

Radionuklid vizsgálat a Tass, Gudmon-foki parti szűrésű regionális vízbázis kútjaiban

Készítette: Mezei Máté Márk

Másodéves geológus mesterszakos hallgató

Geológus Tudományos Diákköri Konferencia

Témavezetők: Erőss Anita, Baják Petra

Konzulens: Csiszár Endre



ELTE
EÖTVÖS LORÁND
TUDOMÁNYEGYETEM

Eötvös Loránd Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Földrajz- és Földtudomány Intézet

Általános és Alkalmazott Földtani Tanszék

Budapest, 2022

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés.....	3
2. Felszínalatti vizek radioaktivitásának elméleti háttere.....	4
3. Tass, Gudmon-foki partiszűrő vízrendszer jellemzése.....	6
3.1. Parti szűrő rendszerek.....	6
3.2. A vízrendszer történetének bemutatása.....	7
3.3. A vízrendszer földtani felépítése.....	10
4. Anyag és módszer.....	14
5. Eredmények bemutatása.....	17
5.1. A 2022. július 27-i mintavétel eredményei.....	17
5.1.1. Terepi és általános vízkémiai mérések eredményei.....	17
5.1.2. A radionuklid mérések eredményei.....	19
5.2. A 2022. október 25-i mintavétel eredményei.....	20
5.2.1. Terepi és általános vízkémiai mérések eredményei.....	20
5.2.2. A radionuklid mérések eredményei.....	23
6. Eredmények értékelése.....	24
7. Diskusszió.....	28
8. Összefoglalás.....	30
9. Köszönetnyilvánítás.....	31
10. Mellékletek.....	32
11. Irodalomjegyzék.....	35

1. Bevezetés

Az egész Földre ható negatív kényszerek (túlnépesedés, éghajlatváltozás, környezetszennyezés) alakulása miatt, a jövőben alapvető problémává válhat egy-egy térség megfelelő mennyiségű és minőségű ivóvízellátása. Emiatt egyre nagyobb hangsúlyt kap az ivóvizet biztosító területek kutatása, valamint a már üzemelő vízbázisok vizsgálata a globális változások hatásainak szempontjából. Európában, az ivóvízellátás jelentős részét, mintegy háromnegyedét a felszínalatti vízkészlet adja (EC 2008), míg ez az érték hazánkban – a partiszűrészű rendszereket is ideszámítva – majdnem eléri a 100%-ot (Nemzeti Vízstratégia 2017). A globális változásoknak köszönhetően a felszínalatti víz vízellátásban betöltött szerepe tovább nő. Csak a közelmúltban kapott több figyelmet a felszínalatti vizek természetes radioaktivitása, mely a fogyasztóra nézve hordozhat kockázatokat (Chau et al. 2011). Az Egészségügyi Világszervezet (WHO) indítványozása alapján az Európai Unió elkészítette az 2013/51/Euratom irányelvet, mely leírja az ivóvizek radiológiai szempontú ellenőrzését is. Magyarországon a 201/2001 (X.25) Kormányrendelet szabályozza a fogyasztókhoz kerülő víz vizsgálatát és minőségi paramétereit. A rendelet 2015-ben bekövetkezett 313/2015 (X.28) számú módosítása, kiegészítése már tartalmazza az ivóvíz természetes radioaktivitásának monitorozását a trícium, radon koncentrációk és az indikatív dózis számszerűsítéseként. Az indikatív dózis nem más, mint az ivóvízben kimutatott természetes és mesterséges eredetű radionuklidok effektív dózisa, a rövid felezési idejű izotópok (^3H , ^{40}K és a radon) bomlástermékeinek kivételével. A mesterséges eredettel bíró radioaktív izotópok is fontos információt hordozhatnak, főleg uránérc bánya, izotóplabor, radioaktív hulladéklerakó, atomreaktor közelében vizsgálják koncentrációjukat a felszínalatti vizekben (Bufa-Dörr et al. 2022). Ebben a dolgozatban azonban a felszínalatti vizekben megtalálható természetes eredetű radioizotópokkal foglalkozom.

A Tass, Gudmon-foki regionális vízbázis egy partiszűrészű kútsorból áll. 2021.08.30-án, 09.21-én és 2022.02.28-án a vízbázis termelő kútjaiban összesalfa- és összesbéta-aktivitást mértek a Duna középvízi állásakor (91,66, 91,94 és 92,63 mBf abszolút vízállásnál). Az összesbéta-aktivitás minden kútban határértéken aluli maradt (0,09 Bq/l és 0,26 Bq/l). Az összesalfa-aktivitás esetén is a kutak többségében az eredmények a parametrikus érték (0,1 Bq/l) alatt maradtak (0,04–0,06 Bq/l), azonban a T-14 termelőkút esetén pontosan a határértékkel (0,1 Bq/l) egyező koncentrációt mértek, sőt a T-6 kút 0,11 Bq/l értékkel meg is haladta a határértéket. Az előzetes eredmények tehát azt mutatják, hogy nem zárható ki a 0,1 mSv-nél

nagyobb indikatív dózis, így nuklidszelektív felmérés szükséges a pontos érték és a megemelkedett aktivitásért felelős nuklid(ok) meghatározására, felderítésére. Ez egy költséges vizsgálat, és az értékek közlésén kívül nem ad magyarázatot arra, hogy mi ezeknek a természetes radioaktív izotópoknak az eredete, ami szükség esetén a legmegfelelőbb beavatkozási technológia kiválasztását nehezíti. Hazánkban az elmúlt évtizedben több munka is tárgyalta a felszínalatti vizekben és forrásokban megtalálható természetes eredetű radionuklidokat (Jobbágy et al. 2010; Eröss et al. 2012; 2015 és 2018; Kovács-Bodor et al. 2019; Baják et al. 2022a és 2022b), viszont partiszűrészű vízbázisok vizsgálatával egyedül Csondor és munkatársai foglalkoztak (Csondor et al. 2020). A kutatásuk legfontosabb megállapítása, hogy az aktivitáskoncentrációk (főleg ^{226}Ra és összes urán - $^{234}\text{U} + ^{235}\text{U} + ^{238}\text{U}$) dinamikusán változnak a Duna vízállásával, ugyanis a folyó magas vízállása során lényegesen alacsonyabb értékeket mértek, míg alacsony vízállás esetén, amikor több a háttér felőli vízutánpótlás, akkor ezen aktivitáskoncentrációk magasabbak voltak. A jelen tanulmány lesz hazai viszonylatban a második, amely egy partiszűrészű vízbázis részletes radionuklid elemzésével foglalkozik.

Ebben a dolgozatban a Tass, Gudmon-foki partiszűrészű regionális vízbázis átfogó geokémiai elemzésére vállalkoztam, nagy hangsúlyt fektetve a nuklidspecifikus mérésekre. Legfontosabb célkitűzésemnek tekintem az alábbi kérdés megválaszolását: milyen tényezők együttese okozhatja a megemelkedett összesalfa-aktivitást és ehhez konkrétan melyik nuklid járul hozzá leginkább? Továbbá, azt is be szeretném bizonyítani, hogy ennél a vízbázisnál is lényeges szerepe van a Duna vízállásában bekövetkező változásnak, tehát magasabb vízállás esetén alacsonyabb, míg alacsony vízállás esetén magasabb koncentrációkat várok. A terület komplex geokémiai vizsgálata megoldást nyújthat a vízbázis minőségi (határértéket meghaladó vas- és mangán koncentrációk) és mennyiségi (egy-két jobb adottságú kút túlzott igénybe vétele) problémáira is, valamint felhívja a figyelmet az üzemelő és távlati partiszűrészű vízbázisok esetében a mintázási és üzemeltetési stratégiák felülvizsgálatának szükségességére.

2. Felszínalatti vizek radioaktivitásának elméleti háttere

A Földön jelenleg is zajló 3 természetes bomlási sor közül kettő, a tórium-232 és az urán-238 sorok izotópjai jelennek meg gyakran a felszínalatti vizekben, a tagok közül legnagyobb mennyiségben az ^{238}U , ^{234}U , ^{226}Ra , ^{222}Ra és ^{210}Pb izotópok vannak oldott állapotban (Hoehn 1998; Porcelli és Swarzenski 2003; Skeppström és Olofsson 2007). A felszínalatti vizekben természetesen megtalálható radionuklidokat másfajta megközelítésből is vizsgálják, ugyanis

hidrogeológiai kutatások során természetes nyomjelzőként is használják őket, emiatt sokat tudunk a kőzet-víz közegben való viselkedésükről (Eisenlohr és Surbeck 1995; Erőss et al. 2012; Erőss et al. 2018). Ezen elemek eltérő hidrogeológiai, geokémiai környezetben, más-más rendű (behatolási mélységű és tartózkodási idejű) rendszerben tudnak mobilizálódni, szállítódni, felhalmozódni (Porcelli és Swarzenski 2003). Az urán oxidatív feltételek között, semleges közeli pH-n mobilis, a felszínalatti vizekben U(VI) állapotban, (UO_2^{2+})-ként van jelen, de komplexeket képezhet szerves anyaggal, karbonátokkal, foszfátokkal (Sheppard 1980; Bourdon et al. 2003; Chabaux et al. 2003). Magas urán koncentrációk a beáramlási területeken, illetve lokális pályák mentén jelenhetnek meg, mert itt kedvezőek a geokémiai körülmények ahhoz, hogy vízben oldott állapotban maradjon. A rádium mobilizációja viszont redukzív és savas közegben történik, tehát jelenléte regionális kiáramlási területen vagy regionális áramlási pályák mentén lesz jellemző (Szabo és Zapecza 1991; Martin et al. 2003). A radon nemesgáz tulajdonságai miatt nem lép reakcióba se a vízzel, se a földtani közeggel, de 3,8 napos felezési ideje miatt nyomjelzőnek lehet használni a közeli beáramlási területek azonosítására (Eisenlohr és Surbeck 1995; Goldscheider és Drew 2014). Mivel a felszínalatti víz egy földtani hatótényező, mobilizál, szállít, felhalmoz, megváltoztatja a közeg és közben saját maga fiziko-kémiai-biológiai tulajdonságait (Tóth 1999), ezért a felszínalatti vizek radioaktivitásának meghatározásában nélkülözhetetlen szerepe van a hidrogeológiai adottságoknak, hiszen a lokális földtani felépítéssel együtt ez alakítja, formálja a víz összetételét, egyéb tulajdonságait (Erőss et al. 2018).

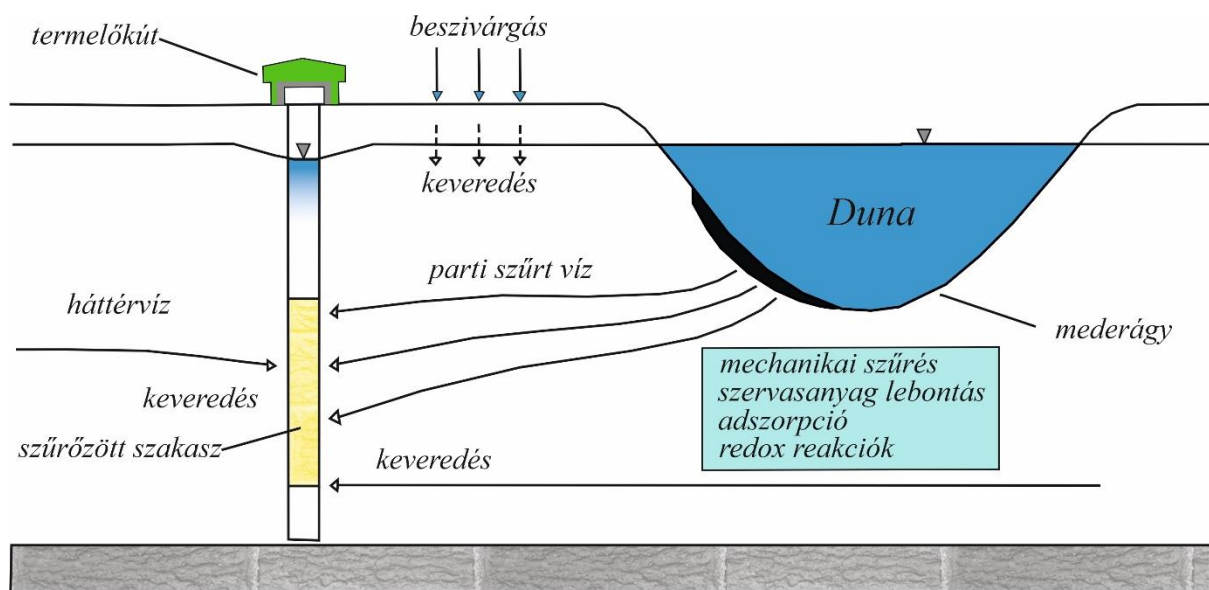
Az ivóvíz vízminőségi paraméterei között megjelennek annak természetes radioaktivitását leíró paraméterek is, melyekre ugyanúgy határértékek vonatkoznak, mint az általánosabb körben ismert komponensekre. A 2015-ben módosított Kormányrendelet alapján a radon és a trícium parametrikus értéke (egy határérték, melynek átlépése beavatkozást, tovább vizsgálatokat tesz indokolttá) 100–100 Bq/l, míg az indikatív dózisa vonatkozó határérték 0,1 mSv. Ezen értékek felett az ivóvíz fogyasztásából származó effektív dózisa már lehet az egészségre ártalmas hatása. Míg a radon és trícium koncentrációk számszerűsítése egységes és könnyű meghatározni, addig az indikatív dózis meghatározására több módszer is létezik. A legelterjedtebb eljárás az összesalfa- és összesbéta-aktivitás mérése, mely azonban nem ad konkrét információt az egyes, alfa és béta részecskéket kibocsátó nuklidok aktivitáskoncentrációjáról és nem segít beazonosítani azokat (WHO 2018; Jobbágy 2022). A további vizsgálatok elkerülése végett az összesalfa-aktivitásnak 0,1 Bq/l, míg az összesbéta aktivitásnak 1,0 Bq/l parametrikus érték alatt kell maradnia. Ha ezek közül valamelyik is

nagyobb, akkor nem zárható ki, hogy az indikatív dózis meghaladja majd a 0,1 mSv/ értéket, így konkrét radionuklid koncentrációkat adó nuklidspecifikus mérések elvégzésére van szükség. Erre azért van igény, mert egyrészt az ilyen mértékű indikatív dózis már jelenthet az ivóvíz fogyasztójára nézve egészségügyi kockázatot (WHO 2017), másrészt így pontosan meghatározható, hogy melyik nuklid(ok) felelős(ek) a határértéket meghaladó összesalfa- és/vagy összesbéta-aktivitásért. Tovább erősíti a nuklidspecifikus mérések szükségességét az, hogy összesalfa és összesbéta koncentráció mérések megbízhatósága erősen kétséges és ellentmondásos, melyet az analitikai módszerek és a víz eredendő, természetes tulajdonságai is okozhatnak (Jobbágy et al. 2010; Jobbágy et al. 2014; Jobbágy et al. 2015; Jobbágy 2022).

