel. Azon elemek esetében, melyeket már az előzetes felmérésében is vizsgáltam, az összes településre van mérési eredmény. Azoknál, amiket csak a részletes felmérésben vizsgáltam, 2984 településre, azaz a magyarországi települések 95%-ára. A településekre vonatkoztatott vizsgálati eredményeket mutatja be a 20. táblázat. (Magyarországon a 2023. január 1-i adatok alapján a települések száma a KSH adatai alapján 3155 https://www.ksh.hu/stadat_files/fol/hu/fol0007.html). Az általam használt településlistában Budapest kerületei önálló közigazgatási egységként szerepelnek, ezért lett az esetszám 3177.).

20. táblázat A településekre vonatkoztatott vizsgálati eredmények

Vizsgált elem	LOQ	n	Minimum	Alsó kvartilis	Átlag	SD	Medián	Felső kvartilis	Maximum
B	10 µg/l	3177	<LOQ	16	70	132	30	60	1768
Ba	1,0 µg/l	2984	<LOQ	40	97	71	80	136	495
Be	1,0 µg/l	2984	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Ca	0,5 mg/l	3177	2,7	46	68	29	68	89	189
Co	1,0 µg/l	3177	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,07	<LOQ	<LOQ	2,4
K	0,5 mg/l	3177	<LOQ	1,2	2,3	2,0	1,7	2,7	48
Li	1,0 µg/l	3177	<LOQ	4,5	15	22	9,3	16	263
Mg	0,5 mg/l	3177	<LOQ	14,7	25	14	22	35	81
Mo	1,0 µg/l	2984	<LOQ	<LOQ	2,4	5,6	<LOQ	1,7	93
Na	0,5 mg/l	3177	1,2	13	35	39	21	41	325
Se	1,0 µg/l	3177	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,56	<LOQ	<LOQ	24
Sr	10 µg/l	2984	21	225	406	315	338	467	3322
Ti	1,0 µg/l	2984	<LOQ	<LOQ	8,4	13	3,3	7,6	72
U	1,0 µg/l	3177	<LOQ	<LOQ	1,6	1,9	<LOQ	1,9	32
V	1,0 µg/l	3177	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,58	<LOQ	<LOQ	13

LOQ: mennyiségi meghatározási határ; **SD:** szórás

Be és Co esetében az 1,0 µg/l-t (LOQ-t) meghaladó esetek száma eseti, a Be, a Co, a V és a Se esetében az átlag és a medián koncentráció is 1,0 µg/l (LOQ) alatt van. A Se a paraméterre vonatkozó hatályos 20 µg/l-es határértéket mindössze egy település esetében haladta meg (mindkét felmérés során), de a 2023. január 12. előtt hatályos 10 µg/l-es határértéket sem lépte túl egyetlen másik településen sem a vizsgálatok során mért koncentráció.

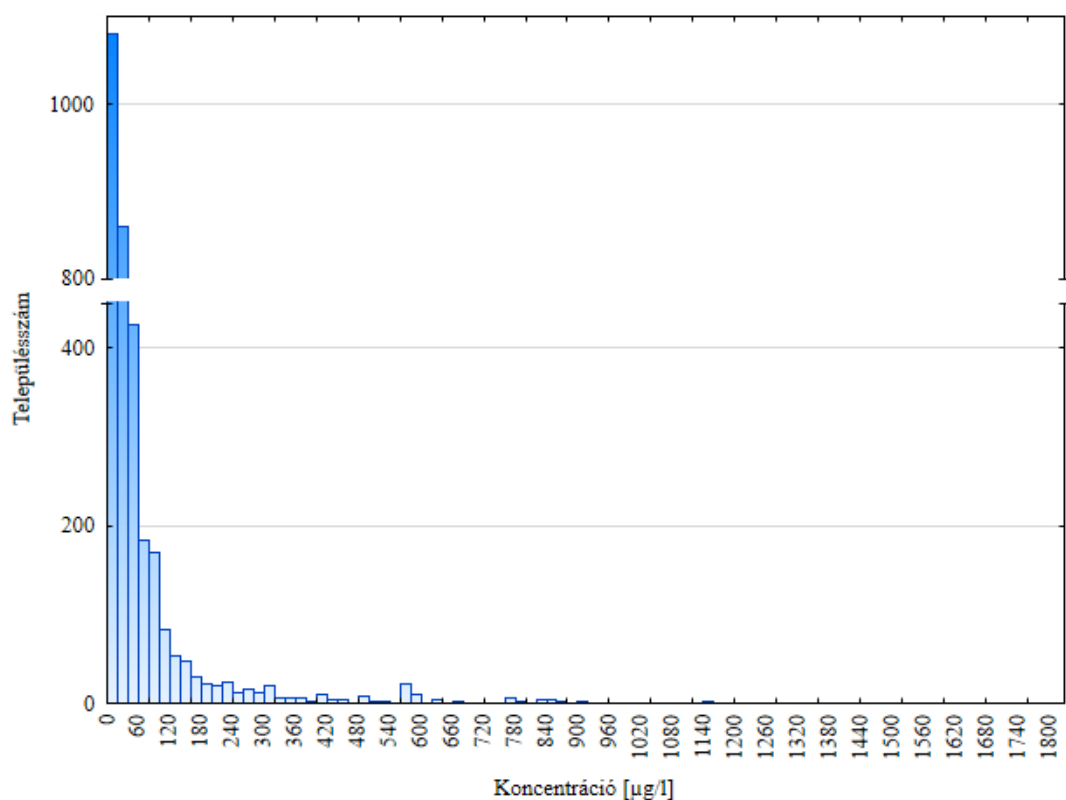
A Mo, az U és a Ti több alkalommal jelenik meg kimutatható mennyiségben, az átlagos koncentráció már 1 µg/l (LOQ) felettiek. Mo, U és Ti elemeket vizsgálva több esetben előfordul az 1,0 µg/l-t (LOQ-t) egy nagyságrenddel meghaladó mért érték. (> 10 µg/l Mo: 97 mintából 149 településre vonatkoztatva, Ti: 410 mintából 483 településre vonatkoztatva, U: 17 mintából 18 településre vonatkoztatva).

A Mg, a Ca és a Li esetében a koncentrációk széles érték tartományban, több nagyságrenden belül változnak (minimum-maximum koncentrációk: Mg: <0,5-81 mg/l, Ca: 2,7-189 mg/l, Li: <1,0-263 µg/l).

A K az LOQ (0,5 mg/l) alatti vagy 10 mg/l-t meghaladó mennyiségben csak kevés településen fordul elő (18-, ill. 29 településen).

A Na minden esetben meghaladhat az LOQ értéket (0,5 mg/l), koncentrációja széles tartományban változik, de a települések 79 %-án 50 mg/l alatti. A 200 mg/l-es parametrikus értéket a két felmérés alapján összesen 19 településen haladja meg, legnagyobb érték 325 mg/l.

A B, a Ba és a Se koncentrációja szintén több nagyságrendet ölel át. A B maximum koncentrációja közel 1800 µg/l, azonban a 200 µg/l értéket ritkán lépi túl, eloszlása erősen jobbra ferde, azaz az kisebb koncentrációk sokkal gyakoribbak (21. ábra). A B-ra vonatkozó hatályos 1500 µg/l határértéket egyetlen településen haladta meg a mért érték (mind a két felmérés során). A Ba-nál és a Sr-nál kis számban fordult elő nagyon kicsi mérési eredmény. A vizsgálatba bevont települések felénél a Ba koncentráció 40-136 µg/l, a Sr koncentráció 225-467 µg/l közt alakul, egynegyedüknél ennél nagyobb, másik egynegyedüknél pedig ennél kisebb volt.



21. ábra Települési ivóvíz bórtartalmának hisztogramja

5.7.1. Az ismert vagy feltételezett káros egészséghatással rendelkező elemek mennyiségi kockázatértékelése a közműves ivóvízellátással összefüggésben

A kockázatértékelés eredményeit foglalja össze a 21. táblázat. Amennyiben eltérő TDI vagy RfD értékeket találtam, a számolásokat csak az egyik – az alacsonyabb – értékkel végeztem el. Kivétel ez alól a V, melynek toxikológiai megítélése ellentmondásos, és nagyságrendileg eltérő RfD értékeket lehet találni [41, 70, 97]. Emiatt a V esetében két RfD érték esetén is elvégeztem a kockázatértékelést.

21. táblázat A vizsgált, ismert vagy feltételezett kedvezőtlen egészséghatással rendelkező elemek mennyiségi kockázatértékelésének eredménye a legnagyobb mért értékkel és a települési vízminőség 95 percentilis értékeivel számolva

Vizsgált elem	Toxikológiai jellemző	Napi tolerálható mennyiség 70 kg-os felnőtt esetében [µg]	Mért maximum koncentráció / települési 95 percentilis koncentráció [µg/l]	Közműves ivóvízzel bevitt becsült mennyiség 1,1 liter ivóvízfogyasztással számolva	HRQ	Kockázat minősítése
B	TDI 170	11900	2819	3101	0,261	mérsékelt
	µg/ttkg [19]		/	/		
	RfD 200 µg/ttkg [98]		278	306	0,026	kicsi
Be	TDI 2 µg/ttkg	140	0,71*	0,78	0,006	elhanyagolható
	[19]		/	/		
	RfD 2 µg/ttkg [99]		0,71*	0,78	0,006	elhanyagolható
Ba	TDI 210 µg/ttkg [19]	14000	551	606	0,043	kicsi
			/	/		
	RfD 200 µg/ttkg [100]		237	261	0,019	kicsi
Co	pRfD 0,3	21	11	12	0,576	mérsékelt
	µg/ttkg [101]		/	/		
			0,71*	0,78	0,037	kicsi
Mo	RfD 5 µg/ttkg	350	103	113	0,323	mérsékelt
	[102]		/	/		
			8,7	9,6	0,027	kicsi
Se	RfD 5 µg/ttkg	350	26	29	0,082	kicsi
	[103]		/	/		
			1,5	1,7	0,005	elhanyagolható
U	RfD 3 µg/ttkg	210	41	45	0,215	mérsékelt
	[104]		/	/		
			4,6	5,1	0,024	kicsi

Vizsgált elem	Toxikológiai jellemző	Napi tolerálható mennyiség 70 kg-os felnőtt esetében [µg]	Mért maximum koncentráció / települési 95 percentilis koncentráció [µg/l]	Közműves ivóvízzel bevitt becsült mennyiség 1,1 liter ivóvízfogyasztással számolva	HRQ	Kockázat minősítése
V	RfD 7 µg/ttkg [97]	350	17	19	0,053	kicsi
	RfD 5 µg/ttkg [105]		/	/		
			1,5	1,7	0,005	elhanyagolható
	pRfD 0,07 µg/ttkg [106]	4,9	17	19	3,82	nagy
			/	/		
			1,5	1,7	0,337	mérsékelt

TDI: tolerálható napi beviteli érték; **RfD:** referenciadózis; **pRfD:** ideiglenes referenciadózis; **félkövérrel** jelölve a számoláshoz használt érték; **ttkg:** testtömeg kilogramm; **HRQ:** egészségkockázati hányados; * LOQ alatti érték, LOQ/√2 értékkel helyettesítve

5.7.2. Kalcium és magnézium egészséghatás vizsgálata

A közműves ivóvíz hozzájárulása a kalcium és magnézium beviteléhez

A közműves ivóvíz becsült Ca és Mg beviteli értékeit tartalmazza a 22 táblázat és 23. táblázat.

22. táblázat Közműves ivóvíz fogyasztás hozzájárulása a Ca bevitel

Korcsoport	RDA [mg Ca /nap] [107, 108]	1,1 liter ivóvízzel bevitt becsült Ca mennyiség [mg]		Ivóvíz által bevitt Ca aránya az RDA-hoz viszonyítva [%]	
		Települési medián koncentráció alapján	Települési felső kvartilis koncentráció alapján	Települési medián koncentráció alapján	Települési felső kvartilis koncentráció alapján
Teljes	800 [EU RDA]			9,4%	12%
19-60 év	800 [hazai RDA]	75	98	9,4%	12%
60 év felett	1000 [hazai RDA]			7,5%	9,8%

RDA: ajánlott napi bevitel

23. táblázat Közműves ivóvíz fogyasztás hozzájárulása a Mg bevitelhez

Populáció	RDA [mg Mg /nap] [107, 108]	1,1 liter ivóvízzel bevitt becsült Mg mennyiség [mg]		Ivóvíz által bevitt Mg aránya az RDA- hoz viszonyítva [%]	
		Települési medián koncentráció alapján	Települési felső kvartilis koncentráció alapján	Települési medián koncentráció alapján	Települési felső kvartilis koncentráció alapján
Teljes	375 [EU RDA]			6,5%	10%
Férfiak	350 [hazai RDA]	24	39	6,9%	11%
Nők	300 [hazai RDA]			8,1%	13%

RDA: ajánlott napi bevitel

A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának egészséghatása

A DI megfelelésének ellenőrzéséhez járási szinten összevetettük a kapott értékeket a *kedvezményezett járások besorolásáról szóló* 290/2014. (XI. 26.) Kormányrendelet 2. mellékletében található járások besorolásával. Az indexek között magas korrelációt lehetett kimutatni, a Spearman-féle rangkorrelációs együttható értéke $-0,95$. A negatív korreláció abból adódik, hogy az általunk meghatározott index esetében a magasabb érték jelenti a kedvezőtlenebb helyzetet, míg a 290/2014. (XI. 26.) Kormányrendeletben közölt index esetében az alacsonyabb érték [109].

A Ca és Mg eredmények, a DI és az egyes betegcsoportok közti korrelációs vizsgálatok eredményeit mutatják be a 24., 25. és 26. táblázat. A 25. és a 26. táblázatban már csak a SMR és a többi változó közti eredményeket szerepeltetem, tekintettel arra, hogy a többi változó értéke – és így a kapott eredmény is – a korrelációs vizsgálatokban azonos.

24. táblázat A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának (Ca, Mg), a deprivációs indexnek (DI) és az összes keringési betegség standardizált halálozási hányadosának (SMR) korrelációvizsgálatának eredményei

		2017-2019			2020-2022		
		SMR	DI	Mg	SMR	DI	Mg
DI	Sperman's rho	0,444	-		Sperman's rho	0,500	-
	df	3151	-		df	3151	-
	p-érték	<0,001	-		p-érték	<0,001	-
Mg	Sperman's rho	-0,249	-0,156	-	Sperman's rho	-0,245	-0,156
	df	3151	3151	-	df	3151	3151
	p-érték	<0,001	<0,001	-	p-érték	<0,001	<0,001
Ca	Sperman's rho	-0,160	-0,015	0,607	Sperman's rho	-0,098	-0,015
	df	3151	3151	3151	df	3151	3151
	p-érték	<0,001	0,408	<0,001	p-érték	<0,001	0,408

Spearman-féle rangkorreláció, **félkövérrel** jelölve a statisztikailag szignifikáns korreláció

25. táblázat A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának (Ca, Mg) és a deprivációs indexnek (DI) korrelációja az ischaemiás szívbetegségek standardizált halálozási hányadosával (SMR)

		2017-2019		2020-2022	
		SMR		SMR	
DI	Sperman's rho	0,364		Sperman's rho	0,453
	df	3151		df	3151
	p-érték	<0,001		p-érték	<0,001
Mg	Sperman's rho	-0,319		Sperman's rho	-0,295
	df	3151		df	3151
	p-érték	<0,001		p-érték	<0,001
Ca	Sperman's rho	-0,133		Sperman's rho	-0,081
	df	3151		df	3151
	p-érték	<0,001		p-érték	<0,001

Spearman-féle rangkorreláció, **félkövérrel** jelölve a statisztikailag szignifikáns korreláció

26. táblázat A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának (Ca, Mg) és a deprivációs indexnek (DI) korrelációja a cerebrovaszkuláris betegségek standardizált halálozási hányadosával (SMR)

		2017-2019		2020-2022	
		SMR		SMR	
DI	Sperman's rho	0,195	Sperman's rho	0,258	
	df	3151	df	3151	
	p-érték	<0,001	p-érték	<0,001	
Mg	Sperman's rho	-0,013	Sperman's rho	-0,084	
	df	3151	df	3151	
	p-érték	0,456	p-érték	<0,001	
Ca	Sperman's rho	0,034	Sperman's rho	0,041	
	df	3151	df	3151	
	p-érték	0,056	p-érték	0,021	

Spearman-féle rangkorreláció, **félkövérrel** jelölve a statisztikailag szignifikáns korreláció

A korrelációvizsgálatok eredményei alapján indokoltnak láttuk a többszörös lineáris regressziós vizsgálatok elvégzését is, ezek eredményeit mutatják be a 27., 28. és 29. táblázatok.

27. táblázat A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának (Ca, Mg), a deprivációs indexnek (DI) és az összes keringési betegség standardizált halálozási hányadosának (SMR) többszörös lineáris regressziós vizsgálata

Vizsgált időszak	Modell illeszkedési mutatók				Modell koefficiensek			
	r	r ²	kiigazított r ²	Prediktor	Becslés	SE	t	p-érték
2017-2019	0,401	0,161	0,160	Konstans	1,23114	0,00944	130,39	<0,001
				DI	0,02231	0,00112	19,96	<0,001
				Mg	-0,00215	3,22e-4	-6,68	<0,001
				Ca	-6,66e-4	1,50e-4	-4,45	<0,001
				Konstans	1,22896	0,01011	121,599	<0,001
2020-2022	0,457	0,209	0,280	DI	0,02958	0,00120	24,716	<0,001
				Mg	-0,00300	3,44e-4	-8,711	<0,001
				Ca	-9,49e-5	1,60e-4	-0,592	0,554
				Konstans	1,22896	0,01011	121,599	<0,001

SE: standard hiba

28. táblázat A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának (Ca, Mg), a deprivációs indexnek (DI) és az ischaemiás szívbetegségek standardizált halálozási hányadosának (SMR) többszörös lineáris regressziós vizsgálata

Vizsgált időszak	Modell illeszkedési mutatók			Modell koefficiensek				
	r	r ²	kiigazított r ²	Prediktor	Becslés	SE	t	p-érték
2017-2019	0,410	0,168	0,168	Konstans	1,22294	0,01184	103,285	<0,001
				DI	0,02342	0,00140	16,707	<0,001
				Mg	-0,00532	4,03e-4	-13,186	<0,001
				Ca	-9,53e-5	1,88e-4	-0,508	0,612
2020-2022	0,490	0,240	0,239	Konstans	1,21096	0,01241	97,60	<0,001
				DI	0,03577	0,00147	24,35	<0,001
				Mg	-0,00622	4,23e-4	-14,72	<0,001
				Ca	8,26e-4	7,97e-4	4,2	<0,001

SE: standard hiba

29. táblázat A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának (Ca, Mg), a deprivációs indexnek (DI) és a cerebrovaszkuláris betegségek standardizált halálozási hányadosának (SMR) többszörös lineáris regressziós vizsgálata

Vizsgált időszak	Modell illeszkedési mutatók			Modell koefficiensek				
	r	r ²	kiigazított r ²	Prediktor	Becslés	SE	t	p-érték
2017-2019	0,134	0,0181	0,0171	Konstans	1,1995	0,01680	71,416	<0,001
				DI	0,0144	0,00199	7,239	<0,001
				Mg	-1,33e-4	5,72e-4	-0,233	0,816
				Ca	4,26e-4	2,66e-4	1,598	0,110
2020-2022	0,209	0,0437	0,0428	Konstans	1,20379	0,01668	72,18	<0,001
				DI	0,02029	0,00197	10,28	<0,001
				Mg	-0,00207	5,68e-4	-3,65	<0,001
				Ca	0,00112	2,64e-4	4,22	<0,001

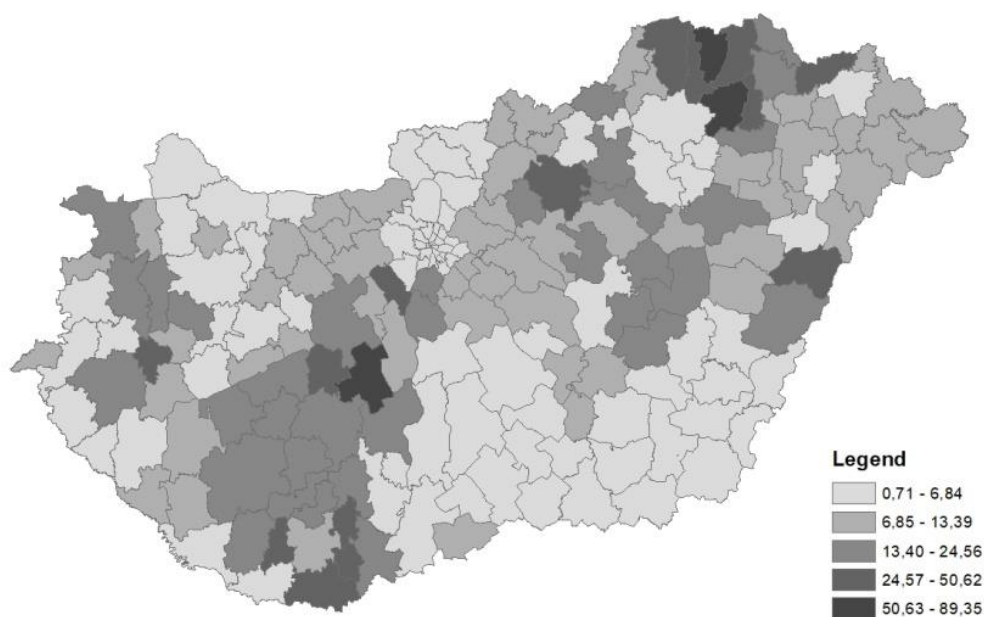
SE: standard hiba

5.7.3. Lítium egészséghatás vizsgálat eredményei

Lítium egészséghatás leíró statisztika

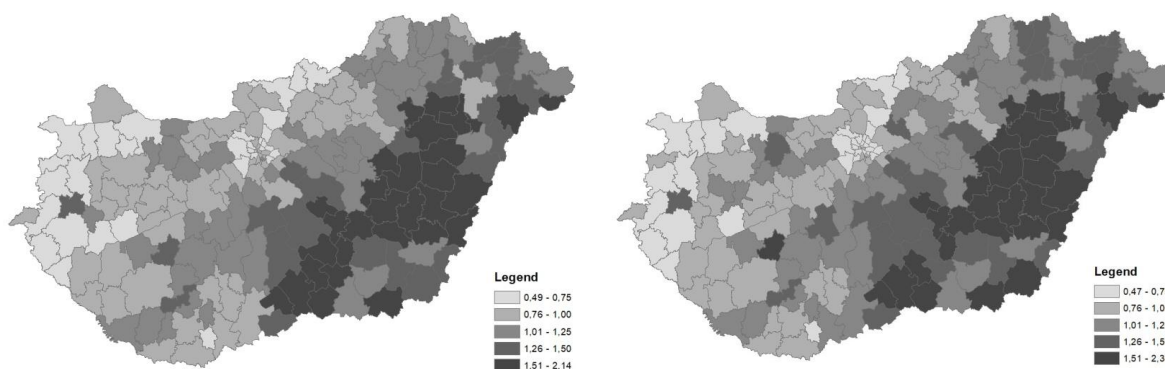
A 15 évesnél idősebb magyar állampolgárok száma 2011-ben 8.495.001 volt. A vizsgált időszakban 25.571 befejezett öngyilkossági esetet dokumentáltak a 15 év feletti magyar lakosság körében (férfi = 19.595; nő = 5.976). Kizártuk azokat az eseteket (összesen: 233, férfi: 204; nő: 29), ahol a lakóhely és/vagy az életkor ismeretlen volt (pl. hajléktalanok esetében). A járások száma 197, ezekben a 15 évnél idősebb lakosok száma 2011-ben 7.818 és 213.893 között változott (átlag: 43.564).