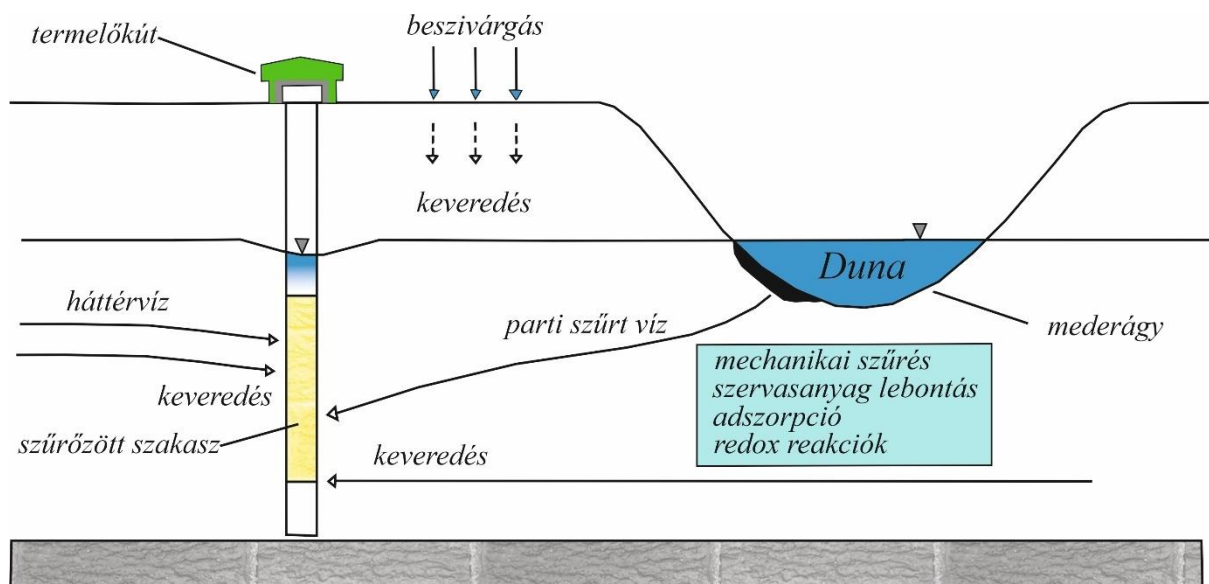
3. Tass, Gudmon-foki partiszűrészű vízbázis jellemzése

3.1. Parti szűrészű rendszerek

Magyarországon az éves vízkitermelés mintegy harmadát partiszűrészű rendszerek szolgáltatják (Goda 2019). Meglehetősen olcsó, fenntartható eljárás, megfelelő minőségű és mennyiségű vizet képes szolgáltatni, utánpótlódása stabilnak mondható, összehasonlítva más termelési módokkal (Jeyakumar et al., 2017). A 123/1997. (VII. 18.) számú Kormányrendelet alapján a partiszűrészű vízbázis definíciója a következő: *„a 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”*. A kitermelhető víznek tehát egyik része felszíni eredetű (leggyakrabban folyó), míg a másik része a háttér felől áramlik a vízáradó képződménybe (1. ábra és 2. ábra). Az arányok azonban nem stabilak, hanem dinamikusan változnak: a folyó magasabb vízállása esetén a sekélymélységű kutak által (10–20 méter általában) kitermelt vízben megváltoznak az arányok a felszíni víz javára (1. ábra), azonban amikor a folyó vízszintje alacsony, akkor a háttérből származó utánpótlódás mennyisége megnövekszik a víztermelő rétegben, más-más fiziko-kémiai-biológiai jelleget adva az ott keveredő víznek (2. ábra) (Csondor et al. 2020). A folyókban mérhető egyre szélsőségesebb vízszintek társíthatók a globális felmelegedés következményeivel (kevesebb csapadék, magasabb átlaghőmérséklet, extrém időjárás stb.), amely így sérülékennyé teszi a partiszűrészű rendszereket is, mert a háttérből érkező felszínalatti víz esetleges kedvezőtlenebb vízminősége (nagyobb szennyezettsége) miatt a kitermelt víz minősége és az alacsony vízállás miatt a mennyisége is problémát jelenthet (Földi és Kuti 2014; OMSZ 2019; Goda 2019). Mivel hazánk távlati vízbázisainak kétharmada partiszűrészű rendszer, ezért ezek vizsgálata a globális változások hatásainak szempontjából kiemelten fontos.



1. ábra: A parti szűrés folyamatai és sematikus ábrája (Goda 2019 után módosítva). Magasabb vízállás esetén a felszíni víz aránya a termelőkutakban megnő a háttér felől érkező felszínalatti vízhez képest.



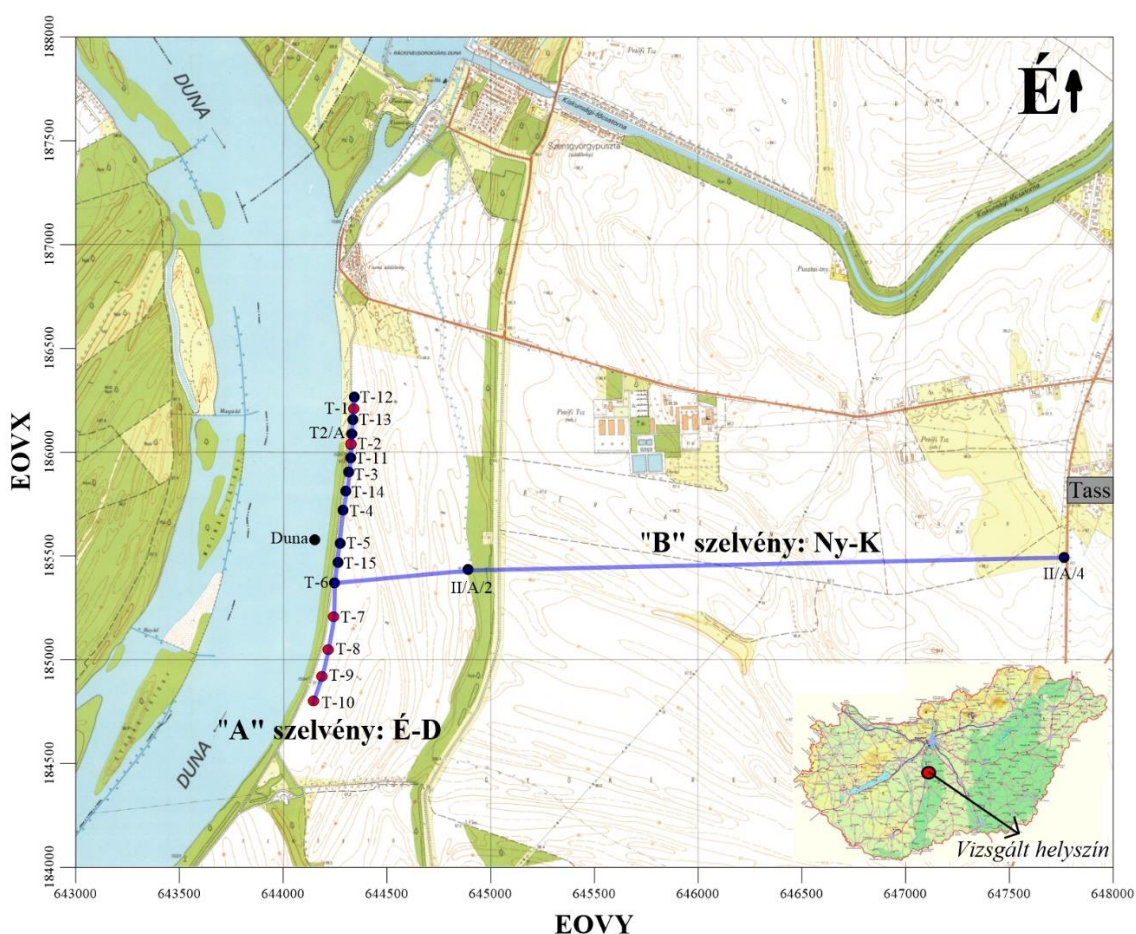
2. ábra: A parti szűrés folyamatai és sematikus ábrája (Goda 2019 után módosítva). Alacsony vízállás esetén a felszíni víz aránya csökken, míg a háttér felől érkező felszínalatti víz relatív dúsulása figyelhető meg.

3.2. A vízbázis történetének bemutatása

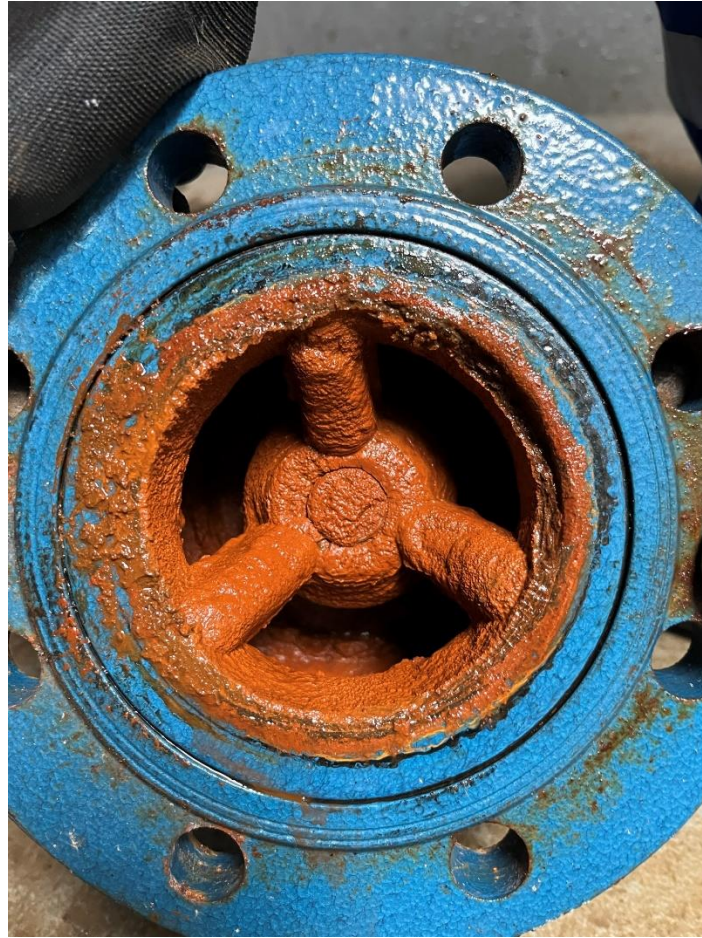
A Bácsvíz Zrt. működtetésében lévő Tass, Gudmon-foki regionális partiszűrésű vízbázis Bács-Kiskun megye északi részén, a fővárostól déli irányban mintegy 60 km-re, a Csepel-sziget D-i vége alatt, közvetlenül a Duna balpartján, 1583,8–1585,3 fkm-ek között helyezkedik el, Tass község közigazgatási területén (Geohidroterv 2002) (3. ábra). A térség vízellátási problémáinak megoldását és vízigényének kielégítését célzó kutatások több mint 40 éve, 1981-ben kezdődtek. (Aujeszky és Scheuer 1983). A kedvező eredmények hatására a Gudmon-foki vízadó területet

partiszűrészű rendszerré képezték ki 1988-tól (Aujeszky et al. 1989). A vízbázis tehát már több mint 30 éve látja el a környező 9 település (Kunszentmiklós, Tass, Dunavecse, Apostag, Szalkszentmárton, Apaj, Szabadszállás, Kunadacs, Kunpeszér) több mint 25000 fős összlakosságát (Csiszár 2019). Az első generációs termelő kutakat 1988-ban létesítették, jelük É-ről D-re haladva a következő: T-1, T-2, T-3, T-4, T-5, T-6, T-7, T-8, T-9 és T-10. A további évek során összesen még 6 termelőkút létesült (T2/A, T-11, T-12, T-13, T-14, T15) a legutóbbi munkálatok 2015-ben fejeződtek be (3. ábra). A vízbázis termelésére így összesen 16 sekélymélységű (15–20 méter mélységű), szűrőzött csőkút létesült (Csiszár 2019). A partiszűrészű csőkutak az árvízvédelmi töltés és a nyári gát között helyezkednek el a Duna partvonalától körülbelül 65 méter távolságban (3. ábra). A kutak össztávolsága É-D-i irányban mintegy 1,5 km. Az elsőgenerációs kutak egymástól 160 méterre, míg az újak a már meglévőktől jellemzően 50–80 m távolságban találhatóak meg a régebbi kutak között (Csiszár szóbeli közlése 2022). Mára már csak 10 termelőkút üzemel, a T-7, T-8, T-9, T-10 kutakat a nem megfelelő víz minőségi és mennyiségi jellemzőik, míg a T-1 és T-2 azonosítószámú kutakat kedvezőtlen műszaki állapotuk miatt kellett kivonni a termelésből (Csiszár 2019). A kitermelhető víz mennyisége 2000–3000 m³/nap, amely fedezi a térség vízigényét, bár a telep 8000–10000 m³/napi víztermelő kapacitással létesült (Geohidroterv 2002). Vízhatalmi szempontok alapján egyedül a határérték feletti vas-és mangán koncentráció jelenthet egészségügyi kockázatot, ezért a vízmű telephelyén vastalanító eljárásra van szükség (Davideszné-Dömötör 2012). A kutak szűrőzött szakasza átlagosan 6–13 m mélységben található, amely egybeesik a jó porozitású és permeabilitású vízáadó homokos-kavicsos réteggel. A korábbi kutatások (Aujeszky et al. 1989) megállapították, hogy a Duna felől érkező utánpótlódás átlagosan 60–80% is lehet, míg a háttér felől érkező, beszivárgó víznek néhányszor 10%-os a részesedése a vízáadó képződmény vízkészletének utánpótlásában, bár ez az arány, a vízszintek alakulásától függően dinamikusan változik. A víztermelő kutak mellett a háttér felőli utánpótlódást jelentő területek részletes monitorozására 41 megfigyelőkút létesült, közülük 20 kutat használnak rendszeresen (Davideszné-Dömötör 2012). Az évtizedek során megtörtént a vízbázis védőövezeteinek a lehatárolása is, a háttér figyelőkútjai jellemzően antropogén, főként mezőgazdasági eredetű szennyezőforrásokat monitoroznak. Általánosságban kimutatható, hogy a kutak nyugalmi vízszintje leköveti a Duna mindenkori vízállását (Csiszár 2019). Ez a jelenség pedig előidézi a vízbázis legnagyobb problémáját, a kolmatációt. A Duna tartós kis- és középvízállásakor a kutakban található nyugalmi vízszint lesüllyed és a szűrőzött réteg a levegővel érintkezik, telítetlen zónává válik. Oxigén hatására a korábban redukált formában jelen lévő vas és mangán kiválik, kicsapódik a közeg szemcséin,

illetve magán a szűrőberendezésen is (Csiszár 2019). Ezt a jelenséget a saját terepi mintavételeim során is megfigyeltem (4. ábra). Az alacsony Duna vízállások mellett zajló víztermelés hatására a vas- és mangán-oxidokból álló iszapos kiválás súlyosan korrodálhatja a kút szénacél anyagú szerelvényeit, valamint a szűrőszerkezet és a kútfej-szerelvények (vízmérő, visszacsapó szelep) eltömődéséhez vezethet, amelynek következtében a kutak vízhozama csökken. A megoldási lehetőségek az alábbiak: üzemrend-optimalizálással, minden vízminőség és vízszolgáltató kapacitás szempontjából üzemképes kutat termeltetni kell, hiszen egy-két kedvezőbb adottságú kút kizárólagos működtetésével még nagyobb mértékű lesz a depresszió, még nagyobb felület érintkezik a levegővel a szűrőzött szakaszon és ennek hatására tovább fokozódik a kicsapódás. Viszonylag rövidtávú (1–2 éves időtartamú), de teljesítmény növelő eredménye van a kutak szűrőszerkezete sósavas és citromsavas kezelésének is. 2018-ban a T-12 kúton elvégzett rétegregenerálási eljárás figyelemre méltó, 30%-os hozam növekedést eredményezett, tehát a kolmatáció során fellépő nehézségeket a legjobban ellensúlyozni az ütemezett (évente vagy 2–3 évente) sorra kerülő rétegregenerálással, illetve üzemrend optimalizálással lehet véghez vinni (MFGI 2015; Csiszár 2019).



3. ábra: A vizsgálati terület. Fekete pont jelöli a mintavételi helyszíneket. A piros ponttal jelzett termelőkutak már nem funkcionálnak. A kék vonalak a földtani szelvények lefutását jelzik.



4. ábra: A vas és mangán kolmatáció jelensége (saját kép, 2022. október 25.).

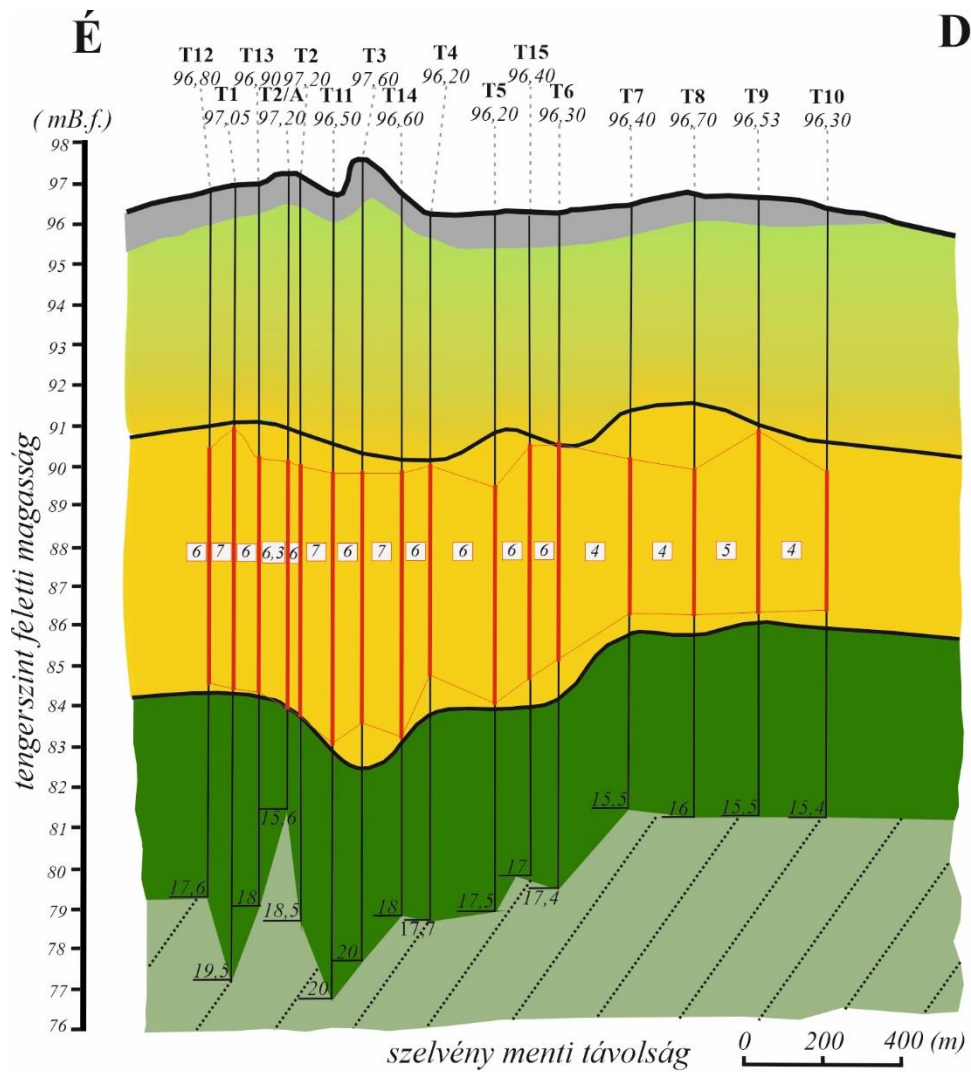
3.3. A vízbázis földtani felépítése

A terület földtani sajátosságai, annak lokális változásai, igencsak nagy jelentőséggel bírnak ennél a vízbázisnál (6. ábra és 7. ábra). A vízföldtani naplók, a területen korábban végzett kutatások, kereszt- és hosszszelvények mind alátámasztják a partiszűrészű vízbázis litológiai mozaikosságát (Aujeszky et al. 1989; Scheuer és Horváth 1990; Geomega 2001; Geohidroterv 2002; Davideszné-Dömötör 2012; Csiszár 2019). A kutak által harántolt rétegek kora negyedidőszaki (holocén és pleisztocén), eredete folyóvízi, mocsári üledék. Földtani szempontból a terület egy ártéri hordalékkúp síkság. A vízadó réteg átlagos vastagsága 6–7 méter (6. ábra). Anyaga homokos kavics, ahol a homok kvarc anyagú és durvaszemcsés, a kavicsok pedig változatos méretűek (előfordul köztük több, mint 10 cm-es átmérőjű is), rosszul osztályozottak, jól koptatottak, kvarc, kvarcit, mészkő és metamorf anyagúak (Aujeszky et al. 1989). A rétegeket alkotó kőzetek a hordalékszállító közegnek az üledéklerakódás időszakában jellemző szállítási energiájától függően más-más helyről származtathatók. Megállapítható, hogy É-ről D felé haladva a vízadó képződmény fokozatosan elvékonyodik, a legészakibb

területeken átlagosan 7–8 méter vastag a réteg, míg a vízbázis déli részén a felhagyott T-7 és T-10 kutak közötti térségében a rétegvastagság alig éri el az 5 métert (6. ábra). Ebből következik, hogy a vízbázisnak a T-6 kúttól északra lévő része a legalkalmasabb és legkedvezőbb a partiszűrési vízkitermelésre. Hasonló vékonyodás történik Ny-K-i irányban is a háttér megfigyelőkútjai felé (Aujeszky et al. 1989, Csiszár 2019), azonban a készített keresztmetszvény ezt nem támasztja alá. A vízáradó fedőképződményei felfelé haladva fokozatosan finomodó szemcsemérettel írhatók le. Rögtön a víztermelő réteg felett egy 2–3 méteres finomhomokos réteg található, majd felfelé haladva egy ugyancsak néhány méteres, inkább anyagos, pélites képződmény következik. A korábbi időszakokból származó szakirodalmi anyagok szerzői a szelvényekben elég élesen elkülönítették ezt a két litológiát (Aujeszky et al. 1989), azonban a vízföldtani naplók rétegsorainak áttanulmányozása során szerzett információk alapján arra a következtetésre jutottam, hogy a két réteget elválasztani nem biztos, hogy célszerű, tehát a 4–6 méter összvastagságú összlet homokos-agyag, agyagos-homok kategóriába esik, felfelé haladva csökkenő szemcsemérettel. A legfelső réteg egy 0,5–1 méter vastagságú feltalajos összlet, melynek humusz és növénymaradvány tartalma meghatározó. A vízáradó réteg fedőképződményei kifejezetten alkalmasak a felszín alá beszivárgó víz megsűrűsítésére és átengedésére. Nem túl vastag, nem kifejezetten egy vízfogó összlet, mégis képes egy bizonyos ideig visszatartani a vizet, mielőtt az fokozatosan a vízáradó rétegbe szivárogná. A vízáradó kavicsos-homokos réteg feküsképződményei vegyes litológiájú és fizikokémiai paramétereket mutató (különböző redox állapotokkal jellemezhető), legalább 5–6 méter vastag (fúrástalpig detektálható) heterogén anyagos rétegek. 1990-ben komplex geokémiai vizsgálatot végeztek a kutak rétegsoraiban talált fekete, szürke és vörös agyagok, kőzetlisztes és löszös üledékek vonatkozásában (Scheuer és Horváth 1990). Ez alapján a rétegalkotók kora a pleisztocén korai szakasza lehet, keletkezésük különböző diagenetikus átalakulási folyamatokkal írható le. Az egyik besorolt fácies típus egyezést mutat a dunaújvárosi és tételhalmi felszíni kibukkanású vörösayagokkal, amely egy melegebb időszakban keletkezett szintjelző üledék (Geohidroterv 2002). A tanulmány két fázisra (A, B) bontotta az agyagokat a vízáradó képződmény fekéjében, ahol az „A” fázis a fiatalabb, a „B” pedig alatta az idősebb (a besorolás alapján vörös szürke és fekete agyag is lehet A vagy B fázisú). A vízföldtani naplók rétegtani jelentéseit átnézve megállapítottam, hogy a vörös agyagok dominánsan a vízbázis É-i részén lévő kutakban találhatók meg, míg a szürke, fekete „*mocsári agyag*” betelepülések a T-6 kúttól délre jellemzőek.



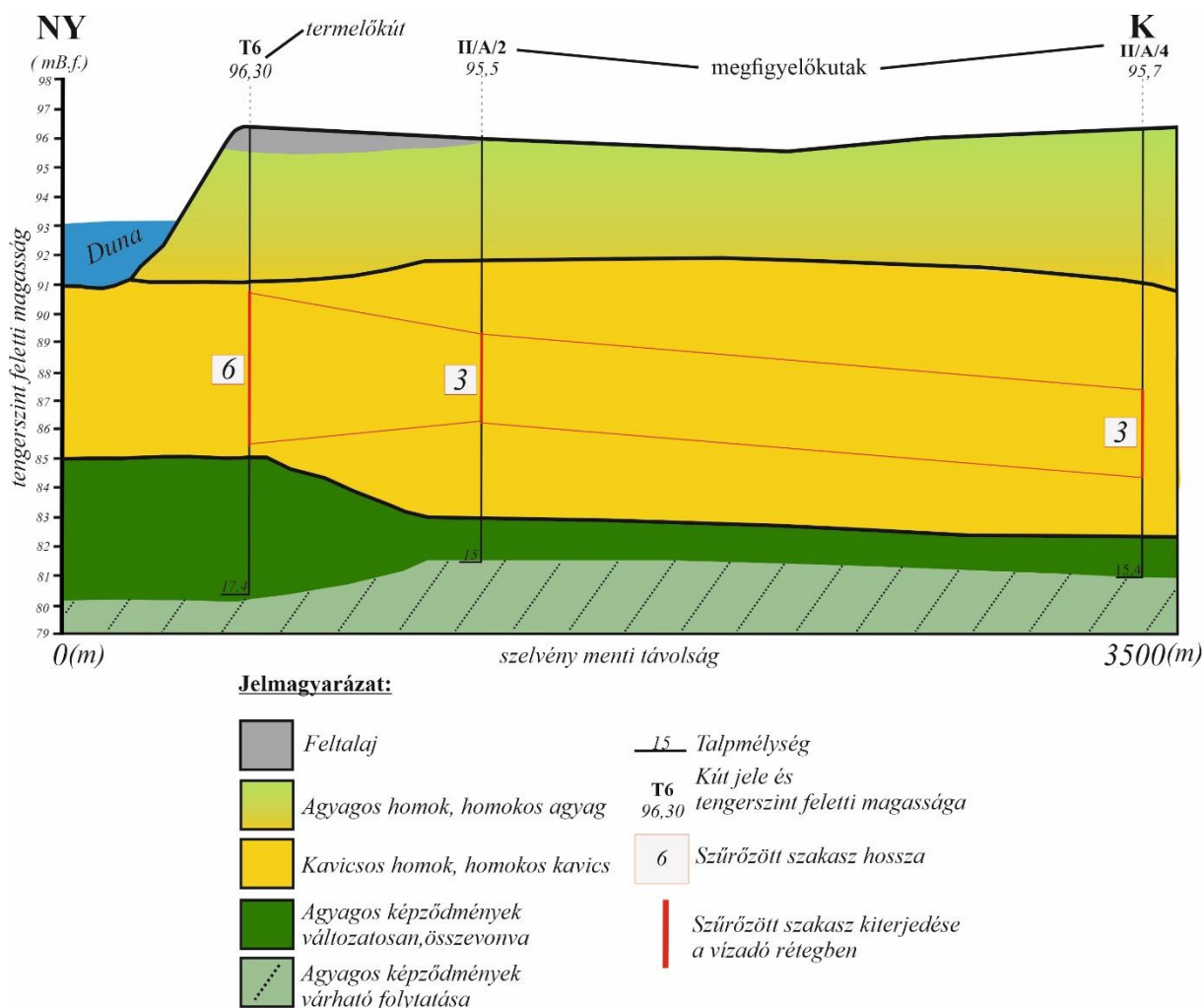
5. ábra: A vízbázis csőkút hálózata. A kép iránya párhuzamos a Dunával (É-D) (saját kép, 2022. július 27.).



Jelmagyarázat:

	Feltalaj		20 Talpmélység
	Agyagos homok, homokos agyag		T8 Kút jele és 96,70 tengerszint feletti magassága
	Kavicsos homok, homokos kavics		6 Szűrőzött szakasz hossza
	Agyagos képződmények változatosan, összevonva		Szűrőzött szakasz kiterjedése a vízáadó rétegben
	Agyagos képződmények várható folytatása		

6. ábra: Az „A” lefutású É-D-i irányú hosszszelvény a vizsgálati területen (Aujesky et al. 1989 után módosítva). A szelvény nyomvonala a 3. ábrán található.



7. ábra: A „B” lefutású Ny-K-i irányú keresztaszelvény a vizsgálati területen. A szelvény nyomvonala a 3. ábrán található. Érdekes módon az előzetesen várt, kelet felé történő vízadó vékonyodása helyett, néhány méteres vastagodás figyelhető meg.

4. Anyag és módszer

A mintavételezésre két vizsgálati napon (2022.07.27. és 10.25.) került sor, Erőss Anita, Baják Petra, Jávorszik Réka és a Bácsvíz Zrt. hidrogeológusa, Csiszár Endre segítségével. Nyáron összesen 12 helyszínről gyűjtöttünk mintát, a 10 jelenleg használatban lévő termelőkútból (T-12, T-13, T2/A, T-11, T-3, T-14, T-4, T-5, T-15, T-6), a Dunából (a T-5 kúttal egy vonalban lévő folyamszakaszon), valamint a háttér egyik megfigyelőkútjából (II/A/4 kútból) (3. ábra). A megfigyelőkút bevonásával a Dunára merőleges szelvény mentén tanulmányozható a háttér felől érkező felszínalatti vizek és a Duna kapcsolata (7. ábra). Az őszi mintázás hasonlóan alakult, azzal a kivétellel, hogy egy megfigyelőkúttal (II/A/2) több helyszínünk volt (3. ábra). Összesen, tehát 25 vízmintavétel történt. Mind a júliusi, mind az októberi időpontban a Duna vízállása az 1586.2 fkm-nél (<https://www.vizugy.hu/>) alacsony volt, nyáron mindössze 90,66 mBf, míg ősszel 90,92 mBf abszolút vízállásnál történt a mintavételezés. Érdekes módon mind

a két mintavételezési időpont az adott hónap legalacsonyabb értéke volt, az éves vízszintingadozás 2022-ben eddig több mint három méter (abszolút minimum 110 cm, abszolút maximum 433 cm) (<https://www.vizugy.hu/>; Csizsár szóbeli közlése 2022). Minden egyes mintavételnél meghatározásra kerültek az adott kút és a Duna vizének fiziko-kémiai jellemzői. Az YSI ProPlus multielektrodás műszer segítségével megkaptuk az adott víz hőmérsékletét (T), pH-ját, fajlagos elektromos vezetőképességét (EC), redoxpotenciál értékét (ORP) és oldottoxigén-tartalmát (DO) (1. táblázat). A műszer kifogástalanul működött, kivéve a júliusi pH értékek meghatározását, ezt a Nemzeti Népegészségügyi Központ Környezetegészségügyi Vizsgáló Laboratóriumában újramérték, két nappal később július 29-én. A terepi napok során többféle laboratóriumi méréshez történt mintavétel: az urán és a rádium méréséhez 0,25 l-es PP palackba, az általános és a nyomelemek analíziséhez 0,5–1,5 l-es PET palackba, 0,25 l-es üvegbe, valamint 50 ml-es centrifugacsőbe vettünk vízmintát. A radon mérésekhez 23 ml-es üveg küvetába gyűjtöttünk vízmintát, mely a vízzel való befecskendezés előtt már töltve volt 10 ml Optifluor-O szerves koktéllal. A mérések elvégzéséig, tartósítás érdekében a mintákat hűtőben tároltuk.

1. táblázat: YSI ProPlus multielektrodás műszer jellemzői

Paraméter	Pontosság	Tartomány
DO (-5°C – 50°C)	± 2%, mg/l; ± 2%, 0,2 mg/l	0 – 500% 0 – 50 mg/l
EC	± 0,5%, 0,001 mS/cm	0 – 200 mS/cm
T (ref. 25°C)	0,2 °C	-5 – 70°C
pH	0,2	0 - 14
ORP	± 20 mV	-1999 ± 1999 mV

A fő kationok (Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+}) és anionok (Cl^- , SO_4^{2-}), valamint a nyomelemek analízisét a Nemzeti Népegészségügyi Központ laboratóriumában Izsák Bálint és munkatársai végezték el, ICP-MS (iCAP RQ, Thermo Fisher Scientific, Germany), ionkromatográf (DIONEX ICS-5000 + DP, Thermo Scientific, USA) és UV-VIS fotométer (UV-1800, Shimadzu, Japan) készülékekkel, a hatályban lévő szabványok útmutatása alapján. Kivételt képez a HCO_3^- koncentráció meghatározása, melyet az Általános és Alkalmazott Földtani Tanszék laboratóriumában Szikszay László végzett el, titrimetriás elemzéssel. Az általános vízkémiai paraméterek bemutatására Piper-diagramot használtam (8. ábra és 9. ábra). Ennek segítségével meghatároztam a domináns kationokat és anionokat egy-egy háromszögdiagrammon, majd

azokat összevonva ábrázoltam az eredményeket egy nagy rombuszon, melynek segítségével meghatároztam a vízminták vízkémiai fáciesét (Mádlné Szőnyi et al. 2013).