A vizsgált településeken (n: 3176) szolgáltatott közüzemi ivóvíz Li koncentrációja <1,0 és 303 µg/l közt változott (átlag koncentráció $14,3 \pm 21,7$ µg/l). A járási, ill. Budapest esetében kerületi szintre (n: 197) aggregált, a lakosság számával súlyozott Li koncentráció <1,0 és 89,4 µg/l közt alakult (átlag: $11,2 \pm 11,9$ µg/l). Ezt mutatja be az 22. ábra és 30. táblázat.



22. ábra Járási színtre aggregált és a lakosszámmal súlyozott Li koncentráció területi eloszlása (µg/l)

Az öngyilkosság nemre és életkorra standardizált SMR-értékei a teljes populációban 0,492 és 2,138 között mozogtak (átlag: $1,082 \pm 0,353$) (30. táblázat; 23.a) ábra). A férfipopulációban az öngyilkosság életkorra standardizált SMR-je 0,467 és 2,382 között volt (átlag: $1,093 \pm 0,371$) (30. táblázat; 23.b). ábra). A nőkre vonatkozó az sSMR 0,235 és 2,505 között változtak (átlag: $0,996 \pm 0,397$) (30. táblázat). A vizsgálatba bevont összes változó leíró statisztikája az 30. táblázatban található.



a)

b)

23.a)-b) ábra Standardizált öngyilkossági halálozási ráta (sSMR) járási szinten, **a)** teljes populáció, kor- és nem szerint standardizálva; **b)** férfi populáció, kor szerint standardizálva

30. táblázat Változók leíró statisztikája járási szinten az ivóvíz Li koncentrációjának és az öngyilkosságok számának összehasonlítása során

Változók	n	átlag	SE	SD	medi- án	min.	max.	terjede- lem	ferde- ség	csúcsos- ság
sSMR; férfi (nem log- transzormált)	19 7	1,093	0,026	0,371	1,03	0,467	2,382	1,915	0,582	-0,194
sSMR; nő (nem log- transzormált)	19 7	0,996	0,028	0,397	0,938	0,235	2,505	2,27	0,828	0,879
sSMR; teljes (nem log- transzormált)	19 7	1,082	0,025	0,353	1,018	0,492	2,138	1,645	0,707	-0,227
Lítium (nem log- transzormált) [$\mu\text{g/l}$]	19 7	11,21 4	0,851	11,94 9	7,75	0,707	89,34 7	88,64	3,394	15,676
INC (nem log- transzormált)	19 7	69021 3,3	1515 7,7	21274 8,4	63943 0,8	34766 4,9	14431 48	1095483	0,985	0,785
REL	19 7	58,57 8	0,901	12,65 3	59,45 5	30,46 7	84,22 7	53,76	-0,076	-1,099
ALC; férfi	19 7	1,065	0,023	0,318	1,038	0,311	2,199	1,888	0,386	0,048
ALC; nő	19 7	1,003	0,022	0,308	0,966	0,271	1,917	1,647	0,256	-0,272
ALC; teljes	19 7	1,061	0,021	0,29	1,036	0,339	1,935	1,596	0,31	-0,221

SE: standard hiba; SD: szórás

Lítium egészséghatás - regressziós modellek eredményei

Annak eldöntésére, hogy az OLS elvégzése után térbeli késleltetés vagy térbeli hiba modellel dolgozzunk tovább, az OLS adta reziduumok („maradékok”) felhasználásával a Lagrange-multiplikátor („*Lagrange Multiplier*”, LM_{err} és LM_{lag}) és a robusztus Lagrange-multiplikátor („*Robust Lagrange Multiplier Tests*”, RLM_{err} és RML_{lag}) tesztek végeztük el. A tesztek eredményeinek magasabb értékei (az alacsonyabb p-értékekkel együtt) azt jelezték, hogy a térbeli késleltetés modellt célszerű használni a továbbiakban (lásd 31. táblázat, ill. 14. melléklet M1 és M2 táblázatok).

Az OLS és az ML-Lag regressziós modellek esetében a hibatagok normalitását Jarque-Bera teszttel, a homoszkedaszticitást („a hiba állandóságát”) a Breusch-Pagan teszttel, a reziduálisok területi autokorrelációját pedig Moran-féle I teszttel ellenőriztük. A modellek megfelelőségéről és illeszkedéséről a pszeudo r^2 (ML-Lag esetében) és a kiigazított r^2 (OLS esetében), illetve az Akaike információs kritérium (angolul: „Akaike Information Criterion”, a továbbiakban: AIC) ad információt. Ez utóbbi esetében az alacsonyabb értékek a modell jobb illeszkedését jelzik, és lehetővé teszik a modellek összehasonlítását.

Az OLS és az ML-Lag modellek eredményei alapján a térben késleltetett függő változó endogenitása és az erős heteroszkedaszticitás miatt úgy döntöttünk, hogy az STSLS modell speciális, heteroszkedasztikus autokorrelált (HAC) változatát használjuk a továbbiakban. Ennek előnye, hogy képes kezelni a heteroszkedaszticitást és az autokorrelációt.

A férfiak esetében az ivóvíz Li koncentrációja szignifikánsan (p-érték: <0,05) és trendszerűen (p-érték: <0,1) negatívan függ össze az sSMR-rel az OLS és az STSLS modellekben (31. táblázat), azonban a nők esetében egyik regressziós modell sem mutatott ki szignifikáns összefüggést a fő magyarázó és a függő változó közt (14. melléklet M1. táblázat). A teljes populációt tekintve a férfiakéhoz hasonló mintázatot találtunk (azaz az OLS és STSLS modellek szignifikáns negatív összefüggést (p-érték: <0,05) mutattak az ivóvíz Li koncentrációja és az sSMR között) (14. melléklet M2. táblázat).

Az OLS, ML-Lag és STSLS modellek eredményei alapján is szignifikánsan negatív kapcsolat mutatható ki az egy főre eső személyi jövedelemadó (INC) és vallásosság (REL) változók és az sSMR közt mindhárom vizsgált populációban (teljes, nő, férfi). Ugyanakkor némileg meglepő módon az alkoholfogyasztás (ALC) nem volt szignifikáns kapcsolatban az sSMR-rel egyik vizsgált populációban sem. (Lásd.: 31. táblázat és 14. melléklet M1. és M2. táblázat.)

31. táblázat Regressziós modellvizsgálatok eredményei a férfiak esetében

Változó	OLS	ML-Lag	STSLS
	Koefficiens (SE)	Koefficiens (SE)	Koefficiens (SE)
Lítium	-0,040* (0,018)	-0,023 (0,014)	-0,025† (0,013)
INC	-1,098*** (0,063)	-0,575*** (0,071)	-0,633*** (0,081)
REL	-0,010*** (0,002)	-0,005*** (0,001)	-0,006*** (0,001)
ALC	0,012 (0,057)	0,066 (0,044)	0,011 (0,052)
ρ		0,575***	0,522*** (0,074)
Modell diagnosztika			
Kondíció szám	12,976		
Breusch-Pagan teszt	10,994*	24,15***	
Jarque-Bera teszt	25,36***	51,888***	
Moran-féle I teszt	0,335*	0,008	
Kiigazított r ² / pszeudo r ²	0,610	0,761	
AIC	-41,146	-116,76	
LM Tests			
LM _{err}	57,601***		
LM _{lag}	78,572***		
RLM _{err}	3,568		
RLM _{lag}	24,539***		

***p-érték: < 0,001; **p-érték: < 0,01; *p-érték: < 0,05; †p-Érték: < 0,1; (R)LM_(err/lag): (Robusztus) Lagrange multiplikátor teszt (hiba/err és késleltetés/lag); AIC: Akaike információs kritérium; ρ: Térbeli autoregresszív paraméter; OLS: Ordinary Least Square regresszió; ML-Lag: Maximum Likelihood Spatial Lag regresszió; STSLS: Spatial Two-Stage Least Squares regresszió; SE: standard hiba

6. Eredmények tárgyalása

Kutatásomba alapvetően olyan természetes elemeket vontam be, melyek többségére vonatkozóan nem állt rendelkezésre ivóvízes vonatkozásban elérhető adat. Kivétel ez alól a nátrium, a bór és a szelén. Ezek vizsgálatát az indokolta, hogy hálózati ivóvízre vonatkozóan ugyan rendelkezésre állnak elérhető adatok, a vízbázisra vonatkozóan központilag ez már csak korlátozottan igaz, szemben például az arzénnal, a vassal és a mangánnal, amik jól ismert nyersvíz eredetű szennyezők és összeségében sok információnk van ezekről. A nátrium esetében külön jelentősége volt, hogy a vízkezelő technológiák hatását pontosan meg lehessen vizsgálni a koncentrációra.

Szempon volt továbbá a vizsgálati elemek kiválasztásakor, hogy azok elsősorban természetes, geológiai, ne döntően hálózati vagy antropogén eredetűek legyenek. Például az ólom elsősorban a hálózatból kioldódva jelenik meg az ivóvízben, a nyersvízben való jelenléte nem jelentős. A vizsgált elemeket tekintve itt kivétel a cink, ami hálózati eredetű is lehet, azonban mivel a cinkre a szolgáltatott ivóvízre nem állt rendelkezésre adat, vizsgálatra érdemesnek ítéltük.

Bár a legfontosabb szempont az elemek kiválasztásánál azok ismert vagy feltételezett egészséghatása volt, figyelembe vettem azt is, hogy olyan elemet is bevonjak, melyek a vízbázisok jellemzése szempontjából lehetnek relevánsak az egyéb, hazai kutatásokból rendelkezésre álló, elsősorban felszínhez közeli öntözővizekre vonatkozó adatok alapján (például titán, stroncium).

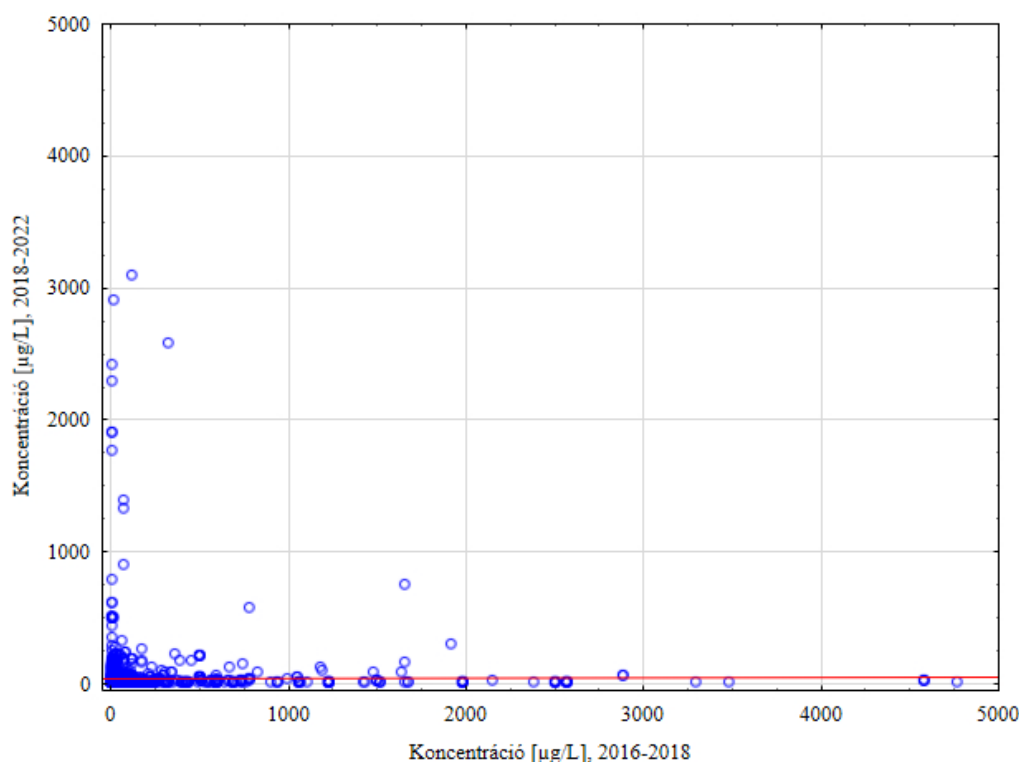
Az elemek kiválasztásánál mérlegeltem továbbá az erőforrásigényeket. Bár az ICP-MS lehetővé teszi a gyors mérést, az elemek száma valamelyest mégis megnövelheti a mérési időigényt, ami több ezres mintaszámnál már jelentős lehet. De időigénye nem csak mérésnek van. Az eredmények kiértékelése, az adatfeldolgozás, az adatbázis készítés, az eredménykiküldés a felmérésben résztvevő víziközmű-szolgáltatók részére stb. mind jelentős időigényt jelent, ezért optimalizáltuk a mérésbe bevont elemek számát.

A teljes kutatás alatt jellemzően nagy mintaszámokkal dolgoztam, de az alacsony mintaszámok mellett a nagy mintaszámokkal történő statisztikai elemzéseknek is megvannak a maga nehézségei az eredmények értékelése során. Erre példa, mikor nagyon alacsony korreláció is szignifikáns az egyes változók közt, mely a nagy mintaszámok miatt statisztikailag kimutatható, azonban relevanciája valójában nincs. Másik eset, hogy akár néhány százaléknyi koncentráció-különbség is statisztikailag szignifikánsként jelentkezik két csoport összehasonlításakor, de valódi relevanciája ennek nincs. Így tehát az eredmények értékelése

különös figyelmet igényel, nem szabad beleesni a „*nagy mintaszámok csapdájába*” és pusztán a statisztikai szignifikanciákat értékelni.

6.1. Előzetes és részletes felmérés eredményeinek értékelése

A felmérések eredményeit külön nem értékeltem, mindig az adott részkutatásnál mutatom be az aktuális részeit. Ez alól egy paraméter, a Zn kivételt jelent. Az eredmények ugyanis azt támasztják alá, hogy a Zn mért koncentrációjára nagy befolyással vannak a mintavétel körülményei, azon belül is elsősorban a mintavételre lehetőséget adó csap minősége, illetve a hálózati ivóvíz kifolytatásának ideje és térfogatára. Ezt mutatják a szélsőségesen nagy koncentrációk. Ennél az elemnél gyakorlatilag semmilyen összefüggés nincs a két felmérés eredményei közt, ezt támasztja alá a két felmérés során az adott településre vonatkoztatott Zn eredmények vizuális ábrázolása is (24. ábra).



24. ábra A részletes (2018-2022) és az előzetes felmérés (2016-2018) településekre vonatkoztatott Zn mérési eredményeinek összehasonlítása települési mintapáronként

Elméletben megoldás lehetne a kiugró értékek elhagyása az elemzésből, ez azonban több problémát okozhat. Egyfelől a kiugró értékek kihagyásával kockáztatnánk, hogy ténylegesen valós nagy érték marad ki az elemzésből, ami információvesztést okozna. Másrészt a mintavételi körülmények eredményekre gyakorolt hatását ugyan a szélsőségesen nagy koncentrációknál reálisan feltételezhetem, a kisebb koncentrációknál ezt azonban nem látom egyértelműen. Így tehát az eredmény minden Zn vizsgálat esetén megkérdőjelezhető, de

elhagyni, korrigálni csak a nagy eredményeket tudnám. Emiatt sajnós a Zn eredmények nem használhatók fel a további értékelésre. Az eredmények nem jellemzik megbízhatóan a vízbázis vízminőségét, nem vizsgálható a vízkezelő technológiák hatása, nem jellemezhető egy adott település és ivóvízellátó rendszer ivóvízminősége a Zn vonatkozásában.

A többi elemnél nincs arra utaló eredmény, információ, tapasztalat vagy logikusan feltételezhető ok, ami miatt az eredményeket alapvetően meg kéne kérdőjelezni, így azok további elemzésre alkalmasak. Összehasonlítva a két felmérés eredményeinek átlagait, mediánjait, alsó- és felső kvartiliseket, a minimum és maximum értékeket (4. melléklet) elmondható, hogy tényleges - a nagyszámú mintának köszönhető - statisztikailag szignifikáns különbségen túlmutató különbségről csak a Zn esetében beszélhetünk. Ezt erősíti meg az erős pozitív összefüggést mutató korrelációvizsgálat is a két felmérés Li, Na és Ca eredményei közt is.

6.2. A vízbázisok értékelése

Hazánkban az ivóvízellátás nagyrészt felszín alatti vízbázisokra épül. A felszíni vízkivétel ritka, de előfordul, nagy jelentősége van például a Balaton környékén – ami kiemelt turisztikai célterület – a nyári időszakban megnövekedett fogyasztószám ellensúlyozásában, illetve Szolnok és néhány észak-magyarországi település ivóvízellátásának esetében. Bár mennyiségi tekintetben a partiszűrűsű vízbázisok jelentősek, a vízkészletek darabszámát tekintve a mélységi felszín alatti vizek dominálnak, amelyek minőségét elsősorban a hidrogeológiai adottságok határozzák meg.

Habár feltételezhető volt, hogy a felszíni hatásoknak jobban kitett vízbázisok (felszíni vizek, partiszűrűsű vizek, karsztvizek és sekély felszín alatti vizek) természetes elemtartalma eltér a mélységi felszín alatti vizektől, csak a karsztvizek esetében találtunk egyedi, a Ca és az Mg által dominált profilt, a dolomitból álló karsztvíztározók folyamatos beoldódása miatt.

A felszíni vizek (kiemelten a Balaton) és a felszín alatti vizek elemösszetételének hasonlósága szoros hidrológiai kapcsolatra utal. A felszín alatti vizek tavakba történő beáramlásának jelentőségét már bizonyították a Balaton [110] és a Velencei-tó esetében [111].

A felszín alatti vizek természetes elemtartalmát nem csak a víztartó réteg geológiája határozza meg, hanem a felszín alatti vizek áramlási rendszereinek tulajdonsága is, amelyeket a feltöltődési területektől a lefolyási területekig és a helyi áramlási rendszerektől a regionális áramlási rendszerekig eltérő fizikai-kémiai viszonyok jellemeznek (pl. pH, hőmérséklet, redoxpotenciál, oldottgáz-tartalom). Ezek a rendszer szintű változások befolyásolják az elemek vízbe történő beoldódását és így a felszín alatti víz összetételének különbségeit eredményezik

még ugyanazon a víztartó rétegen belül is [112]. Hazánk geológiai felépítését tekintve a Pannon-tóhoz kapcsolódó üledékek az egyik legfontosabb ivóvíz- és termálvíztározók.

Az As Magyarországon több évtizede az ivóvízhigiéne és az Ivóvízminőség-javító Program prioritása. Tekintve, hogy az As-re vonatkozóan nagyszámú vizsgálati eredmény érhető el, jelen vizsgálatba nem került bele, mint mérendő komponens, azonban a lehetséges összefüggéseket megvizsgáltuk. Az ismerten nagy As tartalmú vízbázisok egyenletesen oszlanak el a 3., 4. és 5. klaszterek között, de az általunk végzett összevetésben nem volt összefüggés az arzén és a vizsgált természetes elemek közt.

A síkvidéki régiókon kívül hazánkban elsősorban a karbonátos kőzetek (dolomit, mészkő) és a vulkanitok, kisebb mértékben a metamorf és magmás (gránit) kőzetek dominálnak. Ezek az országszerte elhelyezkedő „geológiai zsebek” különböző elemek forrásai lehetnek, például az uráné is.

Jelenlegi tudásunk szerint a vizsgált elemek közül a legnagyobb közegészségügyi jelentősége az U-nak van. A két felmérés során meghatározott U koncentrációk kicsinek számítanak több más országban mért eredményekhez képest [62-66]. A legnagyobb mért U koncentrációk térbeli elhelyezkedése (6. klaszterben) egybe vágott az indikatív dózis meghatározásához használt, nagy összesalfa-aktivitás eredmények előfordulásával. Ezek közül a területek közül néhányat már részletesen is megvizsgáltak, az ivóvízminőségi problémát a felszín alatti áramlási rendszerek felől megközelítve, a geológiai háttér mellett figyelembe véve a felszín alatti tartózkodási időt és a felszín alatti víz áramlási útvonalát vízgyűjtő léptékű felméréssel [110, 111]. Ezek a tanulmányok megerősítették, hogy a nagy összesalfa-aktivitáshoz (akár 0,80 Bq/l) leginkább az U járul hozzá, ami a helyi áramlási rendszerek mobilizációs képéseiből (oxidatív körülmények) származhat. Ugyanakkor sem az indikatív dózis, sem az U, mint kémiai szempontból is toxikus elem koncentrációja nem jelentett számottevő kockázatot.

Se, V és Mo jellemzően 1 µg/l (LOQ) alatti mennyiségben vagy kisebb koncentrációban fordul elő a hazai ivóvízbázisokban. Nagyobb, 5 µg/l feletti értékeket csak néhány esetben mértünk a Se és a V esetében (8 ill. 3 minta), ami helyi forrásra utal. A Mo-t és a Se-t vizsgálták Horvátországban is, ahol Ćurković és munkatársai (2016) hasonló eredményeket kaptak az ivóvízben (medián koncentráció Se <1,0 µg/l; Mo <1,0 µg/l) [113]. Smedley és munkatársai szintén kis Mo-koncentrációt találtak az ivóvízben Angliában és Walesben (<1,0-1,5 µg/l) [87]. Ugyanakkor Olaszországban és Franciaországban kimondottan nagy V és Se koncentrációkat is mértek (akár 350 µg/l V Olaszországban és 40 µg/l Se Franciaországban). Ez azonban ezekben az országokban is viszonylag szűk földrajzi területre korlátozódik (a V az U-al együtt

Olaszország középső részén található vulkanikus területeken, a Se pedig Észak-Franciaországban) [61, 66]. A kutatásunkban V az északi hegység vulkanikus régióiban, lokalizált területeken fordult elő. Mérsékelt erős korreláció mutatkozott az U és a Se között, amelyek a gránitos kőzetekből felépülő Velencei-hegység déli előterében fordulnak elő. Mi is találtunk pozitív korrelációt Mg és Ca, ill. Ba és Sr közt Radulescu és mtsai-hoz (2016.), illetve Li és Na közt Sharma és mtsai-hoz (2022.) hasonlóan, bár jóval gyengébbeket, mint az említett két kutatásban [49, 114].