A rádium és urán aktivitások vizsgálatára többféle módszer is alkalmas lehet tekintve, hogy alfa-, béta- és gamma-sugárzást is kibocsátanak. Az aktivitáskoncentrációk számszerűsítésére használhatunk gamma-spektrometriát, alfa/béta folyadékszintillációs számlálást, termikus ionizációs tömegspektrometriát. Ezek a módszerek azonban legtöbbször költségesek, továbbá bonyolult előkészítési procedúrákra van szükség (Eikenberg et al., 2001). Éppen ezért dolgozatomban a vízmintákat kizárólag az alfa-részecskéket kibocsátó radionuklidok meghatározásának legegyszerűbb módjával, a Nucfilm diszkeket alkalmazó alfa-spektrometria módszerével mértem (Surbeck 1995; Surbeck 2000; <https://www.triskem-international.com/>). A mintaelőkészítésre és a mérésre az Általános és Alkalmazott Földtani Tanszéken lévő Müller-Surbeck laboratóriumban került sor. A minta előkészítés gyors, könnyű és költséghatékony. Az U-Nucfilm diszk egy 24,5 mm átmérőjű, 1,1 mm vastagságú polikarbonát anyagú korong, felületét vékony Diphoxin gyanta bevonat borítja. A Ra-Nucfilm diszk pedig egy 24,5 mm átmérőjű, 1,6 mm vastagságú poliamid anyagú korong mangán-oxidos bevonattal (<https://www.triskem-international.com/>). A rádium esetén 8 órás, urán esetén 20 órás előkészítést (etilén-diamin-tetraecetsavas és hangyasavas kezelés 100 ml vízmintában) követően, szárítás után, a diszkek alkalmasak az alfa-spektroszkópiával történő mérésre. A műszer egy speciális szilíciumdetektorral rendelkező, szilárd állapotú alfa-spektrométer (Surbeck 1995; Surbeck 2000), mely a Palmtop MCA programon keresztül közli az adatokat. Egy-egy napos (24 órás) mérési idő után megkapjuk a diszkek felületén abszorbeálódott, vízben oldott radionuklidok aktivitását mBq/l-ben, 5 mBq/l kimutatási határral. Urán esetén az összes urán ($^{234}\text{U} + ^{235}\text{U} + ^{238}\text{U}$), rádiumnál a ^{226}Ra izotóp aktivitását képes mérni a spektrométer. A Nemzeti Népegészségügyi Központban ICP-MS műszerrel végzett nyomelemanalízis a ^{238}U -as izotóp koncentrációját ($\mu\text{g/l}$) méri.

A vízminták radontartalmát az ELTE TTK Atomfizikai Tanszékén található Tricarb 1000 TR folyadékszintillációs detektorral mértem le, Dr. Horváth Ákos egyetemi docens segítségével. A szerves koktélba (Optifluor-O) beoldódott radon alfa-bomlása során a műszer a keletkező energiát detektálja és így következtet a vízben lévő radonatomok számára. Egy képletekkel ellátott Excel-táblázat segítségével (<https://physics.elte.hu/>) lehetőség van a műszerrel megállapított értékeket aktivitáskoncentrációkká alakítani, átszámolni Bq/l-be. Mivel a leghosszabb felezésű ^{222}Rn izotópnak is csupán 3,8 napos felezési ideje van, a méréseket minél hamarabb meg kell csinálni, a mi esetünkben ez még a terepi napok délutánján/estéjén

bekövetkezett, ugyanakkor a mintavétel és a mérés közt minimum 6 óra eltelt, így a radon beoldódása a szerves koktéllba megtörtént, tehát a kapott eredmények hitelesek.

A dolgozat ábráihoz, térképeihez, mellékleteihez általam felhasznált programok, szoftverek az alábbiak voltak: CorelDraw, Surfer, Grapher. Az adatelemzés, feldolgozás, leíró statisztikák készítése a Microsoft Excelben történt.

5. Eredmények bemutatása

5.1. A 2022. július 27-i mintavétel eredményei

5.1.1. Terepi és általános vízkémiai mérések eredményei

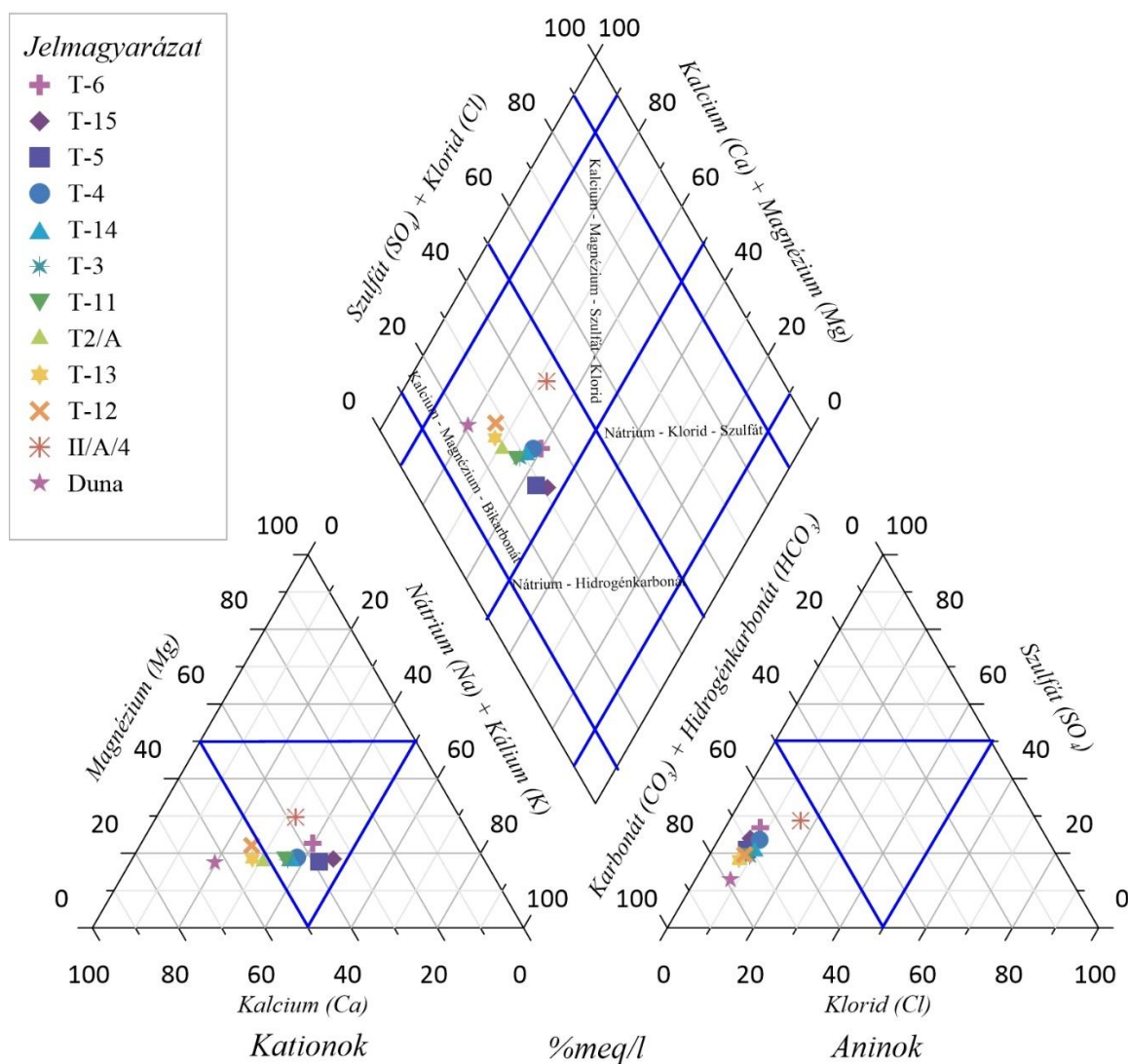
Az alacsonyabb vízállás vízmintáinak hőmérséklete 12–15 °C között változik, a II/A/4 megfigyelőkutat (16,6 °C), valamint a Duna vizét kivéve (24,5 °C) (I. melléklet, 2. táblázat). A vezetőképesség értékek tág határok között (341,4–2190 µS/cm) mozogtak. Legalacsonyabb értékeket a Dunában (341 µS/cm), valamint a T-13 (558 µS/cm) és a T2/A (568 µS/cm) termelőkútban mértük. A többi termelőkút vezetőképessége átlagban 1000 µS/cm körüli volt, míg a legnagyobb értéket (2190 µS/cm) a II/A/4 megfigyelőkútban mértük (2. táblázat). A T2/A, T-4 és T-5 kutak oldott oxigén értéke 1 mg/l alatti volt, az átlagosnál magasabb oldott oxigén tartalma a Duna (8,1 mg/l) és a T-11 (9 mg/l) mintáknak van. A pH értékek semleges közeliak a laborban történő újramérés eredményei alapján, az értékük 7,2–7,5 között változott. A redoxpotenciál értékek nagy szórást mutatnak: a T-15 kútnál redukzív értéket mértünk (-13,7 mV), míg a többi mintázott kútnak az értékei oxidatív viszonyokra utalnak (5–225 mV).

2. táblázat: Az alacsonyabb vízállás (2022. július 27.) során mért terepi paraméterek leíró statisztikája

Paraméterek	T (°C)	EC (µS/cm) ref. 25°C	DO (%)	DO (mg/l)	pH	ORP (mV)
Átlag	14	965	39	4	7,4	111
Medián	13	961	40	4	7,4	119
Szórás	3	477	30	3	0,2	69
Minimum	12	341	2	0	7,2	-14
Maximum	25	2190	97	9	8,1	225
Darabszám	12	12	12	12	12	12

A Piper-diagram alapján a Duna, T2/A, T-12 és T-13 kutak domináns kationja a kalcium, míg a többi mintánál nincs domináns kation, az értékek a háromszög közepén helyezkednek el (8. ábra). A minták az anionokat tekintve a hidrogén-karbonát (183–724 mg/l) dominanciájú részbe esnek, szulfát koncentrációk 30–380 mg/l, míg a klorid esetében 19–220 mg/l közötti értékek jellemzők. Összegezve, az összes minta a kalcium-nátrium-hidrogénkarbonát-klorid-szulfát vízkémiai fáciesbe sorolható. Az oldottanyag tartalom tekintetében az alacsonyabb (főleg szulfát és klorid) főion koncentrációkkal rendelkező Duna, valamint a magasabb koncentráció

értékekkel rendelkező II/A/4 megfigyelőkút vízkémiai összetétele tér el kis mértékben az átlagtól. A minták összes oldott anyag (TDS) tartalma átlagosan 700–800 mg/l, legalacsonyabb értéke a Dunának volt (310 mg/l), míg a legmagasabb TDS értékeket a T-6 (1152 mg/l) és II/A/4 (1639 mg/l) minták esetén kaptuk.



8. ábra: Az alacsonyabb vízállás (2022. július 27.) mintáinak vízkémiai fáciesének vizsgálata Piper-diagram segítségével

A minták vas- és mangán tartalmával külön foglalkozom, mert ennél a vízbázisnál e két paraméter miatt van szükség vízkezelésre, mielőtt a kitermelt víz az ivóvízhálózatba kerül. A minták vas- és mangán tartalma is tág határok között mozog (3. táblázat és 4. táblázat). Vasra nézve alacsony, 100 $\mu\text{g/l}$ alatti értékek 4 kútban is előfordultak (T2/A, T-3, T-13, II/A/4), míg a párszáz $\mu\text{g/l}$ értékek mellett sokkal magasabb (T-15 – 916 $\mu\text{g/l}$; Duna – 1280 $\mu\text{g/l}$) koncentrációkat is mértek. A mangán értékeket vizsgálva megállapítható, hogy a II/A/4 megfigyelőkút (> 5 $\mu\text{g/l}$), illetve a T2/A termelőkút értékei (59,9 $\mu\text{g/l}$) alacsonyak maradtak,

míg 300-400 µg/l koncentrációt elért 5 kút is (T-4, T-5, T-6, T-14 és T-15). A vízminták bárium tartalmát fontos volt mérni, hiszen a radionuklidok méréséhez használt Nucfilm diszkek csak 0,5 mg/l alatti koncentrációjú vízminták esetén használhatók (Surbeck 2000). A mért bárium értékek az összes minta esetén messze alulmaradtak az 500 µg/l koncentrációtól (32–144 µg/l).

3. táblázat: Az alacsonyabb vízállás (2022. július 27.) során gyűjtött vízmintákban mért fő- és nyomelem koncentrációk.

Azonosító	Ca (mg/l)	Na+K (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Ba (µg/l)	²³⁸ U (µg/l)
T2/A	60	36	21	28	66	271	36	60	46	3
T3	82	66	33	54	110	406	90	236	98	3
T4	91	80	40	65	160	453	359	326	110	5
T5	80	90	37	53	140	474	390	432	101	4
T6	97	103	58	72	240	582	239	354	144	11
T11	73	56	29	44	100	372	119	119	80	3
T12	68	34	29	36	86	318	258	239	82	2
T13	56	29	19	26	63	257	60	107	48	2
T14	96	80	40	65	140	460	269	376	110	6
T15	76	101	40	49	160	460	916	346	112	4
II/A/4	120	102	94	220	380	724	82	4	42	5
Duna	49	15	14	19	30	183	1281	109	32	1

4. táblázat: Az alacsonyabb vízállás (2022. július 27.) során gyűjtött vízmintákban mért fő- és nyomelem koncentrációk leíró statisztikája.

Paraméterek	Ca (mg/l)	Na+K (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Ba (µg/l)	²³⁸ U (µg/l)
Átlag	79	66	38	61	140	413	342	226	84	4
Medián	78	73	35	51	125	430	248	238	90	3
Szórás	20	31	21	53	94	149	380	142	35	3
Minimum	49	15	14	19	30	183	36	4	32	1
Maximum	120	103	94	220	380	724	1281	432	144	11
Darabszám	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12

5.1.2. A radionuklid mérések eredményei

A radon aktivitáskoncentrációi alacsony értékek (2–11 Bq/l) között mozognak, ahol a kimutatási határ (5 Bq/l) alatt lévő értéket is számszerűsítettem (5. táblázat) (Croghan és Egeghy 2003). A jellemző érték a kutakban 6–7 Bq/l, a II/A/4 megfigyelőkútban a T2/A és T-15 kútban 10 Bq/l-t meghaladó a koncentráció. A rádium értékek is kifejezetten alacsony értékeket mutatnak, (átlagban 4–5 mBq/l, kimutatási határhoz közeli) alsó határa a T-13 termelőkút esetén 2 mBq/l, míg a maximum érték 9 mBq/l a T-6 termelőkútnál. Az összes urán aktivitáskoncentrációk tekintetében a T-6 termelőkút aktivitása lényegesen magasabb (334 mBq/l), mint a vízbázis többi kútja esetében (26–125 mBq/l), de a T-4, T-5, T-14 és T-15 kutaknál is magasak a koncentrációk (107–125 mBq/l). A T-12. és T-13 termelőkutak, valamint a Duna esetén viszont az összes urán aktivitás értékek jelentősen alulmaradtak a többi mért mintához képest (26–41 mBq/l) (5. táblázat és 6. táblázat). Az ICP-MS-sel mért ²³⁸U értékek minimum (1,1 µg/l - Duna) és maximum (10,8 µg/l - T-6) értéke között alig 10 µg/l eltérés mutatkozik, jellemzően néhány µg/l (3–6) volt az átlagkoncentráció.

5. táblázat: Az alacsonyabb vízállás (2022. július 27.) vízmintáinak mért radionuklid aktivitáskonzentrációi, a mérési hibákkal feltüntetve.

Azonosító	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn hiba	²²⁶ Ra (mBq/l)	²²⁶ Ra hiba	Összes Urán (mBq/l)	Összes U hiba
T2/A	11	0,5	5	2	62	8
T3	8	0,4	5	2	72	8
T4	6	0,4	3	2	109	11
T5	6	0,4	4	2	109	10
T6	9	0,4	9	3	334	18
T11	7	0,4	6	2	98	10
T12	7	0,4	4	2	27	5
T13	9	0,4	2	2	26	5
T14	9	0,4	4	2	125	11
T15	10	0,5	4	2	107	10
II/A/4	0	0,3	7	3	99	10
Duna	-	-	3	1	41	6

6. táblázat: Az alacsonyabb vízállás (2022. július 27.) vízmintáinak mért radionuklid aktivitáskonzentrációinak leíró statisztikája.