Hazánkban a Li is jelentős mennyiségben fordul elő nyersvízben egyes területeken (250 µg/l felett is), ami a legtöbb európai tanulmányhoz képest nagy koncentrációnak számít [34, 46-48]. A jelen kutatásban mért legnagyobb értéknél nagyobbakat csak Ausztriában mértek egy esetben [35]. A Li előfordulása a mélységi felszín alatti vízbázisokra jellemző, ami a hosszabb tartózkodási időre utal, azaz a kőzet-víz kölcsönhatásokra hosszabb idő áll rendelkezésre. A Be, a Co és – eseti kivételtől eltekintve – a Mo nem fordul elő számottevő mennyiségben a magyar ivóvízbázisokban.

A karsztvizek esetében a Ca és a Mg jelenléte dominál. Más üledékes kőzetekben, például a homokkőzetekben azonban a Na és K dominanciája mellett a Ca nagyobb mennyiségben is előfordulhat.

6.3. Ivóvízkezelő technológiák nem célkomponensekre gyakorolt hatásának értékelése

Az eredmények értékelésénél fontos előre bocsátani, hogy a statisztikailag szignifikáns különbségek és összefüggések nem jelentik automatikusan azt, hogy az adott jelenségnek bármilyen egyéb aspektusból – jelen esetben egészséghatás vagy ivóvízbiztonsági tervezés – is jelentősége, relevanciája van. A jelen dolgozatban vizsgált mintaelemszámok meglehetősen nagyak számítanak, ennek egyik következménye, hogy a statisztikai próbák meglehetősen kis koncentrációkülönbségeket is szignifikánsnak találnak. Ez statisztikailag igaz is, de az értékeléskor más szempontokat is figyelembe kell venni.

A Co koncentrációja jellemzően olyan kicsi a vizsgált mintahalmazban, ami nem teszi lehetővé a technológiák Co-ra gyakorolt hatásának vizsgálatát. Kisebb LOQ értékkel dolgozva ez elvben lehetséges lenne, azonban ebben a jellemzően 1 µg/l alatti koncentráció tartományban nincs igazi közegészségügyi relevanciája a kérdésnek.

A B és a Li koncentrációjára az általam vizsgált vízkezelési technológiáknak nincs hatása, még a nagymennyiségű klóros oxidálószer és aktívszenes adszorpciót alkalmazó törésponti ammóniumeltávolító kezeléseknek sem. Ugyanez igaz a Se esetében is, bár

részletesebb vizsgálatra mindösszesen egyetlen csoport tartalmazott kellő mennyiségű esetszámot. Ezeket az eredményeket megerősítik a szakirodalmi adatok is [19, 49].

A Mg és a Ca esetében az I. vízkezelési csoportnál (mely levegős oxidációt, szűrést és biológiai ammóniummentesítést jelent) 2 teszt által kimutatott statisztikailag szignifikáns koncentrációnövekedés (átlagos koncentrációnövekedés: Mg 2,0 %; Ca 1,6 %) gyakorlati szempontból elhanyagolható. Ez a növekedés a vízkezelési technológiával nem magyarázható. Tulajdonképpen a különböző – általam vizsgálat – technológiáknak erre a két komponensre sincs hatása.

A Ti-nál a V vízkezelő kategóriánál (kálium-permanganátos oxidáció és szűrés) kimutatott statisztikailag szignifikáns koncentrációcsökkenést (átlagos koncentrációcsökkenés: 7,1 %) szintén nem tekintem relevánsnak. A kimutatott statisztikai szignifikancia valószínűleg inkább a nagy mintaszámoknak köszönhető, mint a vízkezelésnek, hiszen a kisebb mintaszámú, de az erősebb és több oxidálószer, valamint aktívszén adszorpciót is tartalmazó kategóriák (IV és VI.) esetében nem volt kimutatható koncentrációcsökkenés.

A V-nál az egyetlen kellő esetszámot tartalmazó IX. vízkezelési kategóriánál a különbség a kezelés előtti és utáni koncentrációk esetében statisztikailag szignifikáns (átlagos koncentrációcsökkenés: 14%). A IX. vízkezelési csoport oxidációs célú vegyszeradagolást vagy szűrést nem tartalmaz, valamilyen egyéb célú vegyszeradagolásra, ill. fertőtlenítésre kerül csak sor. A kezelés előtti koncentrációk néhány kiugró értéktől eltekintve 1-4 µg/l körül alakultak (medián koncentráció 1,7 µg/l), ez csökkent valamelyest a kezelés utáni minták esetében. Az ilyen kicsi, LOQ körüli koncentrációknál már kismértékű különbség is relatív nagy változásnak tekinthető. Ezt a mérési módszer bizonytalansága vagy a természetes koncentrációk ingadozása is okozhatta – akár mindkét jelenség egyszerre - ebben a nagyságrendben. Továbbá előfordulhat, hogy a kezelés utáni LOQ alatti eredmények 0,71 µg/l értékkel ($LOQ/\sqrt{2}$) történő helyettesítése okozta a viszonylag jelentős eltávolítás ott, ahol a kezelés előtti érték az LOQ értéket ugyan meghaladta, de csak kismértékben.²⁹

Ugyanez mondható el a Mo és az U komponensekről is. Bár a Mo esetében 4 vízkezelési csoport esetszáma is meghaladta a 30-at, az U esetében meg külön csak két kategóriába sorolt kezelések elemszáma volt e felett (103-103), a mért koncentrációk jellemzően annyira kicsik voltak, hogy a kimutatott koncentrációcsökkenés szakmai szempontból nem tekinthető említésre méltónak a statisztikai szignifikancia ellenére sem. Az U-t a koaguláción vagy ioncserén alapuló technológiák a szakirodalmi adatok alapján elméletileg képesek eltávolítani

²⁹ Erre példa, hogy egy 1,02 µg/l KE előtti koncentráció és a hozzá tartozó 0,71 µg/l koncentrációval helyettesített KU eredmény közt a különbség már 31%, ugyanakkor a tényleges koncentráció akár 0,99 µg/l is lehetett.

[19]. Ezt a vizsgálatunk nem tudta sem megerősíteni, sem cáfolni, az U jellemzően kis koncentrációja miatt.

A Sr koncentrációja a vizsgált mintákban mind meghaladta az LOQ-t, jellemzően sokszorososan, így ideális komponens a vízkezelés hatásának vizsgálatára: kellően nagy mintaszám és koncentráció jellemzi. A III. és IV. kezelési csoportnál kimutatott statisztikailag szignifikáns különbség (átlagos koncentrációcsökkenés: 1,7-, ill. 0,64%) azonban közegészségügyi szempontból jelentéktelen, a vizsgált vízkezelési eljárásoknak Sr komponensre érdemi hatása nincs.

A Ba esetében észlelhető a technológiák hatása és az is, hogy különbség van az alkalmazott vízkezelési lépések között. Egyértelműen látszik, hogy a kálium-permanganátot (III.), ill. kálium-permanganátot és törésponti klórozást (IV.) használó technológiáknál az eltávolítás már számottevő (átlagos koncentrációcsökkenés: 26-, ill. 19%), míg a csak klóros oxidációt (VII.), a csak szűrést (VIII.) vagy az ezek közül egyik lépést sem tartalmazó (IX.) csoportok esetén a koncentrációcsökkenés elhanyagolható (átlagos koncentrációcsökkenés: <7%).

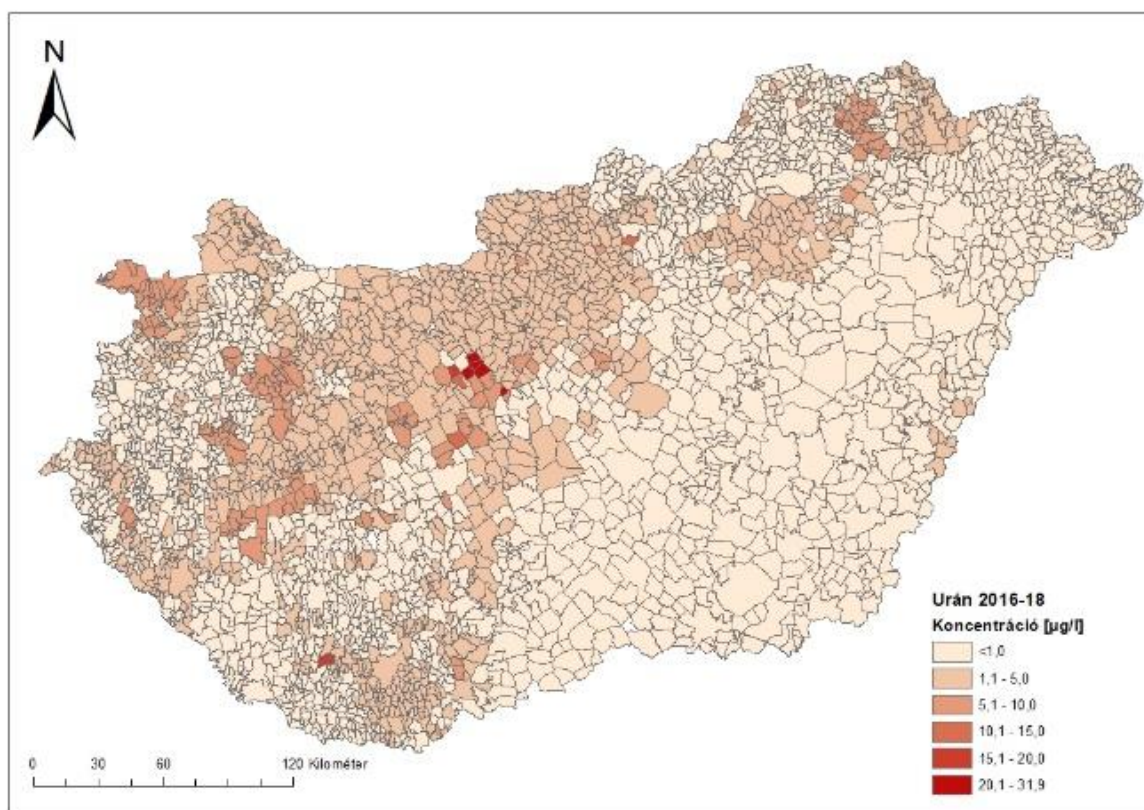
A K koncentrációját a kálium-permanganátos vízkezelés (III., IV., V. csoportok) érdemben befolyásolja, 0,18-0,27 mg/l tényleges káliumtöbbletet okozott a vizsgált mintákban, ami jellemzően 15-20%-os növekedés. Ennek mértéke az alkalmazott vegyszer mennyiségétől függ, az így hozzáadott K nem csökken a vízkezelés további lépéseinél sem (pl. aktív szenes adszorpció).

A Na-nál megfigyelhető nátrium-hipoklorit alkalmazásának számottevő hatása. Ott mutatkozik érdemleges koncentráció-növekedés (0,79-7,2 mg/l Na többlet, 10-15%-os növekmény), ahol a nátrium-hipoklorit nem csak fertőtlenítőszerként, hanem oxidálószerként (ideértve a törésponti klórozást is) alkalmazzák (a. és c. vízkezelési kategóriák). A nátrium-hipoklorit csak fertőtlenítőszerként történő alkalmazása némileg növeli ugyan a Na mennyiségét, de ez nem éri el a 10%-ot egyetlen esetben sem. Azon vízbázisok esetében, ahol a Na tartalom geológiai okokból már a nyersvízben is nagy, nem alkalmazható olyan technológia, ami a Na mennyiségének növekedésével járna. Eredményeink alapján a nátrium-hipokloritos fertőtlenítés alkalmazható ilyen esetben, és a törésponti nátrium-hipoklorit adagolás sem jelenős kockázat.

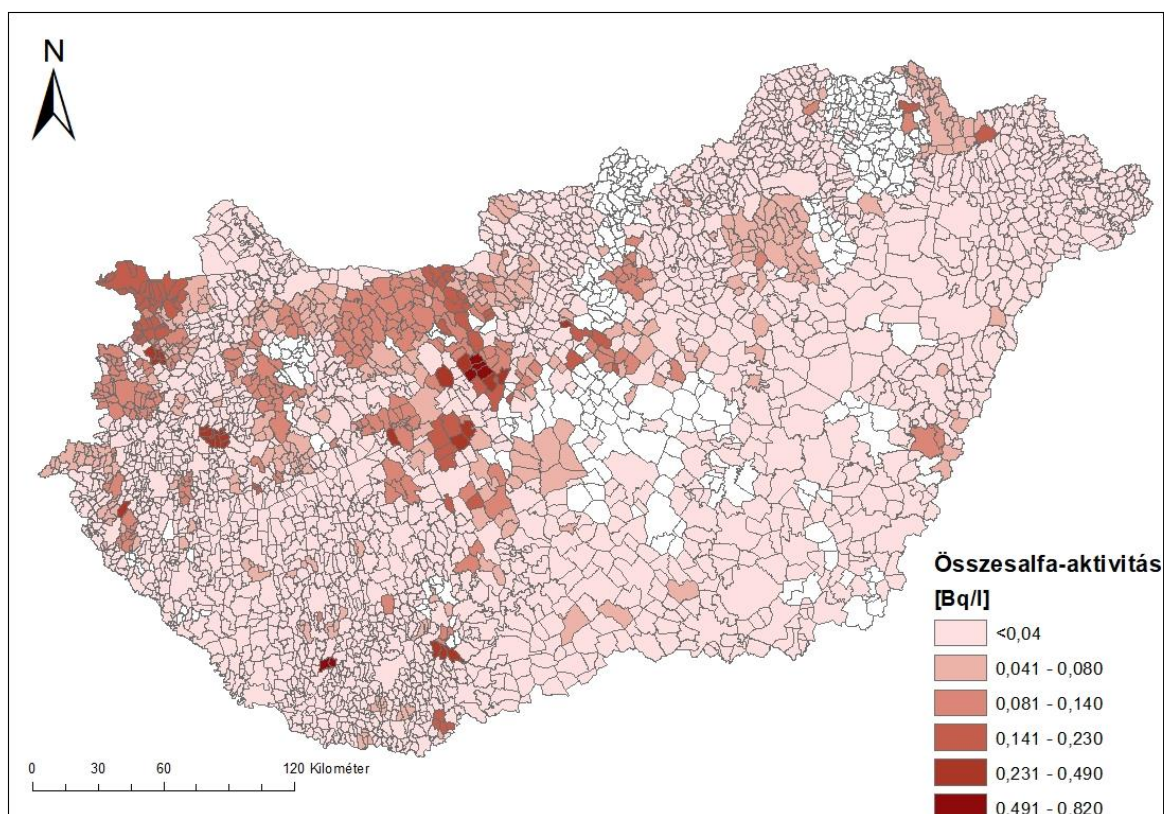
6.4. Az urántartalom és összesalfa-aktivitás összefüggésvizsgálata

Mind az U, mind az összesalfa-aktivitás jellegzetes területi eloszlást mutat a települési közüzemi ivóvízben, amely között jelentős átfedések vannak (25. és 26. ábrák). Ezt az

összefüggést támasztja alá a szignifikáns korreláció is a két paraméter közt. Több oka is lehet, hogy a korreláció csak közepesen erős ($r: 0,6772$). Egyik, hogy az összesalfa-aktivitás és az U vizsgálatok nem ugyanabból a mintából kerültek meghatározásra, a két mintavétel közt jelentős időbeli különbség is adódhatott egy-egy településen, így a paraméterek természetes ingadozása is befolyással lehet az eredményekre. A másik, hogy az összesalfa-aktivitás mérése ebben az igen kicsi aktivitás-tartományban meglehetősen nagy mérési bizonytalansággal kivitelezhető csak. Az emelkedett összesalfa-aktivitás és az U koncentrációjának összefüggését lokális tanulmányok is vizsgálták és megerősítették [110, 111].

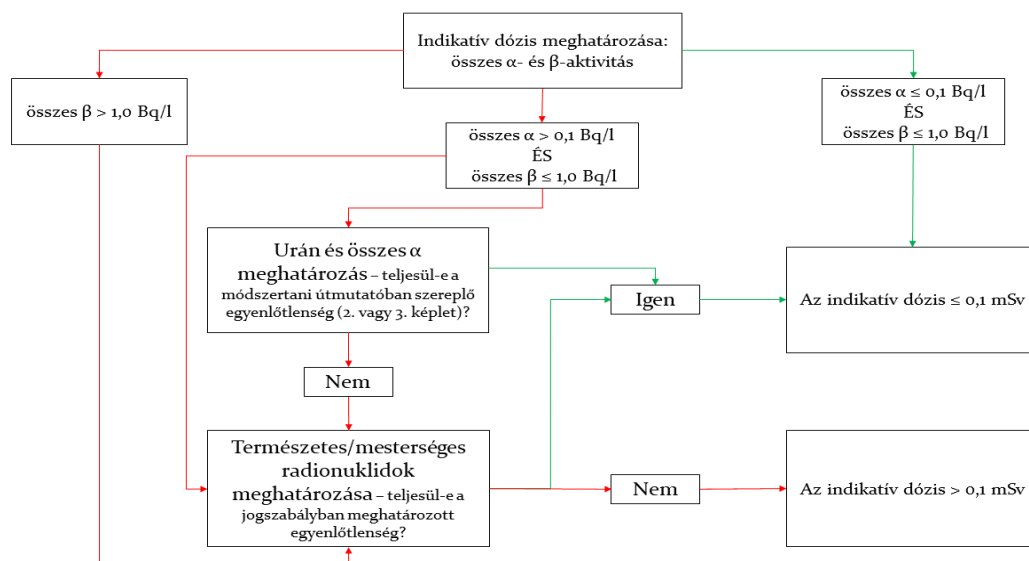


25. ábra A szolgáltatott közüzemi ivóvíz urántartalma (2016-2018)



26. ábra A szolgáltatott közüzemi ivóvíz összesalfa-aktivitása (2016-19)

Az ivóvíz U koncentrációjának és összesalfa-aktivitásának összefüggése alapján az NNGYK által kiadott „Módszertani Útmutató az ivóvizek radiológiai paramétereinek vizsgálatához és értékeléséhez” c. dokumentumban (Továbbiakban: Módszertani útmutató) kidolgozásra került az indikatív dózis becsléséhez két alternatív megoldási lehetőség, mely az összesalfa-aktivitás és az U – és nem az összes radionuklid – meghatározásán alapul [73]. Ezt mutatja be a 27. ábra.



27. ábra Az indikativ dózis becslésének részletes folyamatábrája (Forrás: NNGYK [89])

Az U kémiai koncentrációja alapján becsülhető annak aktivitás-koncentrációja is: 1 µg U/l megfeleltethető 0,0124 Bq/l ^{238}U és nagyjából ugyan ennyi Bq/l ^{234}U aktivitás-koncentrációnak. Azaz 1 µg U/l 0,0248 Bq/l aktivitás-koncentrációval jár együtt. A legnagyobb átlalun mért U koncentráció 41 µg/l volt, ami – a fentiek alapján – 1,02 Bq/l összesalfa-aktivitást eredményez. Önmagában ekkora összesalfa-aktivitás esetén már feltételezhető, hogy az indikativ dózis meghaladja a 0,1 mSv parametrikus értéket. Azonban – ebben az esetben abból kiindulva, hogy nincs más alfasugárzó radionuklid jelen és a teljes összesalfa-aktivitásért az U a felelős – a Módszertani útmutató 3. képlete alapján (lásd 11. melléklet) számolt indikativ dózis 0,035 mSv. Tehát dacára a 0,1 Bq/l feletti összesalfa-aktivitásnak a becsült indikativ dózis a parametrikus érték alatti, ha az összesalfa-aktivitás U radionukliból származik.

6.5. Települési ivóvízminőség jellemzése és egészséghatás

Az eredményeket térképen ábrázolva a legtöbb elem esetében jellegzetes területi különbségek figyelhetők meg. Ez különösen látványos a B, a Ca, a Mg a Mo és a Na esetében, de jól elkülönülő gócok láthatók a K, Li, Sr, Ti és az U vonatkozásában is (lásd 15. melléklet térképei).

A magyarországi szolgáltatott közüzemi ivóvízben elhanyagolható mennyiségben van jelen Be és Co és kicsi a koncentrációja a V-nak és a Se-nek. Ez utóbbi ugyan önmagában nem meglepő, hiszen a víziközmű-szolgáltatónak a határértékeknek megfelelő minőségű ivóvizet kell szolgáltatni, azonban látszik, hogy a Se jelenléte alapvetően nem jelent problémát a közüzemi ivóvízellátásban, határérték körüli eredményeket nem is mértünk, jellemzően csak a

töredékét. A V maximum koncentrációja (13 µg/l) a tizedét sem érte el az Olaszországban bevezetett és használt 140 µg/l-es határértéknek [66].

A Be és a Ba koncentrációja nem közelíti meg a WHO által ajánlott maximális értékeket (12 µg/l, ill. 1300 µg/l) [19].

A Ti-nak, a Mo-nek és – országos szinten – az U-nak szintén nincs nagy relevanciája ivóvízhigiénés szempontból. Mindhárom elem esetében jelentős területi különbségeket figyelhetünk meg, eloszlásuk egyenlőtlen. Az U a 2026. január 12-étől hatályba lépő 30 µg/l határértéket 4 településen haladta meg az előzetes felmérés során (maximum koncentráció 32 µg/l), a részletes felmérés során pedig egyszer se. A 20 µg/l-t is csak további 1 településen, medián koncentrációja LOQ (1 µg/l) alatti. A Mo mennyisége a 70 µg/l-es WHO ajánlást 3 településen lépte túl kismértékben (75-, 75- és 93 µg/l) [19].

A Ca, Mg és Li esetében a nagy területi koncentrációkülönbségek lehetővé és indokoltá teszik az adott elem egészséghatásának vizsgálatát. Ezért ezen elemek értékelését az adott vizsgálatnál mutatom be részletesebben.

A Ca és a Mg medián koncentrációk és az alsó kvartilis értékek is meghaladják a több uniós tagállam által ajánlott minimális koncentrációkat (30 mg/l a Ca esetében és 10 mg/l a Mg esetében) [29]. Egyes régiókban, különösen az Alföldön, azonban ennél kisebb értékek is előfordulnak.

A B és a Na jellemzően kis koncentrációban van jelen a hazai közüzemi ivóvizekben. A Se-hez hasonlóan a B-ről is elmondható, hogy jellemzően jóval a határérték alatti mennyiségben található meg, néhány települést leszámítva még a 2023. január 12. előtt hatályos 1000 µg/l-es határértéket sem közelítette meg. A Na szintén ritkán okoz kifogásolt ivóvízminőséget, azaz a parametrikus értéket kevés településen haladja meg, bár ott jellemzően folyamatosan és jól azonosítható területen jelent problémát. Az ivóvízzel történő K bevitel legfeljebb esetileg lehet számottevő.

6.5.1. Az ismert vagy feltételezett káros egészséghatással rendelkező elemek mennyiségi kockázatértékelése a közműves ivóvízellátással összefüggésben

A mennyiségi kockázatértékelés eredményei alapján kijelenthető, hogy a szolgáltatott közműves ivóvíz minősége országosan a vizsgálatba bevont elemek esetében – a V kivételével – elhanyagolható vagy kis kockázatot jelent az emberi egészségre nézve. A legnagyobb mért értékek esetén is csak mérsékelt szintű a B, a Co, a Mo és az U jelentette kockázat. Azon települések száma, ahol a közműves ivóvíz elemtartalma eléri azt a koncentrációt, ami mérsékelt kockázatot jelent, a Co esetében 4, a B és az U esetében 5-5, míg a Mo esetében 12. Mérsékelt szintnél magasabb kockázat – a V kivételével – egyetlen elem esetében sem adódott.

A V esetben a pRfD értékkel végzett kockázatértékelés nagy, ill. mérsékelt, az RfD értékkel végzett kockázatértékelés kicsi, ill. elhanyagolható szintű kockázatot eredményezett. Azonban nagyon fontos hangsúlyozni az RfD értékekkel kapcsolatos bizonytalanságot. A V megítélése jelenleg nem egységes, kevés toxikológiai kísérletes eredmény áll rendelkezésre, ezért a pRfD érték a szokásoshoz képest nagyobb (3000) bizonytalansági tényezővel (angolul „uncertainty factor”, a továbbiakban: UF) került meghatározásra [106]. Ezt, az RfD értékeket és az olaszországi 140 µg/l-es határértéket figyelembe véve kijelenthető, hogy a V sem okoz jelentős vízbiztonsági kockázatot.

Tekintettel arra, hogy a Se egy esszenciális elem, ezért bizonyos mennyiség bevitele szükséges, érdemes megvizsgálni, hogy az ajánlott napi beviteli értékhez miként járul hozzá a közműves ivóvízfogyasztás. A legnagyobb mért értékkel számolt beviteli mennyiség (29 µg) már nagyrészt fedezi a különböző korcsoportokban ajánlott mennyiséget (26-35 µg) (bár az egyes korcsoportokban a vízbevitel jelentősen eltérő lehet), azonban mindössze egyetlen településen. Ezen a településen az ivóvízre vonatkozó határértéket vizsgálataink során meghaladta a Se koncentráció, mivel azt az élelmiszer eredetű Se mennyiségének figyelembevételével állapították meg [19]. A települési ivóvíz Se koncentrációjának 99 percentilis értéke egy nagyságrenddel kisebb a maximum értéknél (2,6 µg/l). A fentiekből következően kijelenthető, hogy a közműves ivóvízfogyasztás a szükséges Se-bevitelhez nem járul hozzá jelentős mértékben országos viszonylatban.

6.5.2. Kalcium és magnézium egészséghatás vizsgálata

A közműves ivóvíz hozzájárulása a kalcium és magnézium beviteléhez

A vizsgálati eredményeim alapján a közműves ivóvíz a települések felében az ajánlott Ca bevitel 8-9%-át is kiteheti (nagyjából 4.600.000 fő esetében), míg a települések egynegyedében 10-12%-ot is (nagyjából 1.600.000. fő esetében). A Mg esetében a települések felében a férfiak esetében az ajánlott napi mennyiség 6,9%-át, míg nők esetében 8%-át (összesen kb. 3.600.000 fő esetében), a települések egynegyedében a férfiak esetében 11%-át, nők esetében akár 13%-át is biztosíthatja a közműves ivóvíz a napi ajánlott bevitelnek (összesen kb. 1.600.000 fő esetében).

A 2009-es és 2019-es Országos Táplálkozási és Tápláltsági Állapot Vizsgálat (továbbiakban: OTÁP), ill. az egyéb szakirodalmi adatok alapján a felnőtt magyar lakosság 60%-ánál a táplálkozással bevitt Ca mennyisége átlagosan (660-730 mg Ca/nap) nem éri el az ajánlott napi értékeket (hazai RDA korosztálytól függően 800-1000 mg Ca/nap). A nők esetében a Ca bevitel szignifikánsabb kisebb a férfiakhoz képest [107, 108, 115, 116]. Ezekhez

a mennyiségekhez viszonyítva a közműves ivóvíz hozzájárulása a Ca bevitelhez jelentősnek tekinthető.

A Mg esetében az OTÁP vizsgálatok alapján a táplálkozással bevitt mennyiség (nők: 380 mg Mg/nap, férfiak: 466 mg Mg/nap) mindkét nem esetében eléri az ajánlott napi beviteli mennyiséget (hazai RDA nemtől függően 300-350 mg Mg/nap) a felnőtt magyar lakosság esetében korosztálytól függetlenül [108, 115].

Megjegyzendő ugyanakkor, hogy nincsen világszinten egységesen elfogadott RDA érték sem a Ca, sem a Mg esetében. Az Amerikai Egyesült Államok 18 év felett 1000-1200 mg Ca/napi ajánlott bevitt (angolul „Adequate Intake”, továbbiakban: AI) fogalmaz meg, a Mg-ra férfiak esetében 400 mg Mg/napi, nők esetében 310 mg Mg/napi RDA értékeket [30].

Eredményeim tovább erősítik a közműves ivóvízfogyasztás népszerűsítésének fontosságát és a megfelelő folyadékbevitel jelentőségét, különösen a Ca-bevitel esetében.

A közműves ivóvíz kalcium- és magnéziumtartalmának egészséghatása

A többszörös lineáris regressziós vizsgálatok statisztikailag szignifikáns, pozitív összefüggést mutattak a SMR és a DI közt mind a három betegcsoportban mindkét időszakban. Azaz – ahogy az feltételezhető volt – a rosszabb szocioökonómiai körülmények között a halálozási ráta is magasabb.

A Mg esetében nem túl erős, de statisztikailag szignifikáns negatív összefüggést találtunk a 2017-2019-es időszak cerebrovaszkurális SMR kivételével az összes betegcsoportban mindkét időszakban. Ezek az eredmények alapján az ivóvíz Mg-tartalmának kismértékű védő hatását feltételezhetjük a kardiovaszkuláris betegségekkel szemben.

A Ca esetében az eredményeink ellentmondásosak. Az összes keringési betegségek és a Ca közt statisztikailag szignifikáns negatív összefüggést csak 2017-2019-es időszakban találtunk, a 2020-2022-es időszak közt nem volt statisztikailag szignifikáns az összefüggés. Az az ischaemiás szívbetegségek, ill. a cerebrovaszkuláris betegségek és a Ca közt a 2017-2019-es időszakban nem, a 2020-2022-es időszakban nagyon kismértékű, de statisztikailag szignifikáns pozitív összefüggést találtunk.

Összeségében az eredményeink alapján elmondható, hogy bár a közműves ivóvíz Mg-tartalmának feltételezhető kismértékű védőhatása a kardiovaszkuláris betegségekkel összefüggő halálozással szemben, a szocioökonómiai körülmények jóval erősebb összefüggésben állnak ezekkel. A szakirodalmi adatokhoz hasonlóan a mi vizsgálatunk is a Mg esetében adott egyértelműbb eredményeket, az ivóvíz Ca-tartalmának védőhatása nem igazolt kellőképpen [31-33, 45].

6.5.3. *Lítium egészség hatás-vizsgálat*

A közüzemi ivóvízben lévő Li védő hatását találtuk férfiak és a teljes populáció esetében két regressziós modellben is, azonban a nők esetében nem volt kimutatható hatás. Ezek az eredmények összhangban vannak több korábbi kutatással, melyek ugyanezt a fordított összefüggést mutatták ki a férfiak körében, de a nőknél nem. A Li ivóvízben mérhető koncentrációja és a szuicidalitás közti nemek szerint eltérő asszociációnak több oka is lehet – például a női esetek jóval kisebb esetszáma – de a legvalószínűbb az, hogy az öngyilkosság elkövetéséhez a férfiak gyakrabban választanak violens módszereket, mint a nők. Magyarországon 2010-ben a férfiak befejezett öngyilkosságainak nagyjából 90 %-át követték el violens módszerrel, míg a nőknél ez az arány csak 67 % volt. Mivel a Li mérsékli az impulzivitást és az agresszivitást, így elsősorban a violens öngyilkosságok rizikóját csökkenti, következésképpen a hatása elsősorban a férfiak körében mutatkozik meg [54, 56, 118, 119].

Ami a zavaró változókat illeti, azt találtuk, hogy a vallásosság és a jövedelem mindhárom populációban (férfi, nő, teljes) negatív kapcsolatban állt az sSMR-rel. Ez szintén összhangban áll a szakirodalmi adatokkal, ezen változók „védőhatása” jól ismert [120-122].

Ugyanakkor nem találtunk összefüggést az alkoholfogyasztás és a standardizált öngyilkossági ráta közt, habár az alkoholfogyasztás az öngyilkosság jól ismert kockázati tényezője [123, 124]. Előfordulhat, hogy az alkoholfogyasztás mértékének jellemzésére valamilyen más, megfelelőbb bemenő adatot kellett volna alkalmazni (pl. az egy főre jutó alkoholfogyasztást) és nem az alkoholos májbetegségek miatti halálozást, bár a szakirodalomban bevett gyakorlat az alkohollal összefüggő betegségek miatti mortalitás mértékét használni az alkoholfogyasztás becslésére [97-99]. Sajnos konkrét alkoholfogyasztási adatok meglehetősen korlátozottan állnak rendelkezésre a megfelelő területi bontásban.

Vizsgálatunk erőssége, hogy nagyszámú, az ivóvíz Li koncentrációjára vonatkozó mérési eredményünk keletkezett (n: 1325) és a mért koncentráció széles tartományban változott (minimum koncentráció <1,0 µg/l, maximum koncentráció 303 µg/l). Azok az ökológiai epidemiológiai kutatások, ahol nem találtak a miénkhez hasonló összefüggést, jellemzően azok, ahol az ivóvíz Li koncentrációja és/vagy az öngyilkossági ráták alacsonyak [54, 125].

Összefoglalva, eredményeink arra utalnak, hogy az ivóvízben található Li öngyilkosság-megelőző hatással rendelkezik a férfiak körében, míg a nők esetében nem tudtunk hasonló összefüggést igazolni. Ezek az eredmények összhangban vannak a korábbi, más országokban végzett tanulmányok többségének eredményeivel.

7. Tézisek

- 1) A kutatás során elkészítettem 15 geogén elemre kiterjedő (B, Ba, Be, Ca, Co, K, Li, Mg, Mo, Na, Se, Sr, Ti, U és V) vízminőségi profilját 1256 minta alapján az üzemelő ivóvízbázisok 82%-ának (1155 db), valamint 3972 minta alapján minden hazai település közműves ivóvizének (3155 db).
- 2) Megállapítottam, hogy a B, a Ca, a Co, a K, a Li, a Mg, a Na, a Se, az U és a V esetében a közműves ivóvíz minősége közegészségügyi szempontból időben (a két időszakot összehasonlítva) és térben (a vízellátórendszer különböző pontjairól történő mintavétel alapján) állandónak tekinthető. Ezeknél a paramétereknél a vízminőségi monitoring során szakmailag elfogadható a vízmű hálózati betáplálási pontja is kijelölt vízmintavételi pontnak.
- 3) Az üzemelő ivóvízbázisokra vonatkozóan az alábbi megállapításokat teszem:
 - a. Az elemek jellegzetes területi eloszlást mutatnak, egyes elemek lehatárolt földrajzi területen kiugró koncentrációt érhetnek el. A földrajzi eloszlás azt támasztja alá, hogy a felszín alatti vizek minőségét a víztartó réteg geológiai összetétele mellett az áramlási rendszerek tulajdonságai (pl. pH, hőmérséklet, redoxpotenciál, oldottgáz-tartalom) határozzák meg. Ezek befolyásolják az elemek vízbe történő beoldódását és így a felszín alatti víz összetételének különbségeit eredményezik még ugyanazon a víztartó rétegen belül is.
 - b. Kijelenthető, hogy a vizsgált természetes elemek alapján a karsztvíz ivóvízbázisok eltérést mutatnak a mélységi felszín alatti vízbázisoktól, elsősorban a Ca és a Mg elemeknek köszönhetően. Ugyanakkor a többi víztípusú vízbázis esetében (felszíni víz, sekély felszín alatti víz, partiszűrészű víz) nem tapasztalható ezen elemek alapján elkülönülés egymástól, ill. a mélységi felszín alatti vízbázisoktól. Ez megerősíti azt az állítást, hogy a felszíni vizek, a partiszűrészű vizek és a felszín alatti vizek szoros hidrogeológiai kapcsolatban állnak.
- 4) Megállapítottam, hogy a hazai gyakorlatban alkalmazott ivóvízkezelő technológiák nem változtatják meg érdemben a víz természetes elemtartalmát. Még a nátrium-hipokloritot jelentős mennyiségben használó törésponti klórozást alkalmazó vízművek esetében sem növelik kockázatos mértékben az ivóvíz nátriumtartalmát.

Ennek megfelelően felülvizsgálandó a vízminőségi monitorig során meghatározott vizsgálati szám csökkentésére vonatkozó stratégia a Na esetében.

5) A mennyiségi kockázatértékelés alapján az alábbi megállapításokat teszem:

- a. Kijelenthető, hogy az újonnan bevezetésre került, ivóvízben kötelezően mérendő U komponens a hazai ivóvízbázisokban jellemzően alacsony koncentrációban van jelen, a települési közműves ivóvízben országosan kis kockázatot jelent.
- b. Megállapítottam, hogy a vizsgálatba bevont, potenciális káros egészséghatással rendelkező további elemek, a B, a Be, a Ba, a Co, a Mo, a Se és a V a hazai ivóvízbázisokban és a települési közműves ivóvízben országosan elhanyagolható vagy kis kockázatot jelent.
- c. Azonosításra kerültek azok az ivóvízbázisok, illetve ivóvízellátó rendszerek melyek esetében valamely, potenciálisan káros egészséghatással rendelkező vizsgált természetes elem helyi szinten fokozott figyelmet igényel. A lokálisan előforduló, legfeljebb mérsékelt szintű kockázat helyi szinten kezelhető. Az Ivóvíz Irányelvnek és a Kormányrendeletnek való megfelelés az U szempontjából nem okoz jelentős kihívást és nem igényel országos szintű beavatkozást.

6) *Kijelenthető, hogy a szolgáltatott ivóvíz urántartalma és összesalfa-aktivitása szoros összefüggést mutat, az összesalfa-aktivitás döntő többségében az urántól származik. Ez közegészségügyi szempontból előnyös, mivel az ^{238}U és ^{234}U radionuklidok dózisegyütthatói egy nagyságrenddel kisebbek, mint az egyéb alfasugárzó radionuklidok (^{226}Ra , ^{210}Po) dózisegyütthatói.*

7) A közműves ivóvízzel kapcsolatos egészséghatás vizsgálatok alapján az alábbi megállapításokat teszem:

- a. Kijelenthető, hogy a közműves ivóvízfogyasztás a szükséges Se-bevitelhez országos viszonylatban nem járul hozzá jelentős mértékben.
- b. Kijelenthető, hogy a közműves ivóvíz jelentős Ca és Mg beviteli forrás lehet. Ez különösen fontos a Ca esetében, amiből a magyar lakosság nagyobb része nem viszi be az ajánlott mennyiséget.
- c. Valószínűsíthető az első hazai, országos epidemiológiai vizsgálat eredményei alapján, hogy a közműves ivóvíz Mg-tartalmának védő hatása van a kardiovaszkuláris megbetegedésekkel összefüggő halálozásokkal

szemben, bár a kedvezőtlen szocioökonómiai körülmények hatása jelentősebb.

- d.** Kijelenthető az első hazai, országos epidemiológiai vizsgálat eredményei alapján, hogy a közműves ivóvíz Li-tartalmának védő hatása van az öngyilkosság összefüggő halálozásokkal szemben a férfiak esetében, bár más tényezők, pl. a vallásosság és a jövedelem védőhatása jelentősebb.

8. Gyakorlati következtetések

Az elvégzett vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a magyarországi szolgáltatott közüzemi ivóvíz fogyasztása a vizsgálatokba bevont komponensek szempontjából nem jelent jelentős egészségkockázatot, több elem esetében kimondottan előnyösnek tekinthető. Az szabályozásba újonnan bevezetett U komponens sem jelent országosan számottevő közegészségügyi kockázatot. Nem igényel az As okozta ivóvízminőségi probléma megoldásához hasonló léptékű, nemzetgazdasági szinten is jelentős többletköltségeket és beavatkozásokat. Nem jelent kockázatot továbbá a Ba, a Be, a B, a Mo, a Se és a V sem. Lokálisan azonban azok az ivóvízellátó rendszerekben, ahol az U vagy Se koncentrációja meghaladta a határértéket, illetve a Mo esetén az irányértéket, további részletes vizsgálatokat kell végezni, és szükség esetén kockázatsökkentő intézkedéseket kell hozni.

Eredményeim nyersanyag kutatás esetén is hasznosíthatók, az egyes elemek (pl. Li, U) esetén azonosított lokális gócok kiindulási alapként szolgálhatnak a konkrétan ilyen jellegű feltáró vizsgálatokhoz.

Kimondottan előnyös ugyanakkor a hazai ivóvíz Ca- és Mg-tartalma, mely optimálisnak tekinthető mennyiségben van jelen, így az ivóvíz fogyasztása jelentősen hozzájárulhat ezeknek a fontos ásványi anyagoknak a megfelelő beviteléhez. Eredményeink alapján tovább erősíthető a vezetékes közüzemi ivóvíz fogyasztás fontosságának tudatosítása, a lakossági tájékoztatás és a fogyasztói bizalom növelése érdekében.

A vezetékes közüzemi ivóvíz pozitív hatását támasztja alá az elvégzett egészséghatás vizsgálat is. Fontos ugyanakkor hangsúlyozni, hogy az öngyilkosság egy rendkívül összetett probléma, melyet számtalan tényező befolyásol. Az ivóvíz Li tartalma ezek közül messze nem a legfontosabb és legnagyobb hatású, de a bonyolult képet némileg árnyalja. Habár a szakirodalomban egyesek a Li direkt adagolását is megfontolandónak tartják az közműves ivóvízbe a valószínűsíthető pozitív egészséghatásai miatt, ezt alapvetően nem tartjuk követendő példának a rendelkezésre álló adatok alapján. A vegyszeradagolás – történjen bármilyen céllal is – mindig kockázatokat jelent, így még a jóval egyértelműbben pozitív megítélésű Ca- és Mg esetében sem támogatjuk az ivóvíz ásványianyag pótlását.

A vizsgált elemek koncentrációja az ivóvízben mutat ingadozást, de ez jellemzően nem jelent nagy különbségeket sem térben, sem időben. Így tehát ezek az elemek – a Zn kivételével – vizsgálhatók a hálózatba való betápláláskor, nem szükséges feltétlenül a fogyasztói végponton mintát venni a meghatározásukhoz. A stabilnak tekinthető koncentrációk lehetővé teszik az eredmények egészséghatás vizsgálatokhoz történő felhasználását.

Alátámasztásra került továbbá a helyes mintavétel fontossága, mely egyes komponensek esetében kimondottan nehezen kivitelezhető. A Zn esetében a mintavétel előtti hálózatöblítés kiemelt jelentőségű, ugyanakkor előfordulhat, hogy bizonyos szerkezeti elemek jelenléte az ivóvíz elosztóhálózatban vagy a mintavételi csapban az átöblítés időtartamától függetlenül sem teszi lehetővé az eredményes mintavételt.³⁰

Fontos eredmény, hogy az ivóvíz összesalfa-aktivitása és U tartalma közt jelentős összefüggést mutattunk ki. Ez alapján feltételezhető, hogy a nagy összesalfa-aktivitás oka a elsősorban a nagy U tartalom. Ennek következtében kidolgozásra került két alternatív megoldás az indikatív dózis meghatározására, ami az U és az összesalfa-aktivitás mérésén alapul. Ezek az eredmények és alternatív módszerek beépítésre kerültek az NNGYK által kiadott „*Módszertani Útmutató az ivóvizek radiológiai paramétereinek vizsgálatához és értékeléséhez*” c. dokumentumba [73].

Vizsgálataink azt mutatják, hogy a Magyarországon alkalmazott ivóvízkezelő technológiák nincsenek közegészségügyi szempontból jelentős hatással a vizsgált elemekre. A Na és a K koncentrációja emelkedhet az ionokat tartalmazó vegyszerek adagolása esetén, de nem kockázatos mértékben. A víziközmű-szolgáltatók a Kormányrendelet alapján bizonyos paraméterek – köztük a Na - esetében kérelmezhetik az NNGYK-tól a kötelező vízminőségi vizsgálatok számának csökkentését 3 évenkénti egy vizsgálatra. A korábbi években az NNGYK álláspontja az volt, hogy olyan komponensek esetében, melyek a vízkezelés során változhatnak, nem javasolt a vizsgálati számok ilyen mértékű csökkentése. Az eredményeink alapján ez a gyakorlat a Na esetében felülvizsgálandó, javasolom, hogy – ha az egyéb szükséges feltételek fennállnak és az eredmények alátámasztják – a Na vizsgálati szám csökkentésének ne legyen akadálya a nátrium-hipoklorittal történő törésponti klórozás. Ez ugyanis csak jelentéktelen mértékű kockázatnövekedést eredményezne, figyelembe véve a Na egészséghatását és a koncentrációtartományt, ugyanakkor az ivóvízszolgáltatók terheit valamelyest csökkentené.

³⁰ Ilyen jelenséget tapasztaltunk ólom esetében. A hálózat 1 perces folytatásához képest a 10 perces folytatás már nem okozott jelentős koncentráció-csökkenést az ivóvíz ólomtartalmában, az ólomvezetékekből folyamatosan oldódott ki a szennyező [126].

9. Összefoglalás

Az ivóvíz minősége jelentős hatással lehet az emberi egészségre, emiatt szigorú jogszabályi előírások vonatkoznak rá. A felülvizsgált EU ivóvíz irányelven alapuló új hazai jogszabály számos olyan komponens vizsgálatát írja elő (pl. U), melyeket korábban nem kellett vizsgálni. A jogszabályi környezet változása és a kockázatalapú megközelítés erősítése indokolta tette, hogy 16, korábban nem vizsgált, elsősorban természetes eredetű elem előfordulását felmérjük a hazai üzemelő ivóvízbázisokban és a települési ivóvízben.

Az elemek kiválasztásánál (B, Ba, Be, Ca, Co, K, Li, Mg, Mo, Na, Se, Sr, Ti, U, V és Zn) mérlegeltük azok ismert vagy feltételezett egészséghatásait, szerepüket a vízbázisok jellemzésében és ivóvízbiztonsági relevanciájukat. A felmérés két ismétlésben zajlott 2016 és 2022 közt. Kezelés előtt és a kezelést követően vagy a hálózaton történtek a mintavételek, összesen 3972 mintát vizsgáltam. Az üzemelő ivóvízbázisok 82%-ára, ill. minden magyarországi településre vonatkozóan rendelkezésre állnak mérési eredmények.

A két felmérés eredményeinek összevetése alapján a vizsgált elemek koncentrációja a vízellátó rendszereken belül közegészségügyi, vízhygiénés szempontból nem ingadozik jelentősen, a cink kivételével, amelynek mennyiségét a mintavétel körülményei (leginkább az ivóvízhálózati anyagok minősége) annyira befolyásolják, hogy a további értékelésekből ki kellett hagyni.