Paraméterek	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn hiba	²²⁶ Ra (mBq/l)	²²⁶ Ra hiba	Összes Urán (mBq/l)	Összes U hiba
Átlag	8	0,4	5	2	101	9
Medián	8	0,4	4	2	99	10
Szórás	3	0,1	2	1	81	3
Minimum	0	0,3	2	1	26	5
Maximum	11	0,5	9	3	334	18
Darabszám	11	11	12	12	12	12

5.2 A 2022. október 25-i mintavétel eredményei

5.2.1. Terepi és általános vízkémiai mérések eredményei

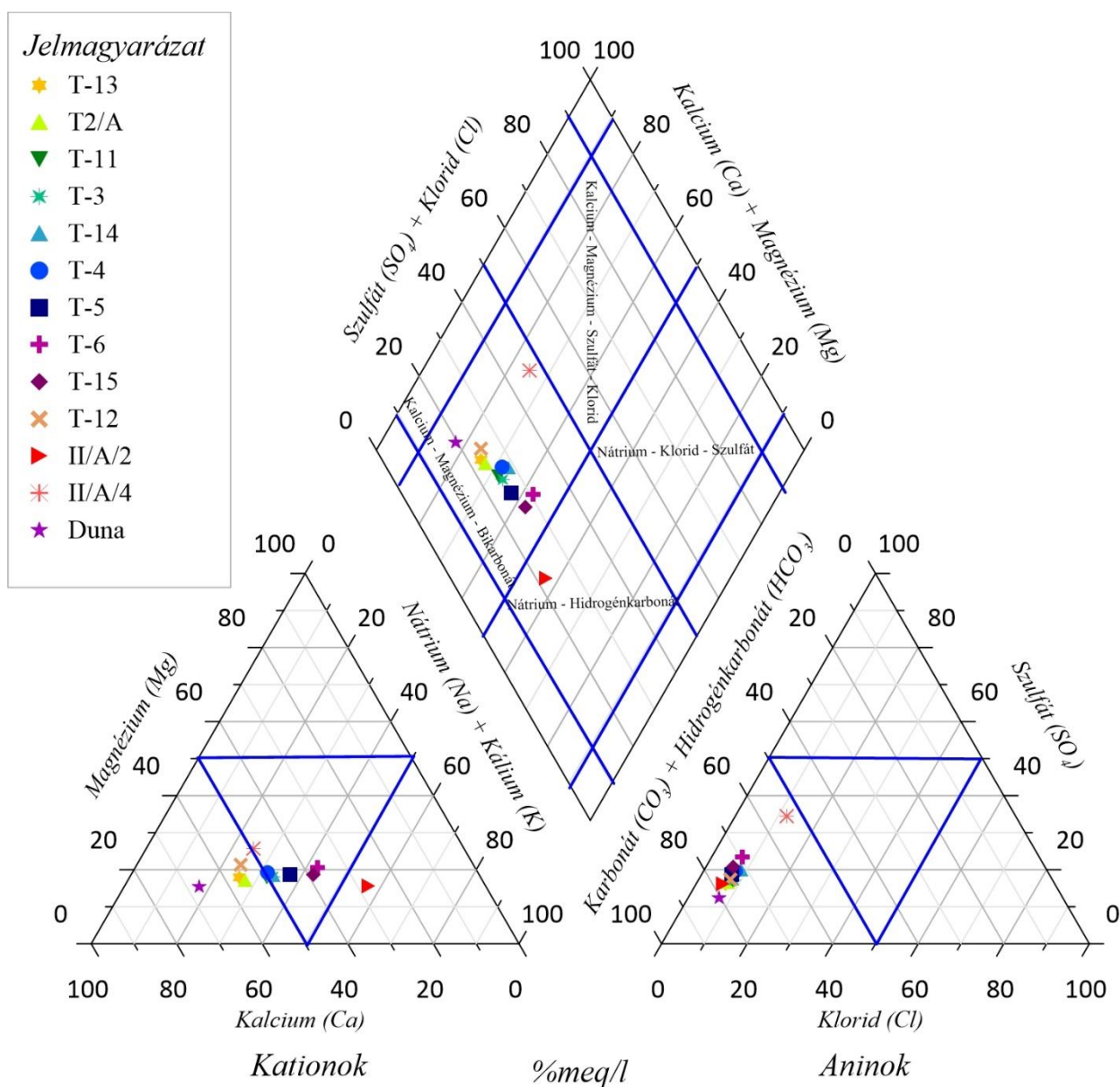
A magasabb vízállás során gyűjtött minták víz hőmérsékleti értékei néhány fokban térnek el egymástól (12–17 °C), még a Duna hőmérséklete (13°C) is hozza a kutak átlagát. A vezetőképesség értékek minimuma (391 µS/cm – Duna) és maximuma (3130 µS/cm – II/A/4) között több, mint 2500 µS/cm eltérés van (7. táblázat). A kutak legtöbbje 518–1057 µS/cm közötti értéket vesz fel. Az oldott oxigén mennyisége a két megfigyelőkútban 0 mg/l, míg a Duna esetében több mint 8 mg/l volt. A termelőkutak jellemzően 4,2–6,4 mg/l közötti értékeket vesznek fel. A pH-t tekintve neutrális (6,84–7,89) közötti érték látható, egyedül a Duna 8,27-es értéke mutat gyenge lúgos állapotot. A redoxpotenciál értékek nagyobb változékonyságot mutatnak, a mintázott helyszínek többsége oxidatív viszonyokat jelez (2,1–197 mV), a maradék öt kútnál (T-4, T-5, T-15, II/A/2, II/A/4) viszont redukzív (-9,8–(-162) mV) értékek vannak.

7. táblázat: A magasabb vízállás (2022. október 25.) során mért terepi paraméterek leíró statisztikája.

Paraméterek	T (°C)	EC (µS/cm) ref. 25°C	DO (%)	DO (mg/l)	pH	ORP (mV)
Átlag	14	951	43	4	7,59	39
Medián	14	816	47	5	7,64	29
Szórás	1	694	24	2	0,37	104
Minimum	12	392	1	0	6,84	-162
Maximum	17	3130	80	8	8,27	197
Darabszám	13	13	13	13	13	13

A magasabb vízállás mintáinak vízkémiai fáciesének meghatározásához is Piper-diagrammot alkalmaztam (9. ábra). A vízminták többségében nincs domináns kation, azonban a T2/A, T-12, T-13 kutak és Dunából származó minták esetében a kalcium a domináns. Az anionokat nézve a minták mindegyike hidrogén-karbonát dominanciát mutat, a II/A/4 megfigyelőkút esetén azonban csökken a hidrogén-karbonát túlsúlya az anionok közt (a többi mintához képest magasabb szulfát és klorid koncentráció értékek). A vízkémiai fáciesek kalcium-nátrium-hidrogénkarbonát-klorid-szulfát jelleget mutatnak. A II/A/4 figyelőkút relatív magas szulfát (720 mg/l) és klorid (250 mg/l) koncentrációja miatt a kalcium-nátrium-klorid-szulfát-hidrogénkarbonát fáciesbe sorolható. A minták összes oldott anyag (TDS) tartalma átlagosan 450–650 mg/l, a termelőkutak közül a legalacsonyabb értéke a T2/A kútnak (425 mg/l), míg a legmagasabb értéke a T-6 kútnak van (1070 mg/l). Abszolút minimum értéke a Dunának volt (320 mg/l), míg legmagasabb a II/A/4 figyelőkútnak (2631 mg/l).

A vas- és mangán koncentrációk három nagyságrendben térnek el az egyes mintákban (8. táblázat és 9. táblázat). A legkisebb értékeket a T2/A (29 µg/l) és T-3 (78 µg/l) kút szolgáltatja. A kutak többsége esetén 91–330 µg/l vastartalom jellemző. Ezeket az átlagos vas koncentráció értékeket messze felülmúlja a II/A/4 megfigyelőkút vizének vastartalma, 9510 µg/l-os koncentrációval. A mangán koncentrációknál is két nagyságrend eltérés van az egyes mintákban mért értékek között. Legalacsonyabb értéke a Dunának (27 µg/l), míg legmagasabb szintén a II/A/4 kútnak van, 1002 µg/l-es értékkel. Ez a megfigyelőkút a többi mintához képest jóval magasabb lítium, bór, titán, króm, arzén, szelén és stroncium nyomelem koncentrációkkal jellemezhető (VI. melléklet). A minták báriumtartalma a magasabb vízállás során gyűjtött minták esetén sem közelíti meg a Nucfilm diszk egyik alkalmazhatósági feltételének írt 0,5 mg/l-es (500 µg/l) értéket, hiszen a mért koncentrációk 32–122 µg/l között mozognak.



9. ábra: A magasabb vízállás (2022. október 25.) mintáinak vízkémiai fáciesének vizsgálata Piper-diagram segítségével.

8. táblázat: A magasabb vízállás (2022. október 25.) során gyűjtött vízminták mért fő- és nyomelem koncentrációi.

Azonosító	Ca (mg/l)	Na+K (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Ba (µg/l)	²³⁸ U (µg/l)
T2/A	58	29	18	23	53	244	29	60	41	2
T3	81	56	30	43	87	379	78	213	92	3
T4	76	49	30	36	95	352	254	247	75	6
T5	74	62	31	36	95	379	269	351	83	4
T6	96	111	54	58	190	562	91	125	122	11
T11	70	45	25	34	73	318	91	102	68	3
T12	69	31	27	30	70	305	202	236	75	2
T13	61	28	19	23	54	257	116	118	46	2
T14	88	61	34	47	110	393	196	377	97	7
T15	75	83	36	37	120	420	648	304	100	4
II/A/2	60	124	34	42	110	528	728	142	108	1
II/A/4	268	136	140	250	720	1117	9510	1002	65	1
Duna	57	15	13	17	29	189	330	27	32	1

9. táblázat: A magasabb vízállás (2022. október 25.) során gyűjtött vízminták mért fő- és nyomelem koncentrációinak leíró statisztikája.

Paraméterek	Ca (mg/l)	Na+K (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Ba (µg/l)	²³⁸ U (µg/l)
Átlag	87	64	38	52	139	419	965	254	77	4
Medián	74	56	30	36	95	379	202	213	75	3
Szórás	56	39	32	60	179	235	2576	250	27	3
Minimum	57	15	13	17	29	189	29	27	32	1
Maximum	268	136	140	250	720	1117	9510	1002	122	11
Mintaszám	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13

5.2.2. A radionuklid mérések eredményei

Az alacsonyabb vízállás mintáinak alacsony rádiumtartalma miatt a magasabb vízállás esetén gyűjtött mintáknál nem mértünk ²²⁶Ra aktivitáskoncentrációt, csak ²²²Rn és összes urán (²³⁴U+²³⁵U+²³⁸U) koncentrációt (10. táblázat és 11. táblázat). A radon aktivitás értékek általában kimutatási határ (5 Bq/l) közeliek, maximum értéke a II/A/4 figyelőkútnak (11,6 Bq/l) volt. Az összes urán esetén a legalacsonyabb aktivitáskoncentrációkat a két megfigyelőkút (II/A/2 és II/A/4), T-13 termelőkút, valamint a Duna szolgáltatja (30–40 mBq/l között), a legmagasabb mért koncentrációk azonban ennél egy nagyságrenddel nagyobbak (T-4 – 103 mBq/l, T-14 – 132 mBq/l, T-6 – 248 mBq/l). A minták, tehát itt is viszonylag nagy szórással és változatos aktivitás értékekkel jellemezhetők. A ²³⁸U mennyiségek egy nagyságrenden belül alakulnak. A legalacsonyabb értékek alig haladják meg a 1 µg/l-es kimutatási határt (II/A/4 – 0,7 µg/l, Duna – 1,2 µg/l), ellenben a T-6. számú termelőkútnak 10,8 µg/l a mért koncentrációja.

10. táblázat: A magasabb vízállás (2022. október 25.) során gyűjtött vízmintákban mért radionuklidok aktivitáskoncentrációi, feltüntetve a mérési hibákat.

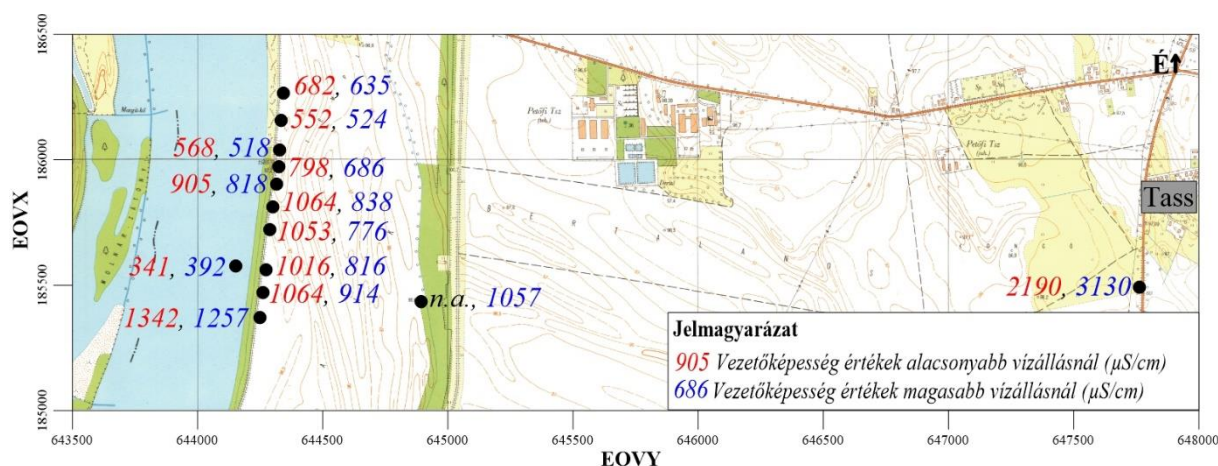
Azonosító	²²² Rn(Bq/l)	²²² Rn hiba	Összes U (mBq/l)	Összes U hiba
T2/A	10,3	0,5	59	8
T3	9,2	0,4	57	8
T4	3,3	0,3	103	10
T5	6,2	0,4	77	9
T6	8,0	0,4	248	16
T11	7,9	0,4	54	7
T12	9,4	0,5	41	6
T13	8,3	0,4	34	6
T14	6,9	0,4	132	12
T15	7,6	0,4	76	9
II/A/2	6,9	0,4	32	6
II/A/4	11,6	0,5	40	6
Duna	-	-	35	6

11. táblázat: A magasabb vízállás (2022. október 25.) során gyűjtött vízmintákban mért radionuklid aktivitáskoncentrációinak leíró statisztikája.

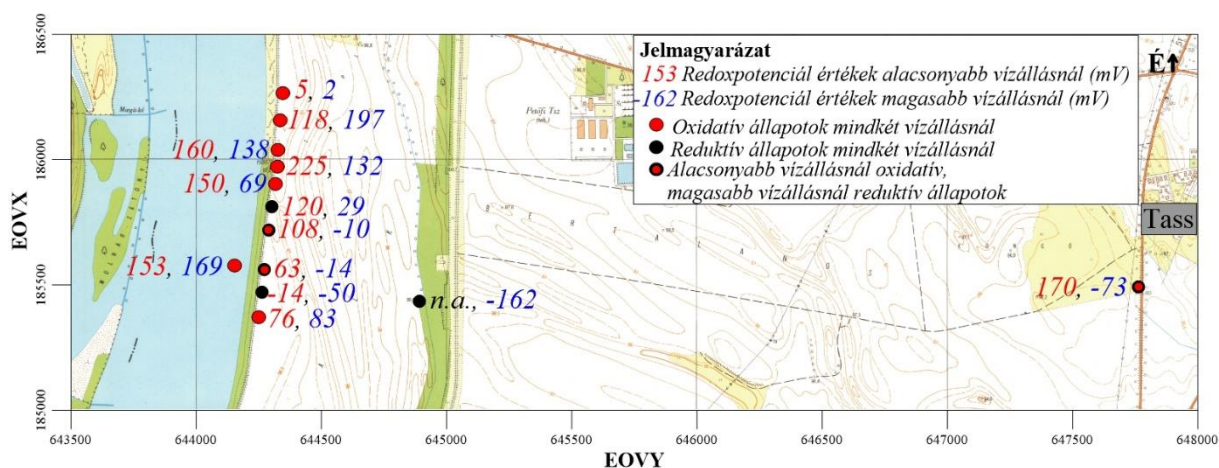
Paraméterek	$^{222}\text{Rn}(\text{Bq/l})$	^{222}Rn hiba (Bq/l)	Összes U (mBq/l)	Összes U hiba (mBq/l)
Átlag	8	0,4	76	8
Medián	8	0,4	57	8
Szórás	2	0,0	60	3
Minimum	3	0,3	32	6
Maximum	12	0,5	248	16
Darabszám	12	12	13	13

6. Eredmények értékelése

Az alacsonyabb vízállás és a magasabb vízállás terepi paramétereinek statisztikáit összehasonlítva alacsonyabb, 90,66 mBf abszolút vízállásnál mért vezetőképesség értékek (552–1342 $\mu\text{S/cm}$) magasabbak, mint nagyobb, 90,92 mBf abszolút vízállásnál (518–1257 $\mu\text{S/cm}$) (10. ábra). Mindkét időpontban a minimumot a Duna (341 és 392 $\mu\text{S/cm}$), a maximumot a II/A/4 megfigyelőkút (2190, 3130 $\mu\text{S/cm}$) képviseli. A magasabb vízálláskor gyűjtött minták két szélsőértéke magasabb értékeket vesz fel (Duna: 392 $\mu\text{S/cm}$, II/A/4: 3130 $\mu\text{S/cm}$), mint alacsonyabb vízállású minták esetén (Duna: 341 $\mu\text{S/cm}$, II/A/4: 2190 $\mu\text{S/cm}$). A kutakból gyűjtött vízminták hőmérséklete az évszakok változásával nem változott, ugyanez a mért pH értékekről és az oldott oxigén koncentrációjáról is elmondható (2. táblázat és 7. táblázat). Ugyanakkor a redoxpotenciál értékekben változás figyelhető meg. Míg az alacsonyabb vízállás vízmintái dominánsan pozitív értékei oxidatív viszonyokra utalnak (-14)–225 mV), addig a magasabb vízállású minták esetén a kapott értékek már inkább redukzív viszonyokat adnak (-162)–197 mV) (11. ábra).