A kutatás eredményei alapján elkészítettük az üzemelő hazai ivóvízbázisok 82%-ának 15 természetes elemre kiterjedő vízminőségi profilját, meghatároztuk az egyes elemek földrajzi eloszlását. A vizsgált elemek alapján a karsztvizek eltérnek (elsősorban a Ca és Mg tartalom miatt) az egyéb víztípusoktól (mélységi és sekély felszín alatti vizek, felszíni vizek és partiszűrűsű vizek), melyek egymástól nem különböznek lényegesen. Ez az eredmény megerősíti, hogy a felszíni vizek és a felszín alatti vizek szoros hidrogeológiai kapcsolatban állnak, és hogy a geológiai háttér mellett a felszín alatti áramlási rendszerek is meghatározók az elemösszetételben.

A hazai gyakorlatban alkalmazott ivóvízkezelő technológiák vízhygiénés szempontból nincsenek érdemi hatásra a vizsgálatba bevont elemek koncentrációjára, még a nátrium-hipokloritot alkalmazó technológiák sem emelik a Na-tartalmat kockázatos mértékben.

Az ivóvíz urántartalma és összesalfa-aktivitása közt szoros kapcsolat áll fent, a hazai vízbázisokban a megemelkedett aktivitásért elsősorban az urán felel.

Az eredmények alapján az ismert vagy feltételezett káros egészséghatással rendelkező vizsgált elemek (B, Be, Ba, Mo, Se, V, U) országos szinten elhanyagolható vagy kis kockázatot

jelentenek ivóvízbiztonsági szempontból. Azonosítottuk azokat a földrajzi területeket, ivóvízellátó rendszereket, településeket, ahol a kockázat elérheti a mérsékelt szintet, ezek azonban megfelelő helyi intézkedésekkel, az ivóvízbiztonsági tervezés keretében kezelhetők.

A közműves ivóvíz a települések többségén jelentős Ca beviteli forrás lehet. Továbbá valószínűsíthető, hogy a közműves ivóvíz Mg-tartalmának kismértékben védőhatása van a kardiovaszkuláris megbetegedésekkel összefüggő halálozásokkal szemben, ill. a Li-tartalmának kismértékű védő hatása lehet az öngyilkossággal szemben férfiak esetében.

10. Summary

The quality of drinking water can have a significant impact on human health, and therefore strict regulatory requirements apply to it. The new national regulation, based on the recast EU Drinking Water Directive, required the monitoring of several components (e.g., U) that were previously not tested. The changes in the regulatory environment and the strengthening of the risk-based approach necessitated the assessment of the occurrence of 16 previously not monitored elements, primarily of natural origin, in the operating drinking water sources and municipal drinking water in Hungary.

When selecting the elements (B, Ba, Be, Ca, Co, K, Li, Mg, Mo, Na, Se, Sr, Ti, U, V, and Zn), we considered their known or presumed health effects, their role in the characterisation of water sources, and their relevance to drinking water safety. The survey was conducted in two phases between 2016 and 2022. Samples were taken before and after treatment or from the distribution network, and a total of 3,972 samples were tested. Results are available for 82% of the operating drinking water sources and for every municipality in Hungary.

Based on the comparison of the results of the two surveys, the concentration of the tested elements does not vary significantly within the water supply systems from a public health and water hygiene perspective, with the exception of zinc. The concentration of zinc is greatly influenced by sampling conditions (primarily the quality of the drinking water network materials) therefore it was excluded from further analysis.

Based on the results, water quality profiles were determined for 82% of the operating drinking water sources in Hungary based on 15 natural elements and the geographical distribution of each element was identified. Based on the tested elements, karst waters differ (mainly due to their Ca and Mg concentration) from other water types (deep and shallow groundwater, surface waters, and bank-filtered waters), which do not differ significantly from each other. This result confirms that surface waters and groundwater are in close hydrogeological connection and that in addition to the geological background, subsurface flow systems are also determinants of the elemental composition.

The drinking water treatment technologies used in Hungary do not have a significant impact on the concentration of the elements involved in the study from a water hygiene perspective, even technologies using sodium hypochlorite do not increase the Na concentration to a hazardous extent.

There is a moderately strong positive correlation between the uranium concentration of drinking water and its total alpha activity, implying that uranium is primarily responsible for elevated activity in the water sources of Hungary.

Based on the results, the tested elements of known or potential adverse health effects (B, Be, Ba, Mo, Se, V, U), pose negligible or low risk for drinking water safety nationally. Furthermore, we identified the geographical areas, water supply systems, and municipalities where the risk may reach a moderate level, but these can be managed by adequate local measures as part of drinking water safety planning.

In most municipalities, drinking water can be a significant source of calcium intake. It is also likely that the magnesium content of drinking water has a weak protective effect against cardiovascular disease-related mortality, and the lithium content may have a weak protective effect against suicide in male population.

11. Köszönetnyilvánítás

Sokaknak tartozom köszönettel azért, hogy ez a munka elkészülhetett.

Szeretnék köszönetet mondani az NNGYK vezetésének és *Dr. Pándics Tamás* főosztályvezető úrnak, hogy lehetőséget biztosítottak a doktori értekezés elkészítéséhez.

Köszönöm a MAVÍZ-nek, a területi népegészségügyi hatósági kollégáknak és a kutatásban részt vevő víziközmű-szolgáltatóknak a mintavételekben történő közreműködését.

Köszönöm a segítséget – és a türelmüket - munkatársaimnak, kiemelten: *Bufa-Dórr Zsuzsannának* és *Sebestyén Ágnesnek* a kutatási terv kialakításában és az ötletelésben; *Dr. Osváth Szabolcsnak* a radiológiai vonatkozású kérdésekben; *Erdélyi Norbertnek* a statisztikai kérdésekkel kapcsolatban; *Finta Viktóriának* a laboratóriumi munkában; *Málnási Tibornak* az egészséghatás vizsgálatokban és *Hofer Ádámnak* a kockázatértékelésben.

Köszönöm *Dr. Döme Péternek*, *Bálint Lajosnak* és *Hidvégi Annának* a lítium egészséghatás-vizsgálatban történő együttműködést.

Köszönöm az ELTE hidrogeológusainak, *Dr. Erőss Anitának*, *Dr. Hegedűs-Csondor Katalinnak* és *Dr. Baják Petrának* a vízbázis vizsgálatok során nyújtott – és az ettől független – segítséget.

Természetesen köszönöm a segítséget témavezetőmnek, *Dr. Vargha Mártának*.

És köszönöm szüleimnek, - akik a dolgozat megírásában ugyan nem vettek részt, de - nélkülük aligha jutok el idáig.

12. Irodalomjegyzék

- [1] Council of the European Union, *Council Directive 98/83/EC of 3 November 1998 on the quality of water intended for human consumption*. 1998. [Online]. Elérhető: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31998L0083> (letöltve: 2024.08.01.)
- [2] 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről. 2001. [Online]. Elérhető: <https://njt.hu/jogszabaly/2001-201-20-22> (letöltve: 2024.08.01.)
- [3] The European Parliament and the Council of the European Union, *Directive (EU) 2020/2184 of the European Parliament and of the Council of 16 December 2020 on the quality of water intended for human consumption*. 2020. [Online]. Elérhető: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:32020L2184> (letöltve: 2024.08.01.)
- [4] 5/2023. (I. 12.) Kormányrendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről. 2023. [Online]. Elérhető: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a2300005.kor>
- [5] Egyesült Nemzetek Szervezete, „64/292. The human right to water and sanitation”. 2010. [Online]. Elérhető: <https://undocs.org/Home/Mobile?FinalSymbol=A%2FRES%2F64%2F292&Language=E&DeviceType=Desktop&LangRequested=False> (letöltve: 2024.08.01.)
- [6] Magyarország Alaptörvénye. 2012. [Online]. Elérhető: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1100425.atv> (letöltve: 2024.08.01.)
- [7] World Health Organization, „Diarrhoeal disease”. 2024. 07. [Online]. Elérhető: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/diarrhoeal-disease> (letöltve: 2024.08.01.)
- [8] WHO, *Safer water, better health*. World Health Organization, 2019. [Online]. Elérhető: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241516891> (letöltve: 2024.08.01.)
- [9] „Magyarország környezetegészségügyi helyzete”. Országos Közegészségügyi Központ, 2017.
- [10] „Lakossági tájékoztató az ivóvízszolgáltatásról, az ivóvíz minőségéről és a gyakran ismételt kérdésekről”. Nemzeti Népegészségügyi Központ, 2023. [Online]. Elérhető: <https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/727/Lakoss%C3%A1gi%20%C3%A1j%C3%A9koztat%C3%B3%20az%20iv%C3%B3v%C3%ADszolg%C3%A1ltat%C3%A1sr%C3%B3l,%20az%20iv%C3%B3v%C3%ADz%20min%C5%91s%C3%A9g%C3%A9r%C5%91l%20%C3%A9s%20a%20gyakran%20ism%C3%A9lt%20k%C3%A9rd%C3%A9sek%C5%91.pdf> (letöltve: 2024.08.01.)
- [11] „Csapadékvíz gyűjtésének és felhasználásának lehetőségei Jogszabályi háttér, nemzetközi tapasztalatok, közegészségügyi kockázatok”. Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ. [Online]. Elérhető: <https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/1968/Csapad%C3%A9kv%C3%ADz%20gy%C5%B1jt%C3%A9s%C3%A9nek%20%C3%A9s%20felhaszn%C3%A1l%C3%A1s%C3%A1nak%20lehet%C5%91s%C3%A9gei.pdf> (letöltve: 2024.08.01.)
- [12] 123/1997. (VII. 18.) Korm. rendelet a vízbázisok, a távlati vízbázisok, valamint az ivóvízellátást szolgáló vízellátási létesítmények védelméről. 1997. [Online]. Elérhető: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=99700123.kor> (letöltve: 2024.08.01.)
- [13] J. Mádlné Dr. Szőnyi Judit, Dr. Czauner Brigitta, Dr. Simon Szilvia, Dr. Erőss Anita, Zsemle Ferenc, Pulay Eszter, Havril Tímea, „*Hidrogeológia*”. Eötvös Loránd Tudományegyetem, 2013. [Online]. Elérhető: <https://ttk.elte.hu/dstore/document/868/book.pdf> (letöltve: 2024.08.01.)

- [14] World Health Organization és International Water Association, *Water safety plan manual: step-by-step risk management for drinking-water suppliers*. Geneva: World Health Organization, 2009. Elérés: 2024. június 20. [Online]. Elérhető: <https://iris.who.int/handle/10665/75141> (letöltve: 2024.08.01.)
- [15] M. Vargha, Á. Sebestyén, B. Izsák, és Zs. Bufa-Dörr, „Módszertani levél Útmutató ivóvíz-biztonsági tervrendszerek kiépítéséhez, működtetéséhez”. Nemzeti Népegészségügyi Központ, 2019. [Online]. Elérhető: <https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/187/VBT%20%C3%BAtmutat%C3%B3%202019.pdf> (letöltve: 2024.08.01.)
- [16] Zs. Bufa-Dörr, Á. Sebestyén, B. Izsák, O. Schmoll, T. Pándics, és M. Vargha, „Dual system of water safety plan auditing in Hungary: benefits and lessons learnt”, *Journal of Water and Health*, o. jwh2023130, okt. 2023, doi:10.2166/wh.2023.130.
- [17] 2011. évi CCIX. törvény a víziközmű-szolgáltatásról. 2011. [Online]. Elérhető: <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1100209.tv> (letöltve: 2024.08.01.)
- [18] 147/2010. (IV. 29.) Korm. rendelet a vizek hasznosítását, védelmét és kártételeinek elhárítását szolgáló tevékenységekre és létesítményekre vonatkozó általános szabályokról. 2023. [Online]. Elérhető: <https://njt.hu/jogszabaly/2010-147-20-22> (letöltve: 2024.08.01.)
- [19] World Health Organization, *Guidelines for drinking-water quality*, Fourth edition incorporating the first and Second addenda. Geneva: World Health Organization, 2022. [Online]. Elérhető: <https://www.who.int/publications/i/item/9789241549950> (letöltve: 2024.08.01.)
- [20] KSH, „Közütemi vezetékes ivóvízzel ellátott települések és lakások”. Központi Statisztikai Hivatal. [Online]. Elérhető: https://www.ksh.hu/stadat_files/kor/hu/kor0041.html (letöltve: 2024.08.01.)
- [21] „Magyarország ivóvizének minősége, 2022.”, Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ, 2023. [Online]. Elérhető: https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/726/2023_9_Ivo%CC%81vi%CC%81zmino%CC%8Bse%CC%81g%202022.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [22] MEKH, „Engedélyesek listája”. Magyar Energetikai és Közmű-szabályozási Hivatal. [Online]. Elérhető: <https://www.mekh.hu/engedelyesek-listaja> (letöltve: 2024.08.01.)
- [23] M. Csanády, G. Bozsai, és Zs. Deák, „Arzén előfordulása alföldi rétegvizekben”, *Egészségtudomány*, sz. 1985, o. 240-249..
- [24] G. Dura, M. Kádár, és P. Rudnai, „Az arzén tartalmú ivóvíz fogyasztásának egészségkockázata”, Országos Környezetegészségügyi Intézet. [Online]. Elérhető: https://www.antsz.hu/data/cms42120/arzen_tartalmu_ivoviz_egeszsegkockazata.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [25] G. Dura, P. Rudnai, M. Kádár, és M. Vargha, „The health risks of consuming drinking water with elevated arsenic content of geochemical origin”, *Central European Geology*, köt. 57, sz. 3, o. 307–316, szept. 2014, doi: 10.1556/CEuGeol.57.2014.3.6.
- [26] M. Ferrante, G. Oliveri Conti, Z. Rasic-Milutinovic, és D. Jovanovic, *Health effects of metals and related substances in drinking water*. in Metals and related substances in drinking water. London: IWA publishing, 2014.
- [27] „National Primary Drinking Water Regulations”. U.S. Environmental Protection Agency. [Online]. Elérhető: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/national-primary-drinking-water-regulations#Inorganics> (letöltve: 2024.08.01.)
- [28] „Módszertani útmutató az ivóvízből vizsgálandó paraméterek értékeléséhez és az ivóvízminőség-javító intézkedések meghatározásához”. Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ, 2023. [Online]. Elérhető: <https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/1703/Mo%CC%81dszertani%20u%CC%81t>

[mutato%CC%81%20iv.min.jav.%20beav.-
2.%20kiad%C3%A1s%202023_v%C3%A9gl.pdf](#) (letöltve: 2024.08.01.)

- [29] F. Kozisek, „Regulations for calcium, magnesium or hardness in drinking water in the European Union member states”, *Regulatory Toxicology and Pharmacology*, köt. 112, o. 104589, ápr. 2020, doi: 10.1016/j.yrtph.2020.104589.
- [30] World Health Organization, „Calcium and magnesium in drinking water : public health significance”, *Calcium and magnesium in drinking water : beneficial impacts on health*, o. 180, 2009.
- [31] Lei Jiang, Pengcheng He, Jiyan Chen, Yong Liu, Dehui Liu, Genggeng Qin, Ning Tan, „Magnesium Levels in Drinking Water and Coronary Heart Disease Mortality Risk: A Meta-Analysis”, *Nutrients*, köt. 8, sz. 1, o. 5, jan. 2016, doi: 10.3390/nu8010005.
- [32] L. A. Catling, I. Abubakar, I. R. Lake, L. Swift, és P. R. Hunter, „A systematic review of analytical observational studies investigating the association between cardiovascular disease and drinking water hardness”, *Journal of Water and Health*, köt. 6, sz. 4, o. 433–442, dec. 2008, doi: 10.2166/wh.2008.054.
- [33] V. Gianfredi, N. L. Bragazzi, D. Nucci, M. Villarini, és M. Moretti, „Cardiovascular diseases and hard drinking waters: implications from a systematic review with meta-analysis of case-control studies”, *Journal of Water and Health*, köt. 15, sz. 1, o. 31–40, febr. 2017, doi: 10.2166/wh.2016.131.
- [34] V. Liaugaudaite, N. Mickuviene, N. Raskauskiene, R. Naginiene, és L. Sher, „Lithium levels in the public drinking water supply and risk of suicide: A pilot study”, *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, köt. 43, o. 197–201, szept. 2017, doi: 10.1016/j.jtemb.2017.03.009.
- [35] N. D. Kapusta, Nilufar Mossaheb, Elmar Etzersdorfer, Gerald Hlavin, Kenneth Thau, Matthaus Willeit, Nicole Praschak-Rieder, Gernot Sonneck, Katharina Leithner-Dziubas, „Lithium in drinking water and suicide mortality”, *Br J Psychiatry*, köt. 198, sz. 5, o. 346–350, máj. 2011, doi: 10.1192/bjp.bp.110.091041.
- [36] Anjum Memon, Imogen Rogers, Sophie M. D. D. Fitzsimmons, Ben Cater, Rebecca Strawbridge, Diego Hidalgo-Mazzei, Allan H Young, „Association between naturally occurring lithium in drinking water and suicide rates: systematic review and meta-analysis of ecological studies”, *Br J Psychiatry*, köt. 217, sz. 6, o. 667–678, dec. 2020, doi: 10.1192/bjp.2020.128.
- [37] M. Andrade Nunes, T. Araujo Viel, és H. Sousa Buck, „Microdose Lithium Treatment Stabilized Cognitive Impairment in Patients with Alzheimer’s Disease”, *CAR*, köt. 10, sz. 1, o. 104–107, jan. 2013, doi: 10.2174/1567205011310010014.
- [38] K. Broberg, G. Concha, K. Engström, M. Lindvall, M. Grandér, és M. Vahter, „Lithium in Drinking Water and Thyroid Function”, *Environ Health Perspect*, köt. 119, sz. 6, o. 827–830, jún. 2011, doi: 10.1289/ehp.1002678.
- [39] R. Abejón, „A Bibliometric Analysis of Research on Selenium in Drinking Water during the 1990–2021 Period: Treatment Options for Selenium Removal”, *IJERPH*, köt. 19, sz. 10, o. 5834, máj. 2022, doi: 10.3390/ijerph19105834.
- [40] European Food Safety Authority (EFSA), „Uranium in foodstuffs, in particular mineral water”, *EFS2*, köt. 7, sz. 4, 0 2009, doi: 10.2903/j.efsa.2009.1018.
- [41] R. Russo, S. Sciacca, D. I. La Milia, A. Poscia, és U. Moscato, „Vanadium in drinking water: toxic or therapeutic?! Systematic literature review and analysis of the population exposure in an Italian volcanic region”, *European Journal of Public Health*, köt. 24, sz. suppl_2, okt. 2014, doi: 10.1093/eurpub/cku162.080.
- [42] *Decreto Legislativo n 18 del 23 Febbraio 2023*. 2023. [Online]. Elérhető: <https://www.ceprasrl.it/IT/news.xhtml/id/2127-dlgs-1823-r-qualitar-delle-acque-potabili-cosa-cambiar-> (letöltve: 2024.08.01.)

- [43] E. Berecz és mtsai., *Kémia műszakiaknak*. Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., 1998.
- [44] *Drinking Water Ordinance of 20 June 2023 (Federal Law Gazette 2023 I No. 159)*. 2023. [Online]. Elérhető: https://www.gesetze-im-internet.de/englisch_trinkwv/englisch_trinkwv.html#p0096 (letöltve: 2024.08.01.)
- [45] World Health Organization, „Calcium and magnesium in drinking water : public health significance”, *Calcium and magnesium in drinking water : beneficial impacts on health*, o. 180, 2009.
- [46] N. Kabacs, A. Memon, T. Obinwa, J. Stochl, és J. Perez, „Lithium in drinking water and suicide rates across the East of England”, *Br J Psychiatry*, köt. 198, sz. 5, o. 406–407, máj. 2011, doi: 10.1192/bjp.bp.110.088617.
- [47] Maurizio Pompili, Monica Vichi, Enrico Dinelli, Roger Pycha, Paolo Valera, Stefano Albanese, Annamaria Lima, Benedetto De Vivo, Domenico Cicchella, Andrea Fiorillo, Mario Amore, Paolo Girardi, Ross J. Baldessarini, „Relationships of local lithium concentrations in drinking water to regional suicide rates in Italy”, *The World Journal of Biological Psychiatry*, köt. 16, sz. 8, o. 567–574, nov. 2015, doi: 10.3109/15622975.2015.1062551.
- [48] O. Giotakos, P. Nisianakis, G. Tsouvelas, és V.-V. Giakalou, „Lithium in the Public Water Supply and Suicide Mortality in Greece”, *Biol Trace Elem Res*, köt. 156, sz. 1–3, o. 376–379, dec. 2013, doi: 10.1007/s12011-013-9815-4.
- [49] N. Sharma, P. Westerhoff, és C. Zeng, „Lithium occurrence in drinking water sources of the United States”, *Chemosphere*, köt. 305, o. 135458, okt. 2022, doi: 10.1016/j.chemosphere.2022.135458.
- [50] G. Concha, K. Broberg, M. Grandér, A. Cardozo, B. Palm, és M. Vahter, „High-Level Exposure to Lithium, Boron, Cesium, and Arsenic via Drinking Water in the Andes of Northern Argentina”, *Environ. Sci. Technol.*, köt. 44, sz. 17, o. 6875–6880, szept. 2010, doi: 10.1021/es1010384.
- [51] P. B. Mitchell, „Therapeutic drug monitoring of psychotropic medications”, *Brit J Clinical Pharma*, köt. 52, sz. S1, o. 45–54, szept. 2001, doi: 10.1111/j.1365-2125.2001.00174.x.
- [52] S. A. Barroilhet és S. N. Ghaemi, „When and how to use lithium”, *Acta Psychiatr Scand*, köt. 142, sz. 3, o. 161–172, szept. 2020, doi: 10.1111/acps.13202.
- [53] R. S. McIntyre, Michael Berk, Elisa Brietzke, Benjamin I. Goldstein, Carlos López-Jaramillo, Lars Vedel Kessing, Gin S. Malhi, Andrew A Nierenberg, Joshua D. Rosenblat, Amna Majeed, Eduard Vieta, Maj Vinberg, Allan H. Young, Rodrigo B. Mansur, „Bipolar disorders”, *The Lancet*, köt. 396, sz. 10265, o. 1841–1856, dec. 2020, doi: 10.1016/S0140-6736(20)31544-0.
- [54] L. Del Matto, M. Muscas, A. Murru, N. Verdolini, G. Anmella, G. Fico, F. Corponi, A.F. Carvalho, L. Samalin, B. Carpiniello, A. Fagiolini, E. Vieta, I. Pacchiarotti, „Lithium and suicide prevention in mood disorders and in the general population: A systematic review”, *Neuroscience & Biobehavioral Reviews*, köt. 116, o. 142–153, szept. 2020, doi: 10.1016/j.neubiorev.2020.06.017.
- [55] Nikoline N. Knudsen, Jörg Schullehner, Birgitte Hansen, Lisbeth F. Jørgensen, Søren M. Kristianse, Denitza D. Voutchkova, Thomas A. Gerds, Per K. Andersen, Kristine Bihrmann, Morten Grønbaek, Lars V. Kessing, Annette K. Ersbøll, „Lithium in Drinking Water and Incidence of Suicide: A Nationwide Individual-Level Cohort Study with 22 Years of Follow-Up”, *IJERPH*, köt. 14, sz. 6, o. 627, jún. 2017, doi: 10.3390/ijerph14060627.
- [56] Fateme Barjasteh-Askari, Mojtaba Davoudi, Homayoun Amini, Mohammad Ghorbani, Mehdi Yaseri, Masoud Yunesian, Amir Hossein Mahvi, David Lester, „Relationship between suicide mortality and lithium in drinking water: A systematic review and meta-

- analysis”, *Journal of Affective Disorders*, köt. 264, o. 234–241, márc. 2020, doi: 10.1016/j.jad.2019.12.027.
- [57] B. Eyre-Watt, E. Mahendran, S. Suetani, J. Firth, S. Kisely, és D. Siskind, „The association between lithium in drinking water and neuropsychiatric outcomes: A systematic review and meta-analysis from across 2678 regions containing 113 million people”, *Aust N Z J Psychiatry*, köt. 55, sz. 2, o. 139–152, febr. 2021, doi: 10.1177/0004867420963740.
- [58] G. N. Schrauzer és E. De Vroey, „Effects of nutritional lithium supplementation on mood: A placebo-controlled study with former drug users”, *Biol Trace Elem Res*, köt. 40, sz. 1, o. 89–101, jan. 1994, doi: 10.1007/BF02916824.
- [59] Lars Vedel Kessing, Thomas Alexander Gerds, Nikoline Nygård Knudsen, Lisbeth Flindt Jørgensen, Søren Munch Kristiansen, Jörg Schullehner, Birgitte Hansen, Per Kragh Andersen, Annette Kjær Ersbøll, „Association of Lithium in Drinking Water With the Incidence of Dementia”, *JAMA Psychiatry*, köt. 74, sz. 10, o. 1005, okt. 2017, doi: 10.1001/jamapsychiatry.2017.2362.
- [60] P. Araya, C. Martínez, és J. Barros, „Lithium in Drinking Water as a Public Policy for Suicide Prevention: Relevance and Considerations”, *Front. Public Health*, köt. 10, o. 805774, febr. 2022, doi: 10.3389/fpubh.2022.805774.
- [61] E. Barron, V. Migeot, S. Rabouan, M. Potin-Gautier, F. Se´by, P. Hartemann, Y. Lévi, B. Legube., „The case for re-evaluating the upper limit value for selenium in drinking water in Europe”, *Journal of Water and Health*, köt. 7, sz. 4, o. 630–641, dec. 2009, doi: 10.2166/wh.2009.097.
- [62] Jerome Nriagu, Dong-Ha Nam, Titilayo A. Ayanwola, Hau Dinh, Erdenebayar Erdenechimeg, Chimedsuren Ochir, Tsend-Ayush Bolormaa., „High levels of uranium in groundwater of Ulaanbaatar, Mongolia”, *Science of The Total Environment*, köt. 414, o. 722–726, jan. 2012, doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.11.037.
- [63] D. Cicchella, S. Albanese, B. De Vivo, E. Dinelli, L. Giaccio, A. Lima, P. Valera, „Trace elements and ions in Italian bottled mineral waters: Identification of anomalous values and human health related effects”, *Journal of Geochemical Exploration*, köt. 107, sz. 3, o. 336–349, dec. 2010, doi: 10.1016/j.gexplo.2010.04.004.
- [64] B. Frengstad, A. K. Midtgård Skrede, D. Banks, J. Reidar Krog, és U. Siewers, „The chemistry of Norwegian groundwaters: III. The distribution of trace elements in 476 crystalline bedrock groundwaters, as analysed by ICP-MS techniques”, *Science of The Total Environment*, köt. 246, sz. 1, o. 21–40, jan. 2000, doi: 10.1016/S0048-9697(99)00413-1.
- [65] Y. Wu, Y. Wang, és X. Xie, „Occurrence, behavior and distribution of high levels of uranium in shallow groundwater at Datong basin, northern China”, *Science of The Total Environment*, köt. 472, o. 809–817, febr. 2014, doi: 10.1016/j.scitotenv.2013.11.109.
- [66] D. Cinti, P. P. Poncia, L. Brusca, F. Tassi, F. Quattrocchi, és O. Vaselli, „Spatial distribution of arsenic, uranium and vanadium in the volcanic-sedimentary aquifers of the Vicano–Cimino Volcanic District (Central Italy)”, *Journal of Geochemical Exploration*, köt. 152, o. 123–133, máj. 2015, doi: 10.1016/j.gexplo.2015.02.008.
- [67] B. Bourdon, „Introduction to U-series Geochemistry”, *Reviews in Mineralogy and Geochemistry*, köt. 52, sz. 1, o. 1–21, jan. 2003, doi: 10.2113/0520001.
- [68] F. Chabaux, J. Riotte, és O. Dequincey, „13. U-Th-Ra Fractionation During Weathering and River Transport”, in *Uranium-series Geochemistry*, B. Bourdon, G. M. Henderson, C. C. Lundstrom, és S. Turner, Szerk., De Gruyter, 2003, o. 533–576. doi: 10.1515/9781501509308-018.
- [69] Csondor Katalin, Baják Petra, Heinz Surbeck, Izsák Bálint, Horváth Ákos, Vargha Márta, Pándics Tamás, Eröss Anita, „Parti szűrésű vízbázisok természetes radioaktivitása nuklidspecifikus mérések tapasztalatai alapján”, *Hidrológiai Közlöny*, sz. 2., 2021,

- [Online]. Elérhető: https://real-j.mtak.hu/15836/7/HK2021_02v3.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [70] B. Mukherjee, B. Patra, S. Mahapatra, P. Banerjee, A. Tiwari, és M. Chatterjee, „Vanadium—an element of atypical biological significance”, *Toxicology Letters*, köt. 150, sz. 2, o. 135–143, ápr. 2004, doi: 10.1016/j.toxlet.2004.01.009.
- [71] Y. Vasseghian, S. Sadeghi Rad, J. A. Vilas–Boas, és A. Khataee, „A global systematic review, meta-analysis, and risk assessment of the concentration of vanadium in drinking water resources”, *Chemosphere*, köt. 267, o. 128904, márc. 2021, doi: 10.1016/j.chemosphere.2020.128904.
- [72] Európai Unió Tanácsa, *A Tanács 2013/51/EURATOM Irányelve a lakosság egészségének az emberi fogyasztásra szánt vízben található radioaktív anyagokkal szembeni védelmére vonatkozó követelmények meghatározásáról*. 2013. [Online]. Elérhető: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/?uri=CELEX%3A32013L0051> (letöltve: 2024.08.01.)
- [73] „Módszertani Útmutató Ivóvizek radiológiai paramétereinek vizsgálatához és értékeléséhez 2023”. Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ, 2023. [Online]. Elérhető: https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/726/2023_8_M%C3%B3dsz.%C3%BAtm._I_v%C3%B3viz_radiológiai%20vizsg..pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [74] Bertalan Éva, Borszéki János, Farsang György, Galbács Gábor, Kamarás Katalin, Kántor Tibor, Kurunczi Sándor, Lakatos János, Medzihradskyné Schweiger Hedvig, Osán János, Pallósi József, Pap Tamás, Posta József, Richter Péter, Salma Imre, Török Szabina, Varga Imre, Záray Gyula, *Az elemanalitika korszerű módszerei*. Budapest: Akadémiai Kiadó, 2006.
- [75] „MSZ EN ISO 17294-1:2007 Vízminőség. Az indukzív csatolású plazma ionforrású tömegspektrometria (ICP-MS) alkalmazása. 1. rész: Általános irányelvek (ISO 17294-1:2004)”. Európai Szabványügyi Bizottság, 2006.
- [76] Pokol György, Gyurcsányi E. Róbert, Simon András, Bezúr László, Horvai György, Horváth Viola, Dudás Katalin Mária *Analitikai kémia*. Budapest: Typotex, 2011.
- [77] Öllös Géza és Dávidné Deli Matild, *Vizellátás*. Budapest: Vízdok, 1987.
- [78] A. Tenne, „Sea Water Desalination in Israel: Planning, coping with difficulties, and economic aspects of long-term risks”. Water Authority State of Israel Desalination Division, 2010. [Online]. Elérhető: <https://www.gov.il/BlobFolder/reports/water-authority-data-english/he/12-Desalination-in-Israel.pdf> (letöltve: 2024.08.01.)
- [79] D. Stefán, N. Erdélyi, I. Juhász, és M. Vargha, „Klórozási melléktermékek vizsgálata törésponti ammóniamentesítést alkalmazó ivóvízellátó rendszerekben”, *Vízmű Panoráma*, sz. 5, 2019, [Online]. Elérhető: https://epa.oszk.hu/04000/04052/00040/pdf/EPA04052_vizmu_panorama_2019_05_14-18.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [80] S. W. Watson, F. W. Valois, és J. B. Waterbury, „The Family Nitrobacteraceae”, in *The Prokaryotes*, M. P. Starr, H. Stolp, H. G. Trüper, A. Balows, és H. G. Schlegel, Szerk., Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 1981, o. 1005–1022. doi: 10.1007/978-3-662-13187-9_80.
- [81] Z. Kovács és Á. Kárpáti, *Ivóvíztisztítás és víztisztaságvédelem*, köt. XXVI. Veszprém: Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet, 2013.
- [82] World Health Organization, „Suicide worldwide in 2019 Global Health Estimates”. 2021. [Online]. Elérhető: <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/341728/9789240026643-eng.pdf?sequence=1>. (letöltve: 2024.08.01.)

- [83] L. Balint, P. Dome, G. Daroczi, X. Gonda, és Z. Rihmer, „Investigation of the marked and long-standing spatial inhomogeneity of the Hungarian suicide rate: A spatial regression approach”, *Journal of Affective Disorders*, köt. 155, o. 180–185, febr. 2014, doi: 10.1016/j.jad.2013.10.047.
- [84] L. Bálint, P. Osváth, Z. Rihmer, és P. Döme, „Associations between marital and educational status and risk of completed suicide in Hungary”, *Journal of Affective Disorders*, köt. 190, o. 777–783, jan. 2016, doi: 10.1016/j.jad.2015.11.011.
- [85] K. McClatchey, J. Murray, A. Rowat, és Z. Chouliara, „Risk Factors for Suicide and Suicidal Behavior Relevant to Emergency Health Care Settings: A Systematic Review of Post-2007 Reviews”, *Suicide & Life Threat Behav*, köt. 47, sz. 6, o. 729–745, dec. 2017, doi: 10.1111/sltb.12336.
- [86] R. C. O'Connor és M. K. Nock, „The psychology of suicidal behaviour”, *The Lancet Psychiatry*, köt. 1, sz. 1, o. 73–85, jún. 2014, doi: 10.1016/S2215-0366(14)70222-6.
- [87] L. Jacob, J. M. Haro, és A. Koyanagi, „The association of religiosity with suicidal ideation and suicide attempts in the United Kingdom”, *Acta Psychiatr Scand*, köt. 139, sz. 2, o. 164–173, febr. 2019, doi: 10.1111/acps.12972.
- [88] A. Németh, P. Döme, G. Drótos, és Z. Rihmer, „A 2000 és 2019 közötti időszakban Magyarországon elkövetett, befejezett öngyilkosságok statisztikai elemzése”, *OH*, köt. 162, sz. 32, o. 1283–1296, aug. 2021, doi: 10.1556/650.2021.32174.
- [89] C. W. Croghan és P. P. Egeghy, „Methods of Dealing with Values Below the Limit of Detection using SAS”. US-EPA, 2003.
- [90] Reiczigel Jenő., Harnos Andrea, és Solymosi Norbert, *Biostatisztika nem statisztikusoknak*, Javított utánnny. Nagykovácsi: Pars, 2014.
- [91] B. Everitt, Szerk., *Cluster analysis*, 5th ed. in Wiley series in probability and statistics. Chichester, West Sussex, U.K: Wiley, 2011.
- [92] S. Wold, K. Esbensen, és P. Geladi, „Principal component analysis”, *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, köt. 2, sz. 1–3, o. 37–52, aug. 1987, doi: 10.1016/0169-7439(87)80084-9.
- [93] „*Arzén, bór és fluorid érintettségű települések*”. Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ, 2022. [Online]. Elérhető: <https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/723/arz%C3%A9n-b%C3%B3r-fluorid-2022.pdf> (letöltve: 2024.08.01.)
- [94] M. Mages, W. V. Tümping Jun., A. Van Der Veen, és M. Baborowski, „Element determination in natural biofilms of mine drainage water by total reflection X-ray fluorescence spectrometry”, *Spectrochimica Acta Part B: Atomic Spectroscopy*, köt. 61, sz. 10–11, o. 1146–1152, nov. 2006, doi: 10.1016/j.sab.2006.05.007.
- [95] Pándics Tamás, „*Ivóvíz és medencés fürdővíz komplex egészséghatása - Doktori (PhD) értekezés*”. 2018. [Online]. Elérhető: https://kttdi.elte.hu/dstore/document/6645/cd_2_%C3%A9rtekez%C3%A9s.pdf%E2%80%8B (letöltve: 2024.08.01.)
- [96] F. Gondí, S. Halmóczy, G. Dankó, G. Dura, Z. Ligeti, és I. Szabó, *Kármentesítési útutató 7. A mennyiségi kockázatfelmérés módszertana*. Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, 2004.
- [97] „Inorganic Contaminant Accumulation in Potable Water Distribution Systems”. U.S. Environmental Protection Agency, 2006. [Online]. Elérhető: https://www.epa.gov/sites/default/files/2021-05/documents/issuepaper_tcr_inorganicaccumulation_posted.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [98] „Boron and Compounds; CASRN 7440-42-8”. U.S. Environmental Protection Agency, 2004. [Online]. Elérhető: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0410_summary.pdf (letöltve: 2024.08.01.)

- [99] „Beryllium and compounds; CASRN 7440-41-7”. U.S. Environmental Protection Agency, 1998. Elérés: 2024. augusztus 1. [Online]. Elérhető: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0012_summary.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [100] „Barium and Compounds; CASRN 7440-39-3”. U.S. Environmental Protection Agency, 2005. [Online]. Elérhető: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0010_summary.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [101] „Provisional Peer Reviewed Toxicity Values for Cobalt (CASRN 7440-48-4)”. U.S. Environmental Protection Agency, 2008. [Online]. Elérhető: <https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/Cobalt.pdf> (letöltve: 2024.08.01.)
- [102] „Molybdenum; CASRN 7439-98-7”. U.S. Environmental Protection Agency, 1992. [Online]. Elérhető: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0425_summary.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [103] „Selenium and Compounds; CASRN 7782-49-2”. U.S. Environmental Protection Agency, 1991. [Online]. Elérhető: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0472_summary.pdf
- [104] „Uranium, soluble salts; no CASRN”. U.S. Environmental Protection Agency, 1989. [Online]. Elérhető: https://iris.epa.gov/static/pdfs/0421_summary.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [105] X. Zheng, W. Zhao, X. Yan, T. Shu, Q. Xiong, és F. Chen, „Pollution Characteristics and Health Risk Assessment of Airborne Heavy Metals Collected from Beijing Bus Stations”, *IJERPH*, köt. 12, sz. 8, o. 9658–9671, aug. 2015, doi: 10.3390/ijerph120809658.
- [106] „Provisional Peer-Reviewed Toxicity Values for Vanadium and Its Soluble Inorganic Compounds Other Than Vanadium Pentoxide”. U.S. Environmental Protection Agency, 2009. [Online]. Elérhető: <https://cfpub.epa.gov/ncea/pprtv/documents/Vanadium.pdf> (letöltve: 2024.08.01.)
- [107] „A Bizottság 2008/100/EK Irányelve az élelmiszerek tápértékjelöléséről szóló 90/496/EGK tanácsi irányelvnek az ajánlott napi bevitel, az energiaátváltási együtthatók és fogalommeghatározások tekintetében történő módosításáról”. Európai Községek Bizottsága, 2008. október 29.
- [108] Martos Éva, Bakacs Márta, Sarkadi-Nagy Eszter, Ráczkevy Tímea, Zentai Andrea, Baldauf Zsolt, Illés Éva, Lugasi Andrea, „Hungarian Diet and Nutritional Status Survey – The OTAP2009 study. IV. Macroelement intake of the Hungarian population”, *Orvosi Hetilap*, köt. 153, sz. 29, o. 1132–1141, júl. 2012, doi: 10.1556/OH.2012.29378.
- [109] 290/2014. (XI. 26.) Kormányrendelet a kedvezményezett járások besorolásáról. 2023. [Online]. Elérhető: <https://njt.hu/jogszabaly/2014-290-20-22> (letöltve: 2024.08.01.)
- [110] Ádám Tóth, Petra Baják, Márk Szijártó, Mia Tiljander, Kirsti Korkka-Niemi, Nina Hendriksson, Judit Mádl-Szőnyi, „Multimethodological Revisit of the Surface Water and Groundwater Interaction in the Balaton Highland Region—Implications for the Overlooked Groundwater Component of Lake Balaton, Hungary”, *Water*, köt. 15, sz. 6, o. 1006, márc. 2023, doi: 10.3390/w15061006.
- [111] Petra Baják, Katalin Hegedűs-Csondor, Mia Tiljander, Kirsti Korkka-Niemi, Heinz Surbeck, Bálint Izsák, Márta Vargha, Ákos Horváth, Tamás Pándics, Anita Eröss, „Integration of a Shallow Soda Lake into the Groundwater Flow System by Using Hydraulic Evaluation and Environmental Tracers”, *Water*, köt. 14, sz. 6, o. 951, márc. 2022, doi: 10.3390/w14060951.
- [112] J. Tóth, „Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations”, *Hydrogeology Journal*, köt. 7, sz. 1, o. 1–14, febr. 1999, doi: 10.1007/s100400050176.
- [113] M. Ćurković, L. Sipos, D. Puntarić, K. Dodig-Ćurković, N. Pivac, és K. Kralik, „Arsenic, Copper, Molybdenum, and Selenium Exposure through Drinking Water in Rural

- Eastern Croatia”, *Pol. J. Environ. Stud.*, köt. 25, sz. 3, o. 981–992, 2016, doi: 10.15244/pjoes/61777.
- [114] C. Radulescu, P. Bretcan, A. Pohoata, D. Tanislav, és R. M. Stirbescu, „Assessment of drinking water quality using statistical analysis: a case study”, *Journal of Physics*, sz. Vol. 61., o. 1604–1616, 2016.
- [115] E. Sarkadi-Nagy, M. Bakacs, É. Illés, K. Susovits, E. Feigl, és A. Zentai, „A felnőtt magyar lakosság ásványi anyag bevétele - túl és alulfogyasztás kockázatai”. Országos Gyógyszerészeti és Élelmezés-egészségügyi Intézet, 2022. 0 3. [Online]. Elérhető: https://ogyei.gov.hu/dynamic/3_a_felnott_magyar_lakossag_asvanyi_anyag_bevitele_tul_es_alulfogyasztas_kockazatai.pdf (letöltve: 2024.08.01.)
- [116] Gábor Speer, Pál Szamosújvári Jr, Péter Dombai, Katalin Csóré, Kinga Mikófalvi, Tímea Steindl, Ildikó Streicher, Júlia Tarsoly, Gergely Zajzon, Péter Somogyi, Pál Szamosújvári, Péter Lakatos., „Dietary Calcium Intake and Calcium Supplementation in Hungarian Patients with Osteoporosis”, *International Journal of Endocrinology*, köt. 2013, o. 1–8, 2013, doi: 10.1155/2013/754328.
- [117] E. M. Balk, G. P. Adam, V. N. Langberg, A. Earley, P. Clark, P. R. Ebeling, A. Mithal, R. Rizzoli, C. A. F. Zerbin, D. D. Pierroz, B. Dawson-Hughes, „Global dietary calcium intake among adults: a systematic review for the International Osteoporosis Foundation Calcium Steering Committee”, *Osteoporos Int*, köt. 28, sz. 12, o. 3315–3324, dec. 2017, doi: 10.1007/s00198-017-4230-x.
- [118] Z. Rihmer, X. Gonda, B. Kapitany, és P. Dome, „Suicide in Hungary-epidemiological and clinical perspectives”, *Ann Gen Psychiatry*, köt. 12, sz. 1, o. 21, dec. 2013, doi: 10.1186/1744-859X-12-21.
- [119] L. V. Kessing, L. Søndergård, K. Kvist, és P. K. Andersen, „Suicide Risk in Patients Treated With Lithium”, *Arch Gen Psychiatry*, köt. 62, sz. 8, o. 860, aug. 2005, doi: 10.1001/archpsyc.62.8.860.
- [120] A.-F. Näher, C. Rummel-Kluge, és U. Hegerl, „Associations of Suicide Rates With Socioeconomic Status and Social Isolation: Findings From Longitudinal Register and Census Data”, *Front. Psychiatry*, köt. 10, o. 898, jan. 2020, doi: 10.3389/fpsyt.2019.00898.
- [121] P. Qin, E. Agerbo, és P. B. Mortensen, „Suicide Risk in Relation to Socioeconomic, Demographic, Psychiatric, and Familial Factors: A National Register-Based Study of All Suicides in Denmark, 1981–1997”, *AJP*, köt. 160, sz. 4, o. 765–772, ápr. 2003, doi: 10.1176/appi.ajp.160.4.765.
- [122] J. Saiz, E. Ayllón-Alonso, I. Sánchez-Iglesias, D. Chopra, és P. J. Mills, „Religiosity and Suicide: A Large-Scale International and Individual Analysis Considering the Effects of Different Religious Beliefs”, *J Relig Health*, köt. 60, sz. 4, o. 2503–2526, aug. 2021, doi: 10.1007/s10943-020-01137-x.
- [123] K. Conner, „Suicidal Behavior: Links Between Alcohol Use Disorder and Acute Use of Alcohol”, *ARCR*, köt. 40, sz. 1, o. arcr.v40.1.02, 2019, doi: 10.35946/arcr.v40.1.02.
- [124] Maurizio Pompili, Gianluca Serafini, Marco Innamorati, Giovanni Dominici, Stefano Ferracuti, Giorgio D. Kotzalidis, Giulia Serra, Paolo Girardi, Luigi Janiri, Roberto Tatarelli, Leo Sher, David Lester., „Suicidal Behavior and Alcohol Abuse”, *IJERPH*, köt. 7, sz. 4, o. 1392–1431, márc. 2010, doi: 10.3390/ijerph7041392.
- [125] P. Oliveira, J. Zagalo, N. Madeira, és O. Neves, „Lithium in Public Drinking Water and Suicide Mortality in Portugal: Initial Approach”, *Acta Med Port*, köt. 32, sz. 1, o. 47–52, febr. 2019, doi: 10.20344/amp.10744.
- [126] P. T. Csenger, „Másodlagos kémiai ivóvízminőség romlás a fogyasztói hálózaton”, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Budapest.

Mellékletek

1. Melléklet - Részletes felmérés mintavételi utasítása

Mintavételi pontok kijelölése:

Ivóvízellátó rendszerként **két vízminta** levétele szükséges egymást követően, azonos napon.