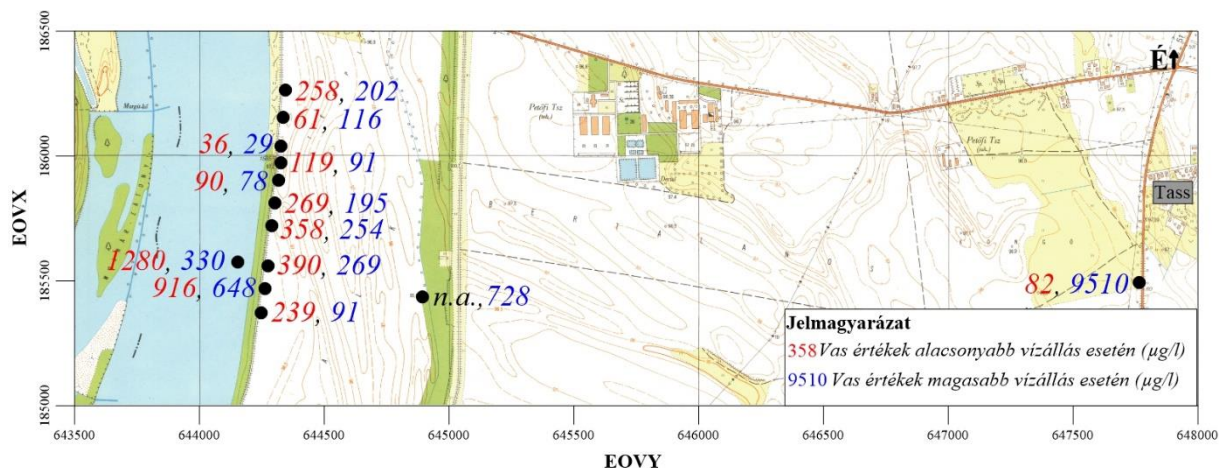


10. ábra: A vizsgálati terület vízmintáinak vezetőképesség értékei $\mu\text{S/cm}$ -ben mérve. Az első értékek az alacsonyabb, míg a második értékek a magasabb vízállás során mért aktivitásokat ábrázolják. Látható, hogy mindkét mérési időpontban északról dél, valamint nyugatról kelet felé haladva fokozatosan növekednek az értékek. Magasabb vízállásnál a vezetőképesség értékek alacsonyabbak, jelezvén a folyó (felszíni víz) dominanciáját a vízádo rétegben.

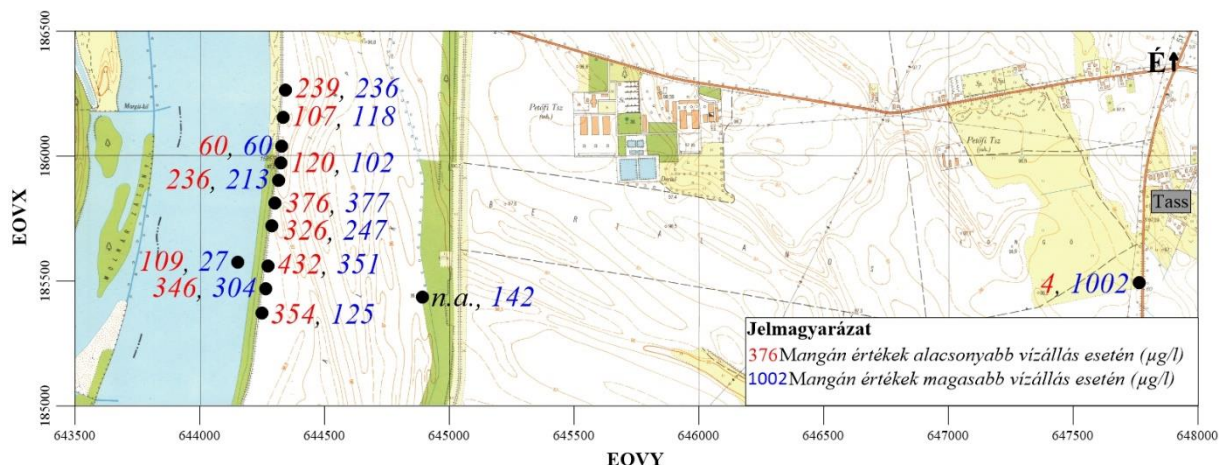


11. ábra: Redoxpotenciál értékek alacsonyabb (piros színnel) vízállás és magasabb vízállás (kék színnel) esetén. A teljes piros pont a kút oxidatív állapotát jelzi mindkét vizsgált időpontban, a fekete a redukzív állapotokat mutatja, a fekete pontban lévő kisebb piros kör az alacsonyabb vízállásakor oxidatív, magasabb vízállás esetén redukzív viszonyokat szemlélteti a terepen mért redoxpotenciál értékek alapján.

A fő- és nyomelem koncentrációkat tekintve, mindkét vizsgált időpontban, egyik komponens sem éri el az egészségügyi határértéket, kivéve a vas -és mangán mennyiségét (201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet). Vasra nézve ez a határérték 200 µg/l, míg a mangán esetén 50 µg/l. Az alacsonyabb vízállásakor mért minták esetén 10 termelőkútból 6 kút vizében is meghaladta a vaskoncentráció a határértéket, a magasabb vízállású mintáknál pedig 5 termelőkútban mértünk 200 µg/l-t meghaladó koncentrációkat (12. ábra) (3. táblázat és 5. táblázat). A mért mangán koncentráció mindkét mintavételi alkalommal az összes termelőkút esetében meghaladta az 50 µg/l-t (13. ábra) (3. táblázat és 5. táblázat). Nem véletlenül találtunk tehát vas-mangán kiválás okozta kolmatációt, kiválást a kútfej szerelvényein mindkét hónapban. Ez bizonyítja a vas és mangán dúsulását a kutak vizében és a dominánsan oxidatív viszonyokat, mely körülmények kedveznek a kiválásoknak. A vizsgált paraméterek tekintetében a víz minőségében, a megnövekedett vas- és mangán koncentrációt leszámítva, nincs probléma. A regionális vízbázis telephelyén azonban felkészültek a határértéket meghaladó dúsulásra és a megfelelő vastalanító eljárásokat alkalmazva már határérték alatti koncentrációban a fogyasztóhoz kerülhet az ivóvíz (Csiszár 2019).



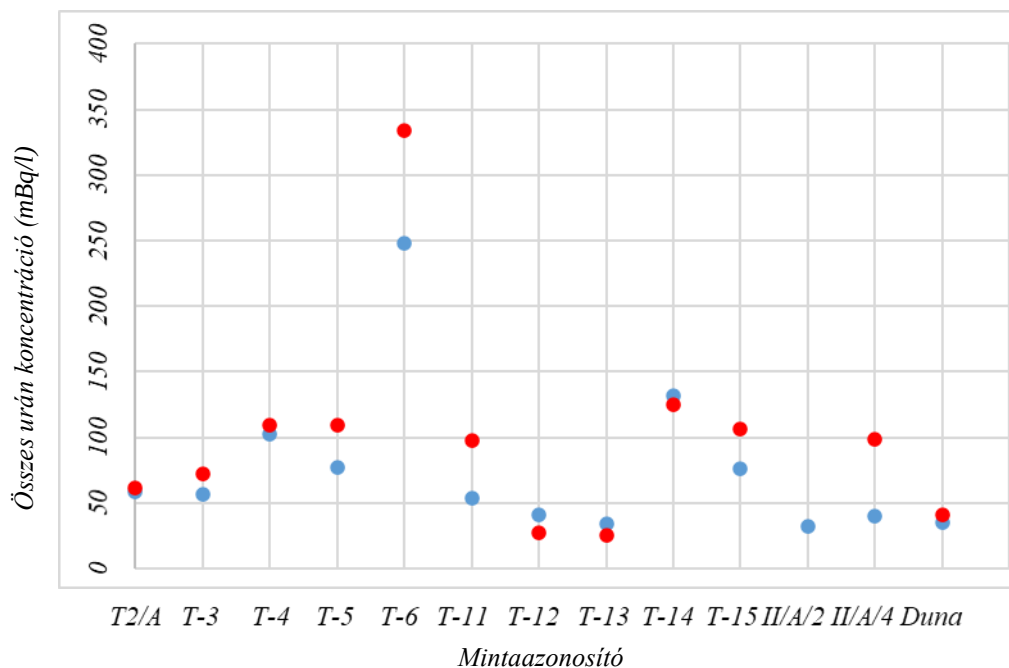
12. ábra: A vizsgálati terület vízmintáinak vas koncentrációi µg/l-ben. Itt is megfigyelhető egy fokozatos koncentráció növekedés északról dél felé haladva. A II/2/4 megfigyelő kútban az alacsonyabb vízálláskor mért értékekhez képest 2-3 nagyságrenddel nagyobb düsülés következett be magasabb vízálláskor.



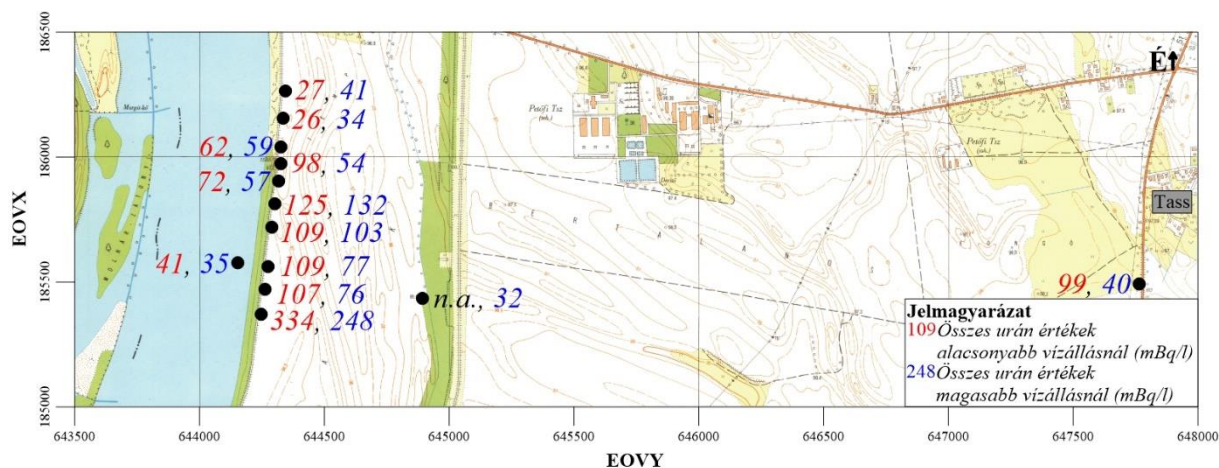
13. ábra: A vizsgálati terület vízmintáinak mangán koncentrációi µg/l-ben. Itt is megfigyelhető egy fokozatos koncentráció növekedés északról dél felé haladva. A II/2/4 megfigyelő kútban az alacsonyabb vízálláskor mért értékekhez képest 2-3 nagyságrenddel nagyobb düsülés következett be magasabb vízálláskor.

Az alacsonyabb vízálláskor minták elhanyagolható ^{226}Ra értékeit (2–9 mBq/l) figyelembe véve, a magasabb vízállásnál gyűjtött vízmintákban a ^{226}Ra koncentrációk már nem kerültek meghatározásra. A mintákban a mért rádium koncentrációja a kimutatási határ (5 mBq/l) alatt vagy közelében volt. Ezek az aktivitáskoncentrációk messze alulmaradnak az izotóp parametrikus határértékétől (500 mBq/l) (201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet). Ugyan a ^{222}Rn mérésekre mindkét mintavételnél sor került, a mért eredmények szintén a kimutatási határ (5 Bq/l) alatt vagy közelében voltak (0–12 Bq/l). A vizekben előforduló ^{222}Rn egészségre ártalmas koncentrációja 100 Bq/l, tehát az ivóvíz – radon és rádium szempontjából vizsgálva – fogyasztásra alkalmas (201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet).

Az urán koncentrációkat kétféle módszerrel mértük. Az ELTE-n használt nuklidspecifikus mérési módszer segítségével összes urán aktivitáskoncentrációt (^{234}U , ^{235}U és ^{238}U) határoztunk meg, míg a Nemzeti Népegészségügyi Központ által alkalmazott ICP-MS módszerrel a ^{238}U izotópjának koncentrációját kaptuk meg. A nuklidszelektív eljárás alkalmával az alacsonyabb vízálláskor gyűjtött vízminták összes urán aktivitása (26–334 mBq/l) szignifikánsan nagyobb volt, mint a magasabb vízállású vízminták koncentrációja (32–248 mBq/l). Az alacsonyabb vízállású mintavételek átlagos értéke 101 mBq/l, a magasabb vízállású mintáké csak 76 mBq/l. Külön kutakra nézve 11 kútból 9 esetben az alacsonyabb vízálláskor szedett minták koncentrációi magasabbak voltak (3–86 mBq/l) (14. ábra), mint a magasabb vízálláskor, azonban a vízbázis északi két kútja, a T-12 és T-13, valamint a tőlük délebbre elhelyezkedő T-14 termelőkutak eredményei magasabb vízállásnál kicsit magasabbak (+7–14 mBq/l), mint alacsonyabb vízállásnál, bár a $\pm 6\text{--}10$ mBq/l-es hibával számolva nincs az értékekben eltérés. Ezek alapján az eredmények alapján jól látható az eltérés a két mintázási időpont között. Az alacsonyabb aktivitáskoncentrációkat a vízbázis északi részén (T-12, T-13), míg a legmagasabb értékeket a legdélebbi mintázott kutaknál mértük (T-6, T-14, T-15). A T2/A és T-4 kutaknál a hibát beleszámítva nincs különbség, a legnagyobb eltérések a II/A/4 (49 mBq/l) és T-6. (86 mBq/l) kutak esetében figyelhetők meg. Északról dél felé haladva egy fokozatos, trendszerű koncentráció növekedés figyelhető meg (15. ábra), amely egybevág a vízbázis földtani jellegzetességeivel, mivel a vízadó réteg vastagsága is dél felé vékonyodik, ezért rosszabb minőségű és kevesebb mennyiségű vizet tudnak termelni (Csiszár 2019). A vízminták vas- és mangán koncentrációiban is egy fokozatosan növekvő trend látszik északról délre haladva (12. ábra és 13. ábra). Ellenben Ny-K-i irányban, a megfigyelő kutak felé egyik paraméternél sem figyelhető meg fokozatos csökkenés vagy emelkedés. Összességében elmondható, hogy a vizsgált radionuklidok közül az összes urán koncentrációk járulnak hozzá leginkább a korábban mért, határértéket meghaladó összesalfa aktivitáshoz, azonban az összes urán értékek sem közelítik meg a parametrikus határértéket, hiszen ez a ^{234}U esetén 2800 mBq/l, míg ^{238}U izotópnál 3000 mBq/l (201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet). Azaz az ivóvíz fogyasztása az urán aktivitáskoncentráció szempontjából sem jelent kockázatot. Ebből látható az, hogy mennyire pontatlan és bizonytalan az összesalfa aktivitás mérésének módszere és alkalmazása (Jobbágy 2022). A parametrikus érték 100 mBq/l, a vizsgált radionuklidok aktivitáskoncentrációi mégis messze alulmaradnak a határértékükhöz képest.



14. ábra: A mintavételi helyszíneken mért összes urán ($^{234}\text{U} + ^{235}\text{U} + ^{238}\text{U}$) aktivitáskonzentrációk a két mintavételi időpontban. A pirossal jelzett pontok az alacsonyabb, míg a késsel színezettek a magasabb vízállásakor gyűjtött minták eredményeit mutatják. A 6-10 mBq/l hibát beleszámolva a T2/A, T-3, T-4, T-12, T-14 és a Duna értékei között nincsen jelentős változás.