1. **nyers vagy kevert nyersvíz** (váltott üzemű kutak esetén a jellemző, nagyobb mennyiségben használt kút nyersvize); az edényzeten tüntessék fel: „[minta megnevezése és, hogy kezelés előtt]”
 2. **hálózatra kimenő/vízmű kimenő**; az edényzeten tüntessék fel: „[minta megnevezése és, hogy kimenő]”
- Amennyiben sem vízkezelésre, sem fertőtlenítésre nem kerül sor, elegendő 1 minta levétele.
 - Amennyiben nincs kiépítve mintavételi pont a kevert nyersvíz vételére, akkor az azt követő első lehetséges mintavételi ponton kell a mintát levenni. A mintavételi jegyzőkönyvön fel kell tüntetni a mintavétel pontos helyét és az addigi vízkezelési lépéseket.

Mintavételi edényzet: 50ml-es műanyag centrifugacső, csavaros kupakkal melyet a vizsgáló laboratórium biztosít.

Mintavétel módja:

- 1) Mintavétel előtt a csapot ki kell folytatni, legalább 1,5-2 liter víz kifolyatása szükséges. A csap fertőtlenítése nem szükséges.
- 2) A mintavételi edénybe legalább 40 ml mintát kell venni, a mintavételi edény öblítése nélkül.
- 3) A mintavételi edényen egyértelműen jelezni kell a minta származási helyét, a minta megnevezését.
- 4) A mintákat a levételt követő 6 órán belül tartósítani kell.

Minta tartósítása: A tartósítás során a minta pH-ját 2 alá kell beállítani salétromsavval. Ez történhet tömény salétromsavval, ill. 1:1, 1:3 vagy 1:4 hígítású salétromsavoldattal is. A minta pH-jának 2 alá csökkenését indikátorpapírral ellenőrizni kell (kb. 1 ml 1:1 hígítású salétromsav 50 ml mintához).

Minták tárolása: A tartósított mintákat az NNK laboratóriumába szállításig hűtve, 1-5°C-on kell tárolni.

NNK kapcsolattartó: Izsák Bálint (e-mail: izsak.balint@nnk.gov.hu; tel.: 061-476-1100/1401 vagy 2141 mellék)

2. Melléklet – Részletes felmérés mintavételi jegyzőkönyve

MINTAVÉTELI JEGYZŐKÖNYV IVÓ VÍZ VIZSGÁLATÁHOZ

(Ivóvizek elemtartalom felmérésének vizsgálata)

Mintavétel dátuma:

Mintavevő neve, mintavevő szervezet:

Akkreditált mintavétel: igen/nem

Ivóvízellátó rendszer neve:

Megye:

Ellátott települések:

Nyersvíz típusa (kevert víz esetén több is aláhúzható): rétegvíz / talajvíz / karsztvíz / parti szűrészű víz / felszíni víz

Vízkezelés van: igen/nem

Ha van vízkezelés annak lépései (megfelelő aláhúzendő):

gáztalanítás

oxidáció – légbevitel

oxidáció ————— vegyszeres (alkalmazott

vegyszer(ek):.....)

mechanikai szűrés

katalitikus szűrés

ammónium-mentesítés - biológiai

ammónium-mentesítés – törésponti klórozás hypoval

ammónium-mentesítés – törésponti klórozás klórgázzal

aktívszén szűrés

egyéb:

Vízfertőtlenítés van: igen/nem

Ha van, az alkalmazott fertőtlenítési technológia, fertőtlenítőszer:

Minta megnevezése (pontos cím):

Minta típusa:

1..... nyersvíz/kevert víz:
„kezelés előtt”

2,..... hálózatra kimenő:
„kimenő”

(a minta megnevezését a mintavételi edényen egyértelműen jelezni kell)

Vizsgálendő paraméterek: fémek, félfémek

Mintavételi edényzet: 50ml-es műanyag centrifugacső, csavaros kupakkal

Mintavétel módja: kifolyatott minta, égetés nélkül, öblítés nélkül, legalább 40 ml, nem kell légmentesen

Minta tárolás: hűtve (1-5°C), salétromsavval pH 2 alatt (kb. 1 ml 1:1 hígítású salétromsav 50 ml mintához)

Mintavételi körülmények:

Mintavevő(k) vagy megbízó aláírása:

3. Melléklet – A felméréseket összehasonlító vizsgálat páros t-próbáinak eredményei

Vizsgált elem	n	Előzetes felmérés Átlag±SD	Részletes felmérés Átlag±SD	p-érték
Li	2939	14,9±22,3	16,5±25,4	0,000000
B	2677	74,5±150,2	77,6±135,3	0,075018
Na	2979	36,8±45,8	33,8±35,5	0,000000
Mg	2977	24,7±13,9	24,6±24,6	0,844727
K	2948	2,3±1,9	2,3±2,2	0,236158
Ca	2979	68,3±29,6	67,5±30,2	0,002449
V	2785	0,83±0,58	0,79±0,55	0,000008
Co	2973	0,71±0,12	0,71±0,04	0,098189
Zn	2427	115,7±358,8	34,1±152,3	0,000000
Se	2663	0,79±0,57	0,84±0,74	0,000004
U	2818	1,6±2,0	1,6±2,1	0,294515

szignifikáns különbség félkövérrel jelölve; SD: szórás

4. Melléklet – A felméréseket összehasonlító vizsgálatba bevont településekre vonatkoztatott eredmények leíró statisztikai eredményei

Vizsgált elem	Esetszám	Minimum	Alsó kvartilis	Átlag	SD	Medián	Felső kvartilis	Maximum
Li 1 [µg/l]	3132	<LOQ	3,9	14	22	8,8	16	303
Li 2 [µg/l]	2944	<LOQ	4,5	16	25	9,5	17	269
B 1 [µg/l]	2870	<LOQ	21	75	152	33	61	2328
B 2 [µg/l]	2682	<LOQ	16	78	135	31	70	1495
Na 1 [mg/l]	3172	<LOQ	13	37	46	21	41	370
Na 2 [mg/l]	2984	1,1	12	34	35	21	43	313
Mg 1 [mg/l]	3170	0,62	14	25	14	22	35	82
Mg 2 [mg/l]	2982	0,55	14	25	14	22	35	90
K 1 [mg/l]	3141	<LOQ	1,2	2,3	1,9	1,6	2,7	29
K 2 [mg/l]	2953	<LOQ	1,2	2,3	2,2	1,6	2,7	67
Ca 1 [mg/l]	3172	2,7	47	68	29	68	89	189
Ca 2 [mg/l]	2984	2,7	46	67	30	68	89	174
V 1 [µg/l]	2978	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,64	<LOQ	<LOQ	14
V 2 [µg/l]	2790	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,55	<LOQ	<LOQ	13
Co 1 [µg/l]	3166	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,12	<LOQ	<LOQ	4,1
Co 2 [µg/l]	2978	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,04	<LOQ	<LOQ	2,2
Zn 1 [µg/l]	2620	<LOQ	<LOQ	112	349	15	71	4771
Zn 2 [µg/l]	2432	<LOQ	<LOQ	34	152	<LOQ	22	3100
Se 1 [µg/l]	2856	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,55	<LOQ	<LOQ	22
Se 2 [µg/l]	2668	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,74	<LOQ	<LOQ	26
U 1 [µg/l]	3011	<LOQ	<LOQ	1,6	2,0	<LOQ	2,0	32
U 2 [µg/l]	2823	<LOQ	<LOQ	1,6	2,1	<LOQ	1,8	28

1: előzetes felmérés; 2: részletes felmérés; SD: szórás

5. Melléklet: A vízkezelés hatásának vizsgálatának leíró statisztikai eredményei

Vizsgált elem	Esetszám	Minimum	Alsó kvartilis	Átlag	SD	Medián	Felső kvartilis	Maximum
Li KE [µg/l]	941	1,2	5,2	17,19	27	10,49	17	265
Li KU [µg/l]	941	<LOQ	5,1	17,17	27	10,31	17	269
Li elt [%]	941	-757	-3,7	-1,15	29	0,04	3,7	92
Li dif [µg/l]	941	-46	-0,35	0,02	4,7	0,01	0,38	94
B KE [µg/l]	825	10	18	104,55	199	34,17	86	2573
B KU [µg/l]	825	<LOQ	19	104,72	199	34,74	86	2819
B elt [%]	825	-480	-5,2	-1,13	26	0,34	6,1	78
B dif [µg/l]	825	-283	-2,3	-0,16	38	0,08	2,5	810
Na KE [mg/l]	960	1,2	16	42,51	41	27,18	54	252
Na KU [mg/l]	960	1,1	17	43,26	41	27,79	54	254
Na elt [%]	960	-246	-6,2	-4,90	21	-1,66	1,6	86
Na dif [mg/l]	960	-51	-1,9	-0,75	7,6	-0,36	0,44	62
Mg KE [mg/l]	961	0,60	14	24,71	14	22,47	34	100
Mg KU mg/l]	961	0,62	14	24,61	14	22,38	34	83
Mg elt [%]	961	-188	-2,1	-0,65	13	-0,05	2,7	69
Mg dif [mg/l]	961	-19	-0,45	0,10	2,8	-0,01	0,46	30
K KE [mg/l]	949	0,52	1,1	1,93	2,0	1,45	2,0	32
K KU [mg/l]	949	0,52	1,2	2,07	2,9	1,53	2,1	67
K elt [%]	949	-3265	-8,3	-10,19	108	-1,09	1,4	66
K dif [mg/l]	949	-65	-0,13	-0,14	2,1	-0,02	0,02	5
Ca KE [mg/l]	961	2,5	41	64,15	32	63,09	86	174
Ca KU [mg/l]	961	2,7	41	63,91	32	62,79	86	174
Ca elt [%]	961	-185	-1,7	-0,44	15	0,26	2,3	69
Ca dif [mg/l]	961	-101	-0,94	0,24	7,2	0,12	1,33	59
Ti KE [µg/l]	665	1,0	2,6	11,40	15	5,12	9,4	83
Ti KU [µg/l]	665	<LOQ	2,1	10,74	15	4,57	8,8	70
Ti elt [%]	665	-378	-4,6	6,00	32	1,31	11	99
Ti dif [µg/l]	665	-19	-0,26	0,66	4,1	0,09	0,56	66
V KE [µg/l]	70	1,0	1,3	2,70	2,7	1,68	2,9	17
V KU [µg/l]	70	<LOQ	<LOQ	2,12	2,3	1,17	2,3	13
V elt [%]	70	-646	1,5	16,14	85	14,80	52	86
V dif [µg/l]	70	-7,2	0,05	0,58	1,7	0,30	0,88	11
Co KE [µg/l]	11	1,0	1,2	3,44	3,8	1,64	4,3	11
Co KU [µg/l]	11	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0	<LOQ	<LOQ	<LOQ
Co elt [%]	11	32	40	60,17	23	56,77	83	94
Co dif [µg/l]	11	0,33	0,46	2,73	3,8	0,93	3,6	11
Se KE [µg/l]	128	1,0	1,1	1,49	0,71	1,25	1,5	4,8
Se KU [µg/l]	128	<LOQ	1,1	1,42	0,75	1,20	1,4	5,0
Se elt [%]	128	-86	-4,3	3,70	21	1,30	8,7	82
Se dif [µg/l]	128	-1,1	-0,06	0,07	0,44	0,02	0,14	3,3
Sr KE [µg/l]	961	21	244	449,25	357	373,02	520	3308
Sr KU [µg/l]	961	21	238	446,75	361	371,73	512	3322
Sr elt [%]	961	-111	-1,9	0,26	11	0,44	3,0	81

Sr dif [µg/l]	961	-503	-6,9	2,51	49	1,40	11	364
Mo KE [µg/l]	413	1,0	1,3	5,05	11	1,99	3,8	103
Mo KU [µg/l]	413	<LOQ	1,3	4,71	10	1,91	3,7	101
Mo elt [%]	413	-249	-2,4	4,86	24	1,51	7,8	99
Mo dif [µg/l]	413	-7,1	-0,05	0,34	4,1	0,03	0,25	79
Ba KE [µg/l]	948	11	65	130,34	82	121,55	178	551
Ba KU [µg/l]	948	<LOQ	54	114,75	74	101,94	162	419
Ba elt [%]	948	-954	0,71	9,36	41	6,70	20	94
Ba dif [µg/l]	948	-181	0,51	15,60	31	7,70	23	333
U KE [µg/l]	206	1,00	1,6	3,52	3,3	2,27	4,1	26
U KU [µg/l]	206	<LOQ	1,5	3,20	2,8	2,26	3,7	19
U elt [%]	206	-108	-1,9	3,03	25	0,66	5,3	76
U dif [µg/l]	206	-6,3	-0,04	0,33	1,6	0,02	0,16	11

KE: kezelés előtti koncentráció; **KU:** kezelés utáni koncentráció; **elt:** eltávolítási hatások; **dif:** KE és KU koncentrációk különbsége; **SD:** szórás

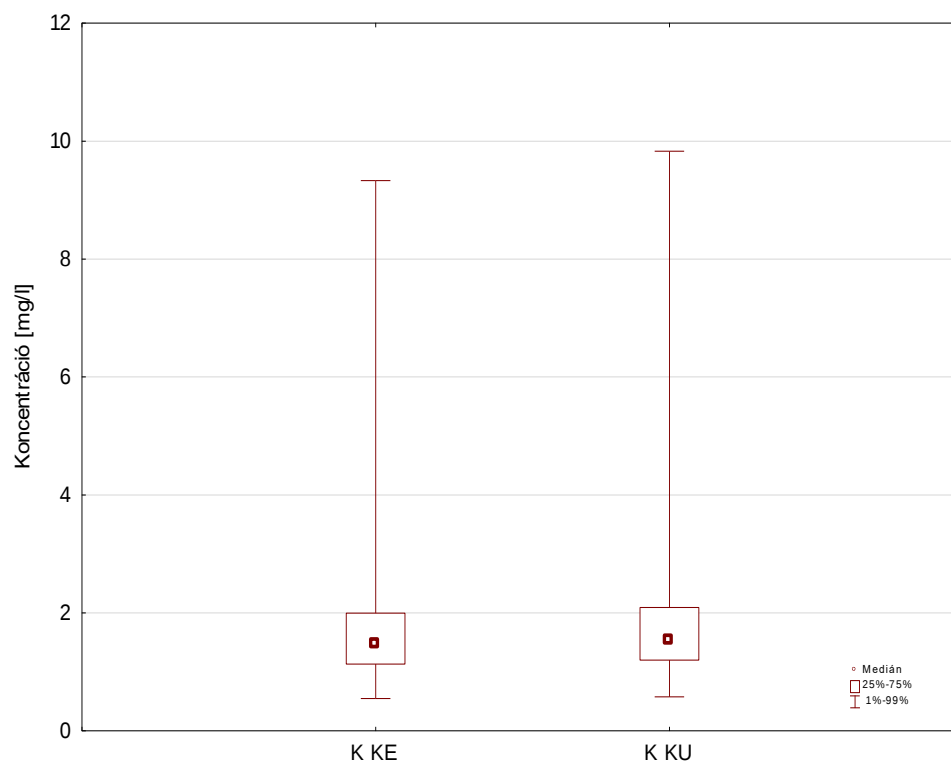
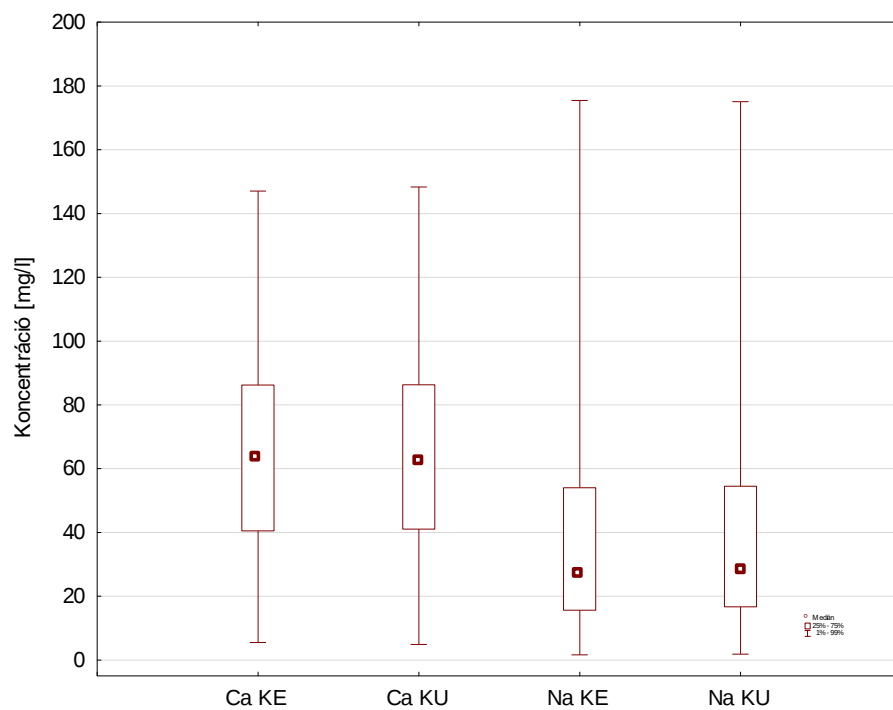
6. Melléklet: Kezelés előtti és kezelés utáni eredmények összehasonlításának eredményei technológiai csoportosítás nélkül

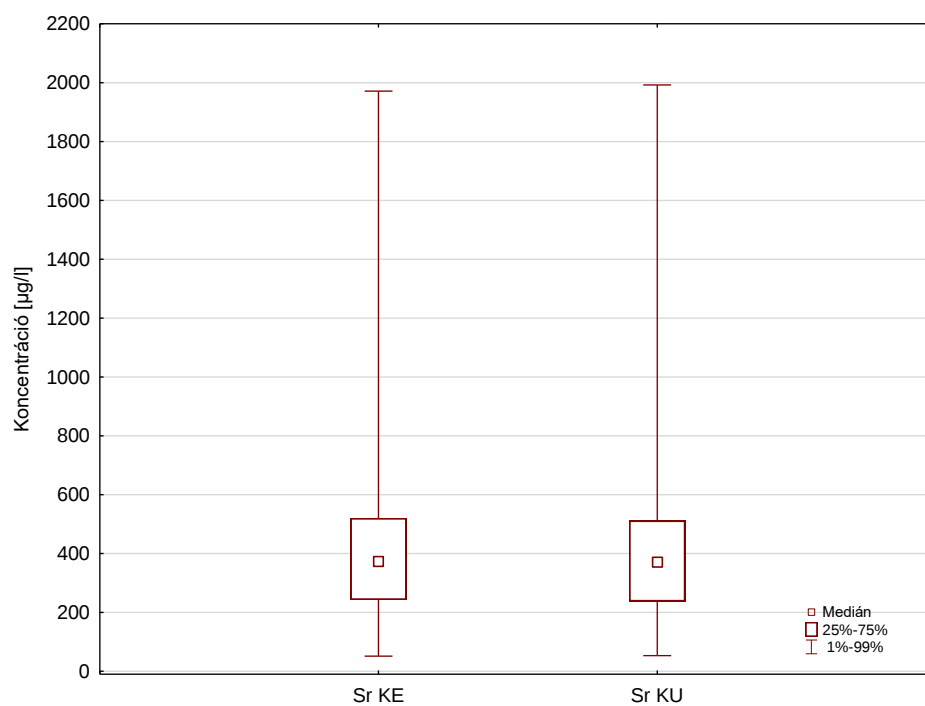
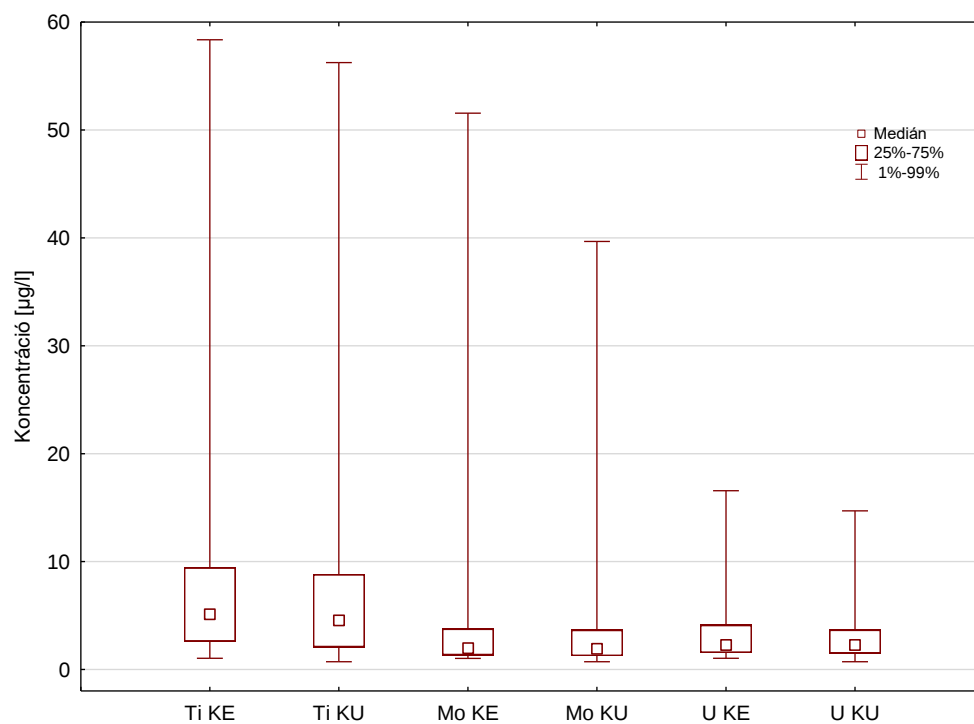
Vizsgált elem	Esetszám	Előjel próba	Wilcoxon-teszt	Páros-t próba
Li	941	0,870454	0,804869	0,871038
B	825	0,825	0,584547	0,902027
Na	960	0,000000	0,000000	0,002379
Mg	961	0,517950	0,998927	0,295951
K	949	0,000000	0,000000	0,037404
Ca	961	0,000886	0,017017	0,298131
Ti	665	0,000267	0,000000	0,000039
V	70	0,000000	0,000000	0,005532
Se	128	0,063431	0,033697	0,087862
Sr	961	0,000794	0,000978	0,109721
Mo	413	0,000004	0,000000	0,089488
Ba	948	0,000000	0,000000	0,000000
U	206	0,011925	0,004130	0,004780

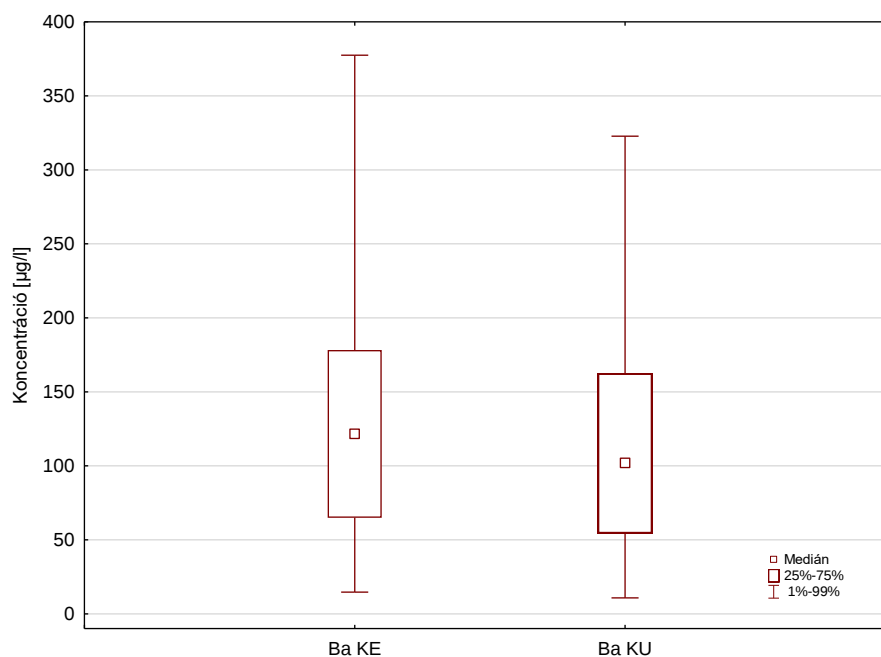
szignifikáns különbség félkövérrel jelölve