15. ábra: A vizsgálati terület vízmintáinak összes urán ($^{234}\text{U} + ^{235}\text{U} + ^{238}\text{U}$) koncentrációi mBq/l-ben. Az első értékek az alacsonyabb, míg a második értékek a magasabb vízállás során mért aktivitásokat ábrázolják. Megfigyelhető az értékek növekedése dél felé haladva, mindkét vízállásnál.

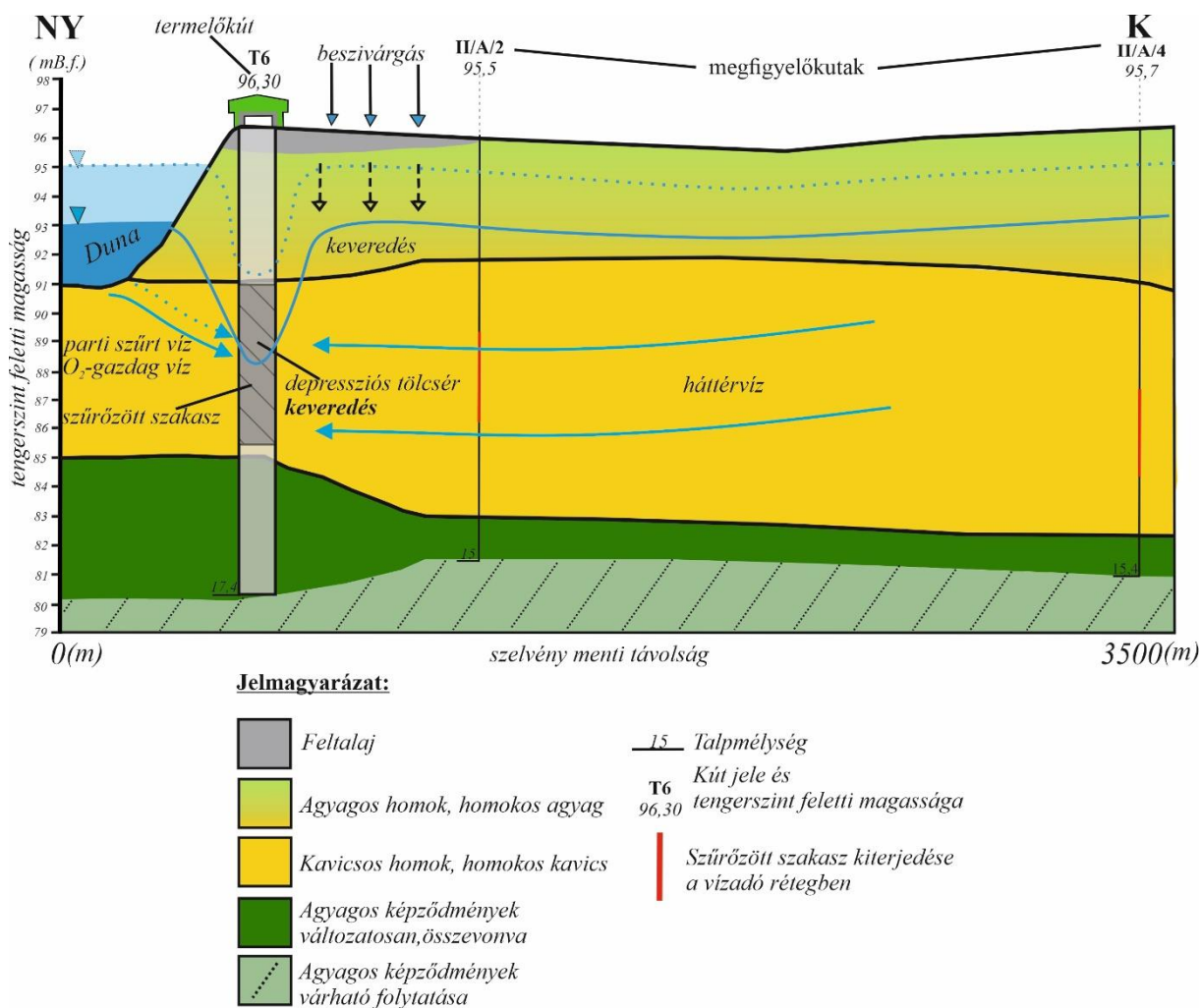
7. Diszkusszió

Az általam mért radionuklid koncentrációkat és az eredményekből levont következtetéseket összehasonlítottam a Csondor és munkatársai (2020) által kapott eredményekkel. Az általuk vizsgált vízbázis esetén mind alacsony, mind magas vízállásnál a ^{222}Rn (9–36 Bq/l) és ^{226}Ra (5–22 mBq/l) koncentrációk összeségében magasabbak voltak, mint a tassi vízbázis esetén. A radon értékekben változás szintén nem látszott a két mintavételi időpont között. Az összes urán aktivitások esetén alacsony vízállásnál a jelen dolgozathoz viszonyítva alacsonyabb

koncentrációkat mértek (22–253 mBq/l), ez elmondható a magasabb vízállás esetén mért uránértékekről is (15–105 mBq/l). Ennek hátterében elsősorban a terület eltérő földtani felépítése állhat. Összefoglalva, mindkét vizsgálatnál az alacsonyabb vízállásnál kapott összes urán koncentrációk magasabbak voltak, mint a folyó magasabb vízállásánál.

A partiszűrési vízbázisok időben dinamikus, tranzien্স rendszerek, hiszen a folyó vízállásának függvényében változik a hidraulikai kapcsolat a felszínalatti víz és a folyó között és a kapcsolat jellege is módosul (rátápláló/megcsapoló folyó) (16. ábra). Már két eltérő vízállásnál vett minták mérési eredményeiből is látható a fő- és nyomelem koncentrációk változása. Ez igaz a radionuklidok, főleg az összes urán aktivitások esetén is, hiszen ezek a sekélymélységű kutak főleg oxidatív viszonyokkal jellemezhető rendszerek, a felszíni víz is tartalmaz oldott oxigént és az urán oxidatív környezetben mobilis (Csondor et al. 2020).

Az urán forrása egyértelműen a földtani felépítéssel magyarázható: a lokálisan heterogén anyagú, arculatú, redox -és pH viszonyokban eltérő, inhomogén agyagos fekü rétegek (vörös, fekete, szürke) magyarázatot adnak a változékony, kútról-kútra eltérő (50–100 méter távolságok), mégis egy É-D-i trendet mutató urán értékekre. Az ártéri, mocsári üledékek szervesanyagban gazdag felhalmozódások és ebből kifolyólag, mivel a szervesanyaghoz tud kötődni az urán, fel is tud dúsulni bennük (Cumberland et al. 2016; Pregler et al. 2019). A vízáadó képződmény alatt található agyagos képződmények térbeli heterogenitást mutatnak, legalább háromféle eltérő tulajdonságú agyagos réteg mutatkozik ebben a 1,5 km-es szakaszban (Scheuer és Horváth 1990). A rétegtani jelentéseket alaposabban újra vizsgálva a redukzív állapotokat jelző mocsári, szürke agyagok a vízbázis termelő kútjainak a déli felétől kezdenek dominánssá válni (T-4-től, T-14-től délre). Az urán redukzív környezetben, szervesanyag dús rétegekben felhalmozódhat, így az alacsony vízálláskor a vízáadó képződményben csökkenő vízszint és egyre mélyülő oxidatív zóna az urán remobilizációját segítheti elő, így jelenhet meg nagyobb koncentrációban a kitermelt vízben. A relatív koncentrációnövekedést még az is előidézi, hogy alacsony vízállásnál a kevesebb folyóvíz-mennyiség miatt a rendszerbe kerülő urán nem tud kellőképpen hígulni, így aktivitása magasabb, mint nagyobb vízállásnál. Tehát, ez a vízbázis hidrogeológiai szempontból időben (hetek-hónapok) és térben (párszáz méter) is rendkívül változékony. Ebben a rendszerben (és hasonló partiszűrészű vagy más dinamikus rendszerekben is) a vízminőségi monitoringot a Duna vízálláshoz kell igazítani, hiszen a mindenkori vízállás a partiszűrési vízbázisoknál alapjaiban határozza meg a kitermelhető ivóvíz mennyiségét és minőségét.



16. ábra: Sematikus szelvény a vízbázis jelenlegi helyzetéről. Az egyre jobban csökkenő vízállás miatt, a kutakban lévő vízszint minél inkább belemetsz a szűrőzött szakaszba, telítetlen zónát alakítva ezzel ki, így komoly vízmennyiségi és vízminőségi problémákhoz vezet/het.

8. Összefoglalás

Az elmúlt néhány évben egyre nagyobb jelentőséget kapott a felszínalatti vizek természetes radioaktivitásának vizsgálata, ugyanis a felszínalatti vízkészlet fontos ivóvízforrás és a vizek megemelkedett radionuklid koncentrációi egészségügyi kockázatot hordozhatnak. Hazánkban a 313/2015 (X.28) számú kormányrendelet tartalmazza az ivóvíz minőségi ellenőrzésének módját. A vizek radioaktivitását trícium, radon, összesalfa és összesbéta mérések formájában ellenőrzik. Az utóbbi pár évben a Bácsvíz Zrt. üzemeltetésében lévő Tass, Gudmon-foki regionális partiszűrűsű vízbázis egyes kútjaiban határértéket (0,1 Bq/l) meghaladó összesalfa aktivitást mértek. A jelenség megértése érdekében és a lehetséges egészségügyi hatás megbecsüléséhez nuklidspecifikus méréseket és hidrogeológiai megközelítést alkalmaztam. A két mintavételi nap során 12 kútból és a Dunából összesen 25 mintát gyűjtöttem. A mintavétel

során rögzítettem a vizek terepi paramétereit (hőmérséklet (T), pH, oldott oxigén (DO, redoxpotenciál (ORP), elektromos vezetőképesség (EC)). A laboratóriumi mérések során meghatározásra kerültek a főion- (Ca^{2+} , Na^+ , K^+ , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , HCO_3^-) és nyomelem (U, Ba, Fe, Mn...) koncentrációk, továbbá a ^{222}Rn , ^{226}Ra és összes urán koncentrációk is. Utóbbi mérésekhez egy egyszerű és költséghatékony mérési technológiát, a Nucfilm diszkeket alkalmazó alfa-spektrometriát alkalmaztam. Összegezve, az átfogó geokémiai elemzés nem mutatott ki ártalmas egészségügyi kockázatot meghaladó koncentrációt sem a főelemek, sem a nyomelemek és ezen belül a ^{222}Ra , ^{226}Ra és összes uránizotópok esetén. Egyedül a vas -és mangán értékek haladják meg a kutak többségében a határértéket, de ezt már hosszú évek óta figyelik és javítják a vízbázis szakemberei. Az urán forrása feltehetőleg a vízáradó képződmény alatt található reduktív, mocsári agyagos réteg. A vízben lévő urán mennyisége dinamikusan változik a Duna mindenkori vízállásával, hiszen magas vízállásnál alacsonyabb (maximum 248 mBq/l), míg alacsony vízállásnál magasabb értékeket mértem (maximum 334 mBq/l). Ennek oka a felszínalatti és Duna víz keveredési arányának változása a vízállás változásával.

A folyamatosan változó éghajlati körülmények, a globális felmelegedés direkt és indirekt hatásai azonban sérülékennyé teszi a parti szűrésű vízbázisokat (Goda 2019). Az erősen változékony vízállás idővel komoly vízmennyiségi -és minőségi problémákhoz vezethet. A Tass, Gudmon-foki vízbázis egyelőre még kielégíti a környező települések igényeit, de a már most fellépő és a jövőbeni problémák miatt nem biztos, hogy a következő évtizedekben is kielégítő lesz. A jövőben megoldást jelenthet a T-12 kúttól északi fekvő magánterület megvásárlása és termelő kutak kiképzése, hiszen a vízáradó képződmény észak felé történő vastagodása kimutatható (Csiszár 2019). A következő években több ilyen tanulmány elkészítése szükséges ahhoz, hogy a dinamikusan változó állapotok által vezérelt problémákat egyáltalán képesek legyünk felismerni és utána megoldást tudjunk nyújtani.

9. Köszönetnyilvánítás

Köszönöm a Bácsvíz Zrt.-nek, hogy lehetővé tették, támogatták a kutatást. Ezen belül is konzulensemnek, Csiszár Endrének, aki a mintagyűjtéseknél kint volt a helyszínen, valamint számos forrást biztosított a számomra. Végül köszönöm témavezetőimnek, Baják Petrának és Erőss Anitának, akik nélkül ez a dolgozat nem valósulhatott volna meg. A kutatás az Éghajlatváltozás Nemzeti Multidiszciplináris Laboratórium RRF-2.3.1-21-2022-00014 számú projekt keretében valósult meg.

10. Mellékletek

Paraméterek	T (°C)	EC (µS/cm) ref. 25°C	DO (%)	DO (mg/l)	pH	ORP (mV)
Átlag	14	965	39	4	7,4	111
Medián	13	961	40	4	7,4	119
Szórás	3	477	30	3	0,2	69
Minimum	12	341	2	0	7,2	-14
Maximum	25	2190	97	9	8,1	225
Darabszám	12	12	12	12	12	12
Paraméterek	T (°C)	EC (µS/cm) ref. 25°C	DO (%)	DO (mg/l)	pH	ORP (mV)
Átlag	14	951	43	4	7,59	39
Medián	14	816	47	5	7,64	29
Szórás	1	694	24	2	0,37	104
Minimum	12	392	1	0	6,84	-162
Maximum	17	3130	80	8	8,27	197
Darabszám	13	13	13	13	13	13

I. melléklet: A terepi paraméterek leíró statisztikája. A felső táblázat az alacsonyabb vízállás, az alsó a magasabb vízálláskor gyűjtött mintavételek eredményeit mutatja.

Azonosító	Li (µg/l)	B (µg/l)	Ti (µg/l)	Cr (µg/l)	Mn (µg/l)	Fe (µg/l)	As (µg/l)	Se (µg/l)	Sr (µg/l)
II/A/4	25,0305	75,1506	13,6746	6,385	1002,02836	9510,38	3,0349	4,10022	1508,17

II. melléklet: A II/A/4 megfigyelőkútból a magasabb vízállás során gyűjtött vízminta kiugró nyomelem koncentrációi.

Azonosító	Ca (mg/l)	Na+K (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Ba (µg/l)	²³⁸ U (µg/l)
T2/A	60	36	21	28	66	271	36	60	46	3
T3	82	66	33	54	110	406	90	236	98	3
T4	91	80	40	65	160	453	359	326	110	5
T5	80	90	37	53	140	474	390	432	101	4
T6	97	103	58	72	240	582	239	354	144	11
T11	73	56	29	44	100	372	119	119	80	3
T12	68	34	29	36	86	318	258	239	82	2
T13	56	29	19	26	63	257	60	107	48	2
T14	96	80	40	65	140	460	269	376	110	6
T15	76	101	40	49	160	460	916	346	112	4
II/A/4	120	102	94	220	380	724	82	4	42	5
Duna	49	15	14	19	30	183	1281	109	32	1
Paraméterek	Ca (mg/l)	Na+K (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Ba (µg/l)	²³⁸ U (µg/l)
Átlag	79	66	38	61	140	413	342	226	84	4
Medián	78	73	35	51	125	430	248	238	90	3
Szórás	20	31	21	53	94	149	380	142	35	3
Minimum	49	15	14	19	30	183	36	4	32	1
Maximum	120	103	94	220	380	724	1281	432	144	11
Darabszám	12	12	12	12	12	12	12	12	12	12

III. melléklet: Az alacsonyabb vízállás (2022. július 27.) során gyűjtött vízmintákban mért fő- és nyomelem koncentrációk és azok leíró statisztikája.

Azonosító	Ca (mg/l)	Na+K (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Ba (µg/l)	²³⁸ U (µg/l)
T2/A	58	29	18	23	53	244	29	60	41	2
T3	81	56	30	43	87	379	78	213	92	3
T4	76	49	30	36	95	352	254	247	75	6
T5	74	62	31	36	95	379	269	351	83	4
T6	96	111	54	58	190	562	91	125	122	11
T11	70	45	25	34	73	318	91	102	68	3
T12	69	31	27	30	70	305	202	236	75	2
T13	61	28	19	23	54	257	116	118	46	2
T14	88	61	34	47	110	393	196	377	97	7
T15	75	83	36	37	120	420	648	304	100	4
II/A/2	60	124	34	42	110	528	728	142	108	1
II/A/4	268	136	140	250	720	1117	9510	1002	65	1
Duna	57	15	13	17	29	189	330	27	32	1
Paraméterek	Ca (mg/l)	Na+K (mg/l)	Mg (mg/l)	Cl (mg/l)	SO ₄ (mg/l)	HCO ₃ (mg/l)	Fe (µg/l)	Mn (µg/l)	Ba (µg/l)	²³⁸ U (µg/l)
Átlag	87	64	38	52	139	419	965	254	77	4
Medián	74	56	30	36	95	379	202	213	75	3
Szórás	56	39	32	60	179	235	2576	250	27	3
Minimum	57	15	13	17	29	189	29	27	32	1
Maximum	268	136	140	250	720	1117	9510	1002	122	11
Mintaszám	13	13	13	13	13	13	13	13	13	13

IV. melléklet: A magasabb vízállás (2022. október 25.) során gyűjtött vízmintákban mért fő- és nyomelem koncentrációk és azok leíró statisztikája.

Kutak sorszáma	Összes alfa sugárzó	Összes béta sugárzó	Mintaazonosító szám	Mintavétel dátuma	Hidrológiai helyzet aznap a Dunán
T-2/A	<0,04 Bq/l	0,11 Bq/l	05324/2021	2021.08.30	92,63 mBf abszolút vízállás (336 cm; középvíz)
T-3	<0,04 Bq/l	0,14 Bq/l	05325/2021	2021.08.30	92,63 mBf abszolút vízállás (336 cm; középvíz)
T-4	0,06 Bq/l	0,16 Bq/l	05326/2021	2021.08.30	92,63 mBf abszolút vízállás (336 cm; középvíz)
T-5	0,06 Bq/l	0,09 Bq/l	05327/2021	2021.08.30	92,63 mBf abszolút vízállás (336 cm; középvíz)
T-6	0,11 Bq/l	0,26 Bq/l	05328/2021	2021.08.30	92,63 mBf abszolút vízállás (336 cm; középvíz)
T-11	0,05 Bq/l	0,17 Bq/l	05873/2021	2021.09.21	91,66 mBf abszolút vízállás (239 cm; középvíz)
T-12	<0,04 Bq/l	0,17 Bq/l	00936/2022	2022.02.28	91,94 mBf abszolút vízállás (267 cm; középvíz)
T-13	<0,04 Bq/l	0,18 Bq/l	00937/2022	2022.02.28	91,94 mBf abszolút vízállás (267 cm; középvíz)
T-14	0,1 Bq/l	0,21 Bq/l	00938/2022	2022.02.28	91,94 mBf abszolút vízállás (267 cm; középvíz)
T-15	<0,04 Bq/l	0,16 Bq/l	00939/2022	2022.02.28	91,94 mBf abszolút vízállás (267 cm; középvíz)

V. melléklet: összesalfa- és összesbéta-aktivitás mérése a vízbázis területén

Azonosító	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn hiba	²²⁶ Ra (mBq/l)	²²⁶ Ra hiba	Összes Urán (mBq/l)	Összes U hiba
T2/A	11	0,5	5	2	62	8
T3	8	0,4	5	2	72	8
T4	6	0,4	3	2	109	11
T5	6	0,4	4	2	109	10
T6	9	0,4	9	3	334	18
T11	7	0,4	6	2	98	10
T12	7	0,4	4	2	27	5
T13	9	0,4	2	2	26	5
T14	9	0,4	4	2	125	11
T15	10	0,5	4	2	107	10
II/A/4	0	0,3	7	3	99	10
Duna	-	-	3	1	41	6
Paraméterek	²²² Rn (Bq/l)	²²² Rn hiba	²²⁶ Ra (mBq/l)	²²⁶ Ra hiba	Összes Urán (mBq/l)	Összes U hiba
Átlag	8	0,4	5	2	101	9
Medián	8	0,4	4	2	99	10
Szórás	3	0,1	2	1	81	3
Minimum	0	0,3	2	1	26	5
Maximum	11	0,5	9	3	334	18
Darabszám	11	11	12	12	12	12

VI. melléklet: Az alacsonyabb vízálláskor (2022. július 27.) gyűjtött vízmintákban mért radionuklid aktivitáskoncentrációk és azok leíró statisztikája.

Azonosító	²²² Rn(Bq/l)	²²² Rn hiba	Összes U (mBq/l)	Összes U hiba
T2/A	10,3	0,5	59	8
T3	9,2	0,4	57	8
T4	3,3	0,3	103	10
T5	6,2	0,4	77	9
T6	8,0	0,4	248	16
T11	7,9	0,4	54	7
T12	9,4	0,5	41	6
T13	8,3	0,4	34	6
T14	6,9	0,4	132	12
T15	7,6	0,4	76	9
II/A/2	6,9	0,4	32	6
II/A/4	11,6	0,5	40	6
Duna	-	-	35	6
Paraméterek	²²² Rn(Bq/l)	²²² Rn hiba (Bq/l)	Összes U (mBq/l)	Összes U hiba (mBq/l)
Átlag	8	0,4	76	8
Medián	8	0,4	57	8
Szórás	2	0,0	60	3
Minimum	3	0,3	32	6
Maximum	12	0,5	248	16
Darabszám	12	12	13	13

VII. melléklet: A magasabb vízállás (2022. október 25.) során gyűjtött vízmintákban mért radionuklid aktivitáskoncentrációk és azok leíró statisztikája.

11. Irodalomjegyzék

- Aujeszky G., Petz R., Sajgó Zs., Scheuer Gy. (1989): Új partiszűrészű vízbázis a Duna bal partján Tassnál. Földmérő és Talajvizsgáló Vállalat, 11p.
- Aujeszky G., Scheuer Gy. (1983): A kunszentmiklós-tassi kistérségi vízmű vízszerzési lehetőségei. Hidrológiai Tájékoztató, ápr. 26-28.
- Baják, P., Csondor, K., Pedretti, D., Muniruzzaman, M., Surbeck, H., Izsák, B., Erőss, A. (2022). Refining the conceptual model for radionuclide mobility in groundwater in the vicinity of a Hungarian granitic complex using geochemical modeling. Applied Geochemistry, 137, 105201.
- Baják, P., Hegedűs-Csondor, K., Tiljander, M., Korkka-Niemi, K., Surbeck, H., Izsák, B., Erőss, A. (2022). Integration of a Shallow Soda Lake into the Groundwater Flow System by Using Hydraulic Evaluation and Environmental Tracers. Water, 14(6), 951.
- Bourdon B., Turner S., Henderson G. M., Lundstrom C. C. (2003). Introduction to U-series geochemistry. Rev. Mineral. Geochem., 52, 1–21.
- Bufa-Dórr Zs., Izsák B. Dr., Osváth Sz., Sebestyén Á. Dr., Vargha M. 2022: Módszertani útmutató ivóvizek radiológiai paramétereinek vizsgálatához és értékeléséhez. Budapest - Nemzeti Népegészségügyi Központ, 34p.
- Chabaux F., Riotte J., Dequincey O. (2003). U–Th–Ra fractionation during weathering and river transport. Rev. Mineral. Geochem., 52(1), 533–576.
- Chau, D. N., Dulinski, M., Jodlowski, P., Nowak, J., Rozanski, K., Slezlak, M., & Wachniew, P. 2011: Natural radioactivity in groundwater - a review. – Isotopes in Environmental and Health Studies 47/4, 415–437.
- Croghan, C. A. P. P. E., & Egeghy, P. P. (2003). Methods of dealing with values below the limit of detection using SAS. Southern SAS User Group, 22, 24.
- Cumberland, S. A., Douglas, G., Grice, K., & Moreau, J. W. (2016). Uranium mobility in organic matter-rich sediments: A review of geological and geochemical processes. Earth-Science Reviews, 159, 160-185.
- Csiszár E. (2019): Kihívások a Tass, Gudmon-foki parti szűrészű regionális vízbázis üzemeltetésében. Kecskemét, Bácsvíz Zrt. 13p.
- Csondor, K., Baják, P., Surbeck, H., Izsák, B., Horváth, Á., Vargha, M., & Erőss, A. (2020). Transient nature of riverbank filtered drinking water supply systems-A new challenge of natural radioactivity assessment. Journal of environmental radioactivity, 211, 106072.
- Davideszné Dömötör K. (2012): Dunai Kistérségi vízmű Gudmon-foki vízbázis * Védőidom felülvizsgálata. Budapest, AQUIEFR Kft. 29p.
- Eikenberg, J., Tricca, A., Vezzu, G., Bajo, S., Ruethl, M., & Surbeck, H. 2001: Determination of ^{228}Ra , ^{226}Ra and ^{224}Ra in natural water via adsorption on MnO_2 -coated discs. – Journal of Environmental Radioactivity 54/1, 109–131.

- Eisenlohr, L., Surbeck, H. (1995). Radon as a natural tracer to study transport processes in a karst system. An example in the Swiss Jura. – C.R. Acad. Sci. Paris, Sciences de la terre et des planètes. 321 (2a) pp. 761–767.
- Erőss A., Csondor K., Izsák B., Vargha M., Horváth Á., Pándics T. (2018). Uranium in groundwater – the importance of hydraulic regime and groundwater flow system's understanding. *J. Environ. Radioact.*, 195, 90–96.
- Erőss A., Mádl-Szőnyi J., Surbeck H., Horváth Á., Goldscheider N., Csoma A. É. (2012). Radionuclides as natural tracers for the characterization of fluids in regional discharge areas, Buda Thermal Karst, Hungary. *J. Hydrol.*, 426–427, 124–137.
- Erőss A., Surbeck H., Csondor K., Horváth Á., Mádl-Szőnyi J., Lénárt L. (2015). Radionuclides in the waters of the Bükk region, Hungary. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 303, 2529–2533.
- European Commission (2008). Groundwater protection in Europe. ISBN: 978-92-79-09817-8.
- Földi László – Kuti Rajmund (2014): Extreme weather phenomena 2. The process of remediation. *Hadmérnök*, 9. évf. 2. sz. 250–256. Forrás: www.hadmernok.hu/142_23_foldil_kr.pdf (A letöltés dátuma: 2018. 11. 14.)
- Geohidroterv Kft. (2002). Dunai Kistérségi Vízmű Gudmon-foki vízbázis üzemelő, sérülékeny földtani környezetű vízbázis biztonságba helyezése I. diagnosztikai fázis Összefoglaló értékelő dokumentáció I. kötet; tervszám: G-99/111.
- Geomega Kft. (2001): A Gudmon-foki vízbázis előterében, a Duna 1583,8- 1585,3 fkm szakaszán végzett nagyfelbontású vízi szeizmikus szelvényezés. Budapest. 17p.
- Goldscheider N., Drew D. (2014). Methods in karst hydrogeology. International contribution to hydrogeology, IAHS. Taylor and Francis/Balkema, London, 264 p. ISBN: 9780367388980
- Hoehn, E. 1998: Radionuclides in groundwaters: contaminants and tracers. – IAHS Publication no. 250.
- Jeyakumar, R., Parimalarenganayaki, S., Lakshmanan, E., 2017. River bank filtration for natural treatment of water in India: a review. *Int. J. Civ. Eng. Technol.* 8 (8), 1203–1212.
- Jobbágy V., Kávási N., Somlai J., Dombóvári P., Kardos R., Kovács T. (2010). Radioanalytical investigations of uranium concentrations in natural spring, mineral, spa and drinking waters in Hungary. *J. Radioanal. Nucl. Chem.*, 286(2), 417–422.
- Jobbágy V., Merešová J., Wätjen U. (2014). Critical remarks on gross alpha/beta activity analysis in drinking waters: conclusions from a European interlaboratory comparison. *Appl. Radiat. Isot.*, 87, 429–434.
- Jobbágy, V. (2022). Rapid radionuclide specific screening procedures in drinking water: alternative options to replace inaccurate gross activity measurements. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 331(9), 3877–3885.
- Jobbágy, V., Merešová, J., Dupuis, E., Kwakman, P., Altitoglou, T., Rožkov, A., Hult, M., Emteborg, H., Wätjen, U. (2015). Results of a European interlaboratory comparison on

- gross alpha/beta activity determination in drinking water, *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 306(1): 325–331
- Kovács-Bodor P., Csondor K., Erőss A., Szieberth D., Freiler-Nagy Á., Horváth Á., Bihari Á., Mádl-Szőnyi J. (2019). Natural radioactivity of thermal springs and related precipitates in Gellért Hill area, Buda Thermal Karst, Hungary. *J. Environ. Radioact.*, 201, 32–42.
- Mádlné Szőnyi, J., Czauner, B., Simon, S., Erőss, A., Zsemle, F., Pulay, E., & Havril, T. 2013: *Hidrogeológia. – jegyzet, Eötvös Loránd tudományegyetem, Budapest, 170p.*
- Martin A. J., Crusius J., Mcnee J. J., Yanful E. K. (2003). The mobility of radium-226 and trace metals in pre-oxidized subaqueous uranium mill tailings. *Appl. Geochem.*, 18, 1095–1110.
- MFGI (2015) Magyar Földtani és Geofizikai Intézet Vízföldtani Főosztály, Vízföldtani Napló Tass, Dunapart Vízmű T-12. (K-115 OKK) jelű kút; nyilvántartási szám: 222/2015.
- Nemzeti Vízstratégia – Kvassay Jenő Terv (2017). <http://www.kormany.hu/download/6/55/01000/Nemzeti%20V%C3%ADzstrat%C3%A9gia.pdf>
- Országos Meteorológiai Szolgálat: 2018 a legmelegebb év 1901 óta Magyarországon – előzetes éghajlati értékelő (2019). Forrás: www.met.hu/omsz/OMSZ_hirek/index.php?id=2384 (A letöltés dátuma: 2019. 01. 06.)
- Porcelli, D., & Swarzenski, P. W. 2003: The Behavior of U- and Th-series Nuclides in Groundwater. – *Reviews in Mineralogy and Geochemistry* 52/1, 317–361.
- Pregler A., Surbeck H., Eikenberg J., Werthmüller S., Szidat S., Türler A. (2019). Increased uranium concentrations in ground and surface waters of the Swiss Plateau: A result of uranium accumulation and leaching in the Molasse basin and (ancient) wetlands? *Journal of Environmental Radioactivity*, 208, 106026
- Scheuer Gy., Horváth T. (1990): *A Tassi regionális vízműnél feltárt pleisztocén agyagok mérnökgeológiai és geokémiai vizsgálata és értékelése. Budapest, Magyarhoni Földtani Társulat. 23p.*
- Sheppard M. I. (1980). *The Environmental Behavior of Uranium and Thorium. Technical Report AECL-6795. Whiteshell Nuclear Research Establishment. Atomic Energy of Canada Ltd., Pinawa, Manitoba, Kan*
- Skeppström, K., Olofsson, B., 2007. Uranium and radon in groundwater - an overview of the problem. *Eur. Water* 17/18, 51–62.
- Surbeck, H. 1995: Determination of natural radionuclides in drinking water; a tentative protocol. – *Science of the Total Environment* 173–174/C, 91–99.
- Surbeck, H. 2000: Alpha spectrometry sample preparation using selectively adsorbing thin films. – *Applied Radiation and Isotopes* 53/1–2, 97–100.
- Szabó Z., Zapeczka O. (1991). Geologic and geochemical factors controlling uranium, radium-226, and radon-222 in groundwater, Newark Basin, New Jersey. In: Gundersen L. C. S.,

Wanty R. B. (eds.): *Field Studies of Radon in Rocks, Soils and Water*, USGS Numbered Series No. 1971. CRC Press, USA.

Tóth J. (1999). *Groundwater as a geologic agent: An overview of the causes, processes, and manifestations*. – *Hydrogeology Journal* 7/1, 1–14.

WHO 2017: *Guidelines for drinking-water quality* 4th ed. Incorporating the first addendum 541p.

WHO 2018: *Management of radioactivity in drinking-water* 1th ed. 104p.

Zoltán, G. (2019). *Az éghajlatváltozás lehetséges hatásai a parti szűrős vízbázisokra*. *Műszaki Katonai Közlöny*, 29(1), 185-194.

Internetes források:

https://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/?uri=uriserv%3AOJ.L_.2013.296.01.0012.01.HUN

<https://njt.hu/jogszabaly/2001-201-20-22>

<https://njt.hu/jogszabaly/2015-313-20-22>

<https://physics.elte.hu/>

<https://www.triskem-international.com/>

<https://www.vizugy.hu/?mapModule=OpGrafikon&AllomasVOA=1649605E-97AB-11D4-BB62-00508BA24287&mapData=Idosor>