7. Melléklet: Kezelés előtti és kezelés utáni koncentrációkat összehasonlító boxplot ábrák

(KE: kezelés előtt, KU: kezelés után, ◻: medián, téglalap: az alsó és felső kvartiliseket, whiskers: 1 és 9 percentilisek)







8. melléklet: Vízkezelő technológiák részletes kategorizálásának szempontjai és a hozzá tartozó esetszámok

Oxidáció és szűrés	Ammónium eltávolítás	Utószűrés	Esetszámok (n)
levegős oxidáció és szűrés	biológiai ammóniummentesítés	van	2
		nincs	59
	törésponti klórozás	van	19
		nincs	3
	nincs	van	7
		nincs	146
káliumpermanganátos oxidáció és szűrés	biológiai ammóniummentesítés	van	4
		nincs	35
	törésponti klórozás	van	70
		nincs	4
	nincs	van	14
		nincs	148
klóros oxidáció és szűrés	biológiai ammóniummentesítés	van	0
		nincs	3
	törésponti klórozás	van	100
		nincs	2
	nincs	van	2
		nincs	56
klóros és káliumpermanganátos oxidáció és szűrés	biológiai ammóniummentesítés	van	0
		nincs	0
	törésponti klórozás	van	7
		nincs	0

szűrés oxidálószer nélkül	nincs	van	1
		nincs	14
	biológiai ammóniummentesítés	van	1
		nincs	2
	törésponti klórozás	van	23
		nincs	2
nincs oxidáció és szűrés se	nincs	van	2
		nincs	35
	biológiai ammóniummentesítés	van	0
		nincs	2
	törésponti klórozás	van	5
		nincs	5
	nincs	van	0
		nincs	188

9. melléklet – Kezelés előtti (KE) és kezelés utáni (KU) koncentrációk összehasonlítása vízkezelési kategóriák szerint (szignifikáns különbség félkövérrel jelölve; né: nem értékelt, n<30)

Lítium		Statisztikai próba p-értéke			Bór		Statisztikai próba p-értéke		
Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon	Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon
I.	57	0,3860	0,4268	0,6824	I.	59	0,3896	0,6025	0,5065
II.	141	0,8738	1,0000	0,9246	II.	109	0,1948	0,7016	0,7867
III.	35	0,1385	0,3105	0,1449	III.	35	0,0964	0,1763	0,1236
IV.	71	0,1988	0,0576	0,0462	IV.	69	0,5926	0,4701	0,9642
V.	148	0,1060	0,2176	0,3698	V.	116	0,6668	0,4034	0,5968
VI.	98	0,5591	0,1297	0,2169	VI.	97	0,1998	1,0000	0,8728
VII.	56	0,2969	0,6885	0,0383	VII.	42	0,6143	0,7715	0,3263
VIII.	35	0,2419	0,7353	0,3677	VIII.	32	0,5618	0,8597	0,7224
IX.	180	0,2805	0,4548	0,4282	IX.	149	0,4584	0,3256	0,3891

Magnézium		Statisztikai próba p-értéke			Kálium		Statisztikai próba p-értéke		
Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon	Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon
I.	59	0,0129	0,1930	0,0174	I.	59	0,0749	0,1182	0,0151
II.	146	0,7399	0,9340	0,6163	II.	146	0,9709	1,0000	0,4315
III.	35	0,2246	0,3105	0,2318	III.	35	0,0001	0,0000	0,0000
IV.	71	0,4852	0,8124	0,3869	IV.	71	0,0009	0,0000	0,0000
V.	148	0,0309	0,4095	0,1252	V.	148	0,0000	0,0000	0,0000
VI.	100	0,4676	0,8407	0,6677	VI.	100	0,0974	0,0069	0,0181

VII.	56	0,3002	0,2807	0,8276	VII.	56	0,5719	0,1272	0,1489
VIII.	35	0,6000	0,0180	0,0716	VIII.	35	0,3127	0,2159	0,0541
IX.	188	0,9633	1,0000	0,8927	IX.	179	0,1042	1,0000	0,5433

Kalcium		Statisztikai próba p-értéke			Titán		Statisztikai próba p-értéke		
Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon	Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon
I.	59	0,0194	0,0684	0,0178	I.	44	0,1774	0,2913	0,3445
II.	146	0,9709	0,0463	0,0924	II.	95	0,3431	0,6815	0,9512
III.	35	0,5383	0,0910	0,0390	III.	26	né	né	né
IV.	71	0,9353	0,0966	0,3386	IV.	47	0,0634	1,0000	0,3684
V.	148	0,4025	0,1623	0,1924	V.	101	0,0691	0,0053	0,0103
VI.	100	0,0974	0,7642	0,9342	VI.	61	0,1420	0,1244	0,0556
VII.	56	0,0701	0,2291	0,1443	VII.	44	0,4769	0,8802	0,6787
VIII.	35	0,9399	0,0910	0,0294	VIII.	32	0,3921	0,3768	0,5621
IX.	188	0,1594	0,1256	0,2054	IX.	126	0,0148	0,2468	0,0753

Vanádium		Statisztikai próba p-értéke			Szelén		Statisztikai próba p-értéke		
Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon	Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon
I.	0	né	né	né	I.	10	né	né	né
II.	4	né	né	né	II.	7	né	né	né
III.	0	né	né	né	III.	8	né	né	né
IV.	2	né	né	né	IV.	3	né	né	né
V.	7	né	né	né	V.	14	né	né	né
VI.	2	né	né	né	VI.	16	né	né	né
VII.	1	né	né	né	VII.	11	né	né	né
VIII.	1	né	né	né	VIII.	5	né	né	né
IX.	43	0,051	0,000	0,000	IX.	47	0,383	0,770	0,688

Stroncium		Statistikai próba p-értéke			Molibdén		Statistikai próba p-értéke		
Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon	Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon
I.	59	0,0178	0,6025	0,1063	I.	26	né	né	né
II.	146	0,7198	0,8039	0,6924	II.	49	0,8064	0,0101	0,0078
III.	35	0,0610	0,0023	0,0014	III.	20	né	né	né
IV.	71	0,2270	0,0001	0,0052	IV.	36	0,0700	0,1336	0,0443
V.	148	0,7104	0,0067	0,1187	V.	52	0,0911	0,0005	0,0009
VI.	100	0,5175	0,4839	0,6875	VI.	45	0,0382	0,0171	0,0281
VII.	56	0,2036	0,8937	0,2467	VII.	21	né	né	né
VIII.	35	0,3625	0,3105	0,2072	VIII.	10	né	né	né
IX.	188	0,1274	0,6097	0,4764	IX.	82	0,2458	0,9121	0,4895

Bárium		Statistikai próba p-értéke			Nátrium		Statistikai próba p-értéke		
Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon	Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon
I.	59	0,0000	0,0000	0,0000	a.	55	0,1808	0,0030	0,0022
II.	144	0,0000	0,0000	0,0000	b.	42	0,0873	0,0012	0,0015
III.	35	0,0000	0,0000	0,0000	c.	46	0,0000	0,0000	0,0000
IV.	71	0,0000	0,0000	0,0000	d.	105	0,0647	0,0000	0,0000
V.	148	0,0000	0,0000	0,0000	e.	43	0,2313	0,2225	0,0580
VI.	100	0,0382	0,0000	0,0000	f.	38	0,3406	0,8711	0,9019
VII.	56	0,0445	0,0008	0,0007	g.	71	0,0541	0,0422	0,0130
VIII.	35	0,0019	0,0068	0,0001	h.	75	0,4981	0,2482	0,1842
IX.	180	0,0232	0,0307	0,0245	i.	146	0,9896	0,1158	0,0346
					j.	42	0,7769	0,0449	0,1256

Urán		Statistikai próba p-értéke		
Vízkezelési kategória	Esetszám	páros t	Sign	Wilcoxon
I.	3	né	né	né
II.	24	né	né	né
III.	0	né	né	né
IV.	3	né	né	né
V.	29	né	né	né
VI.	5	né	né	né
VII.	15	né	né	né
VIII.	8	né	né	né
IX.	103	0,1891	0,1980	0,1516
U I.	103	0,0119	0,0302	0,0108
U N.	103	0,1891	0,1980	0,1516

10. melléklet: Vízkezelő technológiák részletes kategorizálásának szempontjai a nátrium esetében és a hozzá tartozó esteszámok

Oxidáció és szűrés	Ammónium eltávolítás	Utószűrés	Fertőtlenítés	Esteszám
nátrium-hipokloritos oxidáció és szűrés	biológiai ammóniummentesítés	van	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	0
		nincs	hipóval	1
			nincs vagy nem hipóval	1
	törésponti klórozás hipóval	van	hipóval	55
			nincs vagy nem hipóval	8
		nincs	hipóval	1
			nincs vagy nem hipóval	0
	törésponti klórozás klórgázzal	van	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	3
		nincs	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	0
	nincs	van	hipóval	2
			nincs vagy nem hipóval	0
		nincs	hipóval	42
			nincs vagy nem hipóval	8
nem nátrium-hipokloritos klóros oxidáció és szűrés	biológiai ammóniummentesítés	van	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	0
		nincs	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	1
	törésponti klórozás hipóval	van	hipóval	4
			nincs vagy nem hipóval	0
		nincs	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	0
	törésponti klórozás klórgázzal	van	hipóval	4
			nincs vagy nem hipóval	28
		nincs	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	1
	nincs	van	hipóval	0
			nincs vagy nemhipóval	0
		nincs	hipóval	2
			nincs vagy nem hipóval	0
káliumpermanganátos (KMnO ₄) oxidáció és szűrés	biológiai ammóniummentesítés	van	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	4
		nincs	hipóval	12

			nincs vagy nem hipóval	23
levegős oxidáció és szűrés	törésponti klórozás hipóval	van	hipóval	46
			nincs vagy nem hipóval	4
		nincs	hipóval	4
			nincs vagy nem hipóval	0
	törésponti klórozás klórgázzal	van	hipóval	5
			nincs vagy nem hipóval	16
		nincs	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	0
	nincs	van	hipóval	5
			nincs vagy nem hipóval	8
		nincs	hipóval	105
			nincs vagy nem hipóval	43
levegős oxidáció és szűrés	biológiai ammóniummentesítés	van	hipóval	1
			nincs vagy nem hipóval	1
		nincs	hipóval	38
			nincs vagy nem hipóval	21
	törésponti klórozás hipóval	van	hipóval	7
			nincs vagy nem hipóval	1
		nincs	hipóval	1
			nincs vagy nem hipóval	0
	törésponti klórozás klórgázzal	van	hipóval	5
			nincs vagy nem hipóval	6
		nincs	hipóval	1
			nincs vagy nem hipóval	2
	nincs	van	hipóval	6
			nincs vagy nem hipóval	1
		nincs	hipóval	71
			nincs vagy nem hipóval	75
nincs oxidáció és szűrés se	biológiai ammóniummentesítés	van	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	0
		nincs	hipóval	1
			nincs vagy nem hipóval	1
	törésponti klórozás hipóval	van	hipóval	2
			nincs vagy nem hipóval	2
		nincs	hipóval	2
			nincs vagy nem hipóval	0
	törésponti klórozás klórgázzal	van	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	1
		nincs	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	3
	nincs	van	hipóval	0
			nincs vagy nem hipóval	0
		nincs	hipóval	146
			nincs vagy nem hipóval	42
szűrés oxidálószer nélkül	biológiai ammóniummentesítés	van	hipóval	1
			nincs vagy nem hipóval	0
		nincs	hipóval	2

				nincs vagy nem hipóval	0	
törésponti klórozás hipóval				van	hipóval	9
				nincs	nincs vagy nem hipóval	1
				nincs	hipóval	1
					nincs vagy nem hipóval	0
törésponti klórozás				van	hipóval	2
klórgázzal					nincs vagy nem hipóval	11
				nincs	hipóval	0
					nincs vagy nem hipóval	1
nincs				van	hipóval	2
					nincs vagy nem hipóval	0
				nincs	hipóval	25
					nincs vagy nem hipóval	10
nem hipós klóros és káliumpermanganátos oxidáció és szűrés	és biológiai ammóniummentesítés			van	hipóval	0
					nincs vagy nem hipóval	0
				nincs	hipóval	0
					nincs vagy nem hipóval	0
	törésponti klórozás hipóval			van	hipóval	2
					nincs vagy nem hipóval	1
				nincs	hipóval	0
					nincs vagy nem hipóval	0
	törésponti klórozás			van	hipóval	0
	klórgázzal				nincs vagy nem hipóval	3
				nincs	hipóval	0
					nincs vagy nem hipóval	0
	nincs			van	hipóval	0
					nincs vagy nem hipóval	1
				nincs	hipóval	8
				nincs vagy nem hipóval	3	

11. Melléklet: Indikatív dózis meghatározásának alternatív képletei
(„Módszertani Útmutató az ivóvizek radiológiai paramétereinek vizsgálatához és értékeléséhez” c. dokumentum 2. és 3. képlete)

A számítás eredménye egyik képlet esetében sem az indikatív dózis értékét, hanem annak a 10-szeresét adja, az egyenlőtlenség teljesülését kell figyelembe venni!

$$\frac{c_{U-238}(obs)}{3,0 \text{ Bq/l}} + \frac{c_{U-234}(obs)}{2,8 \text{ Bq/l}} + \frac{\Sigma\alpha - (c_{U-238}(obs) + c_{U-234}(obs))}{0,1 \text{ Bq/l}} \leq 1$$

2. képlet: Az U-238, az U-234 és az összesalfa-aktivitáskoncentrációk meghatározásán alapuló indikatív dózis-bebecslés képlete

$c_{U-238}(obs)$ = az U-238 megfigyelt aktivitáskoncentrációja (Bq/l)

$c_{U-234}(obs)$ = az U-234 megfigyelt aktivitáskoncentrációja (Bq/l)

$\Sigma\alpha$ = összesalfa-aktivitáskoncentráció (Bq/l)

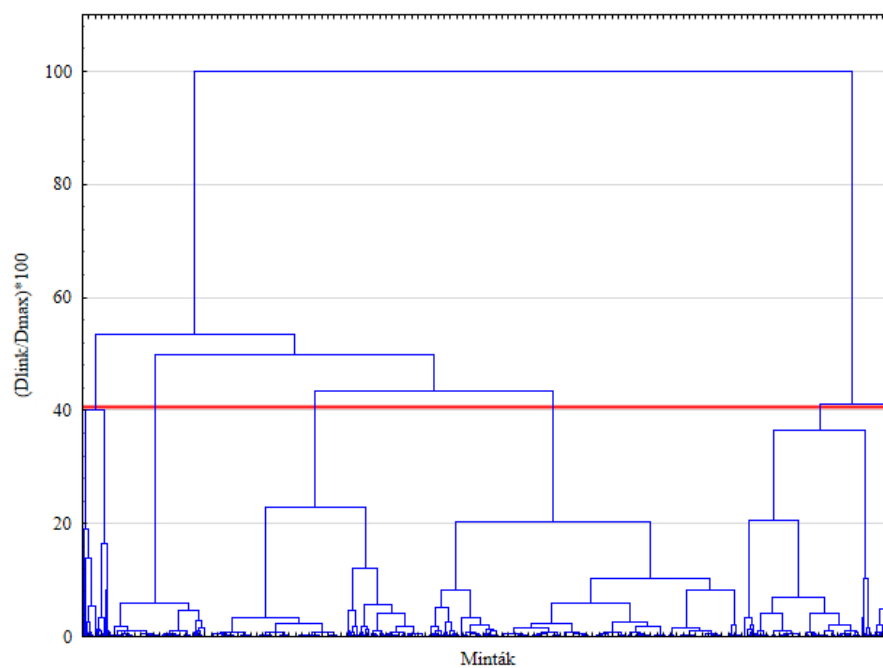
$$\frac{c_U(mért) \cdot 0,0124 \text{ Bq} / \mu\text{g}}{3,0 \text{ Bq/l}} + \frac{c_U(mért) \cdot 0,0124 \text{ Bq} / \mu\text{g}}{2,8 \text{ Bq/l}} + \frac{\Sigma\alpha - 2 \cdot (c_U(mért) \cdot 0,0124 \text{ Bq} / \mu\text{g})}{0,1 \text{ Bq/l}} \leq 1$$

3. képlet: Az urán kémiai módszerrel történő mérésén és az összesalfa-aktivitáskoncentráció meghatározásán alapuló indikatív dózis-bebecslés képlete

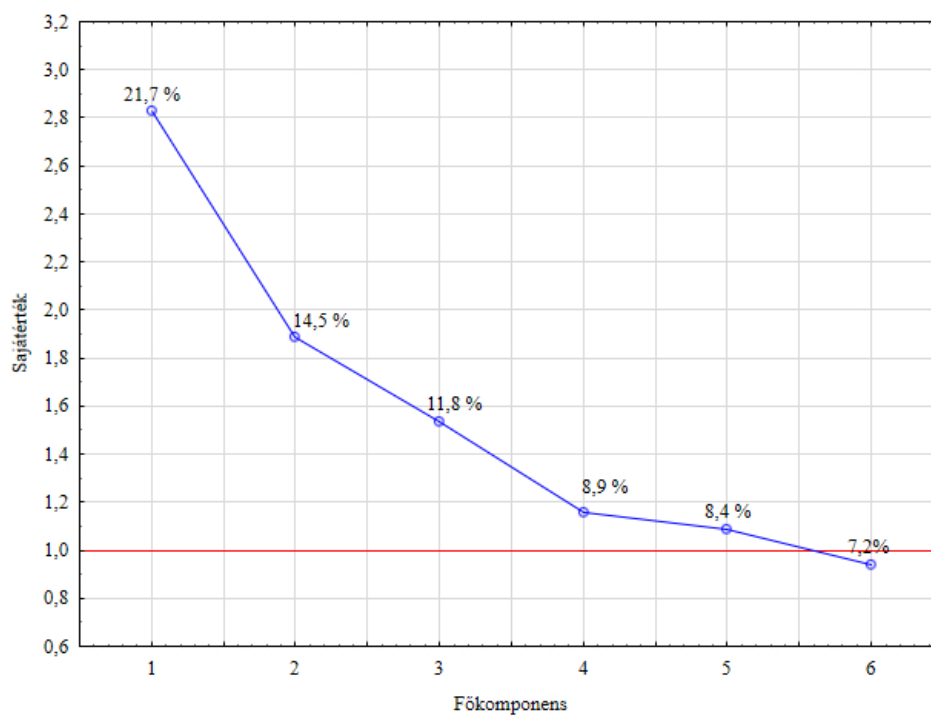
$c_U(mért)$ = összes urán koncentráció ($\mu\text{g/l}$)

$\Sigma\alpha$ = összesalfa-aktivitáskoncentráció (Bq/l)

12. Melléklet: A hierarchikus klaszter analízis dendogramja



13. Melléklet: A főkomponens analízis sajátértékei és a teljes varianciából megmagyarázott aránya



14. Melléklet: Litium egészséghatás vizsgálat regressziós modelleinek eredményei a nők (M1. táblázat) és a teljes populáció (M2. táblázat) esetében

***M1. táblázat** Regressziós modellvizsgálatok eredményei a nők esetében*

Változó	OLS	ML-Lag	STSLS
	Koefficiens (SE)	Koefficiens (SE)	Koefficiens (SE)
Lítium	-0.046 (0.028)	-0.019 (0.025)	-0,019 (0,029)
INC	-0.694*** (0.101)	-0.418*** (0.099)	-0,367** (0,123)
REL	-0.019*** (0.002)	-0.012*** (0.002)	-0,010*** (0,003)
ALC	-0.069 (0.081)	-0.021 (0.072)	-0,008 (0,087)
ρ		0.484***	0,610*** (0,144)
Modell diagnosztika			
Kondíció szám	13.76		
Breusch-Pagan teszt	20.173***	26.307	
Jarque-Bera teszt	3.866	15.071	
Moran-féle I teszt	0.251	-0,042	
Kiigazított r^2 / pszeudó r^2	0.3065	0.4292	
AIC	144.91	112.58	
LM Tests			
LM _{err}	32.343***		
LM _{lag}	42.938***		
RLM _{err}	0.197		
RLM _{lag}	10.791**		

***p-érték: < 0.001, **p-érték: < 0.01, *p-érték: < 0.05; (R)LM_(err/lag): (Robusztus) Lagrange multiplikátor teszt (hiba/err és késleltetés/lag); AIC: Akaike információs kritérium; ρ : Térbeli autoregresszív paraméter; OLS: Ordinary Least Square regresszió; ML-Lag: Maximum Likelihood Spatial Lag regresszió; STSLS: Spatial Two-Stage Least Squares regresszió, SE: standard hiba

M2. táblázat Regressziós modellvizsgálatok eredményei a teljes populáció esetében

Változó	OLS	ML-Lag	STSLS
	Koefficiens (SE)	Koefficiens (SE)	Koefficiens (SE)
Lítium	-0.040* (0.017)	-0.020 (0.013)	-0.027* (0.013)
INC	-1.017*** (0.059)	-0.531*** (0.067)	-0.629*** (0.076)
REL	-0.011*** (0.001)	-0.006*** (0.001)	-0.007*** (0.001)
ALC	-0.060 (0.057)	0.031 (0.044)	-0.029 (0.055)
ρ		0.590***	0.483*** (0.079)
Modell diagnosztika			
Kondíció szám	12.5321		
Breusch-Pagan teszt	20.262***	19.871***	
Jarque-Bera teszt	2.8908	23.636***	
Moran-féle I teszt	0.3736***	0.018	
Kiigazított r^2 / pszeudó r^2	0.5975	0.73969	
AIC	-62.6048	-142.39	
LM Tests			
LM _{err}	71.507***		
LM _{lag}	86.051***		
RLM _{err}	6.2655*		
RLM _{lag}	20.809***		

***p-érték: < 0.001, **p-érték: < 0.01, *p-érték: < 0.05; (R)LM_(err/lag): (Robusztus) Lagrange multiplikátor teszt (hiba/err és késleltetés/lag); AIC: Akaike információs kritérium; ρ : Térbeli autoregresszív paraméter; OLS: Ordinary Least Square regresszió; ML-Lag: Maximum Likelihood Spatial Lag regresszió; STSLS: Spatial Two-Stage Least Squares regresszió, SE: standard hiba

15. Melléklet: A települési szolgáltatott ivóvíz elemtartalma a bór, kalcium, magnézium, molibdén, nátrium, kálium, lítium, stroncium, titán és urán esetében (fentről lefelé)

