

DIPLOMADOLGOZAT

Kántor Mónika

2024



**Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Szent István Campus
Környezettudományi Intézet
környezetmérnök mesterképzési szak**

**TERMÉSZETES VIZEK RADONTARTALMÁNAK
VIZSGÁLATA A GÖDÖLLŐI DOMBSÁG TERÜLETÉN**

Belső konzulens:

Dr. habil. Horváth Márk Kálmán
egyetemi docens, tankszékvezető

**Belső konzulens
intézete/tanszéke:**

Környezettudományi Intézet
Környezetanalitikai és
Környezettechnológiai Tanszék

Készítette:

Kántor Mónika

**Gödöllő
2024**

Tartalomjegyzék

1.	<i>Bevezetés és célkitűzések</i>	4
2.	<i>Szakirodalmi áttekintés</i>	6
2.1	<i>Radioaktivitás a környezetben</i>	6
2.2	<i>A radon</i>	9
2.3	<i>Radioaktivitás mérése</i>	13
2.4	<i>Vizek radontartalom meghatározására vonatkozó nemzetközi és hazai mérések</i>	14
2.5	<i>Vizek radon- és rádiumtartalmára vonatkozó hazai szabályozások</i>	16
2.6	<i>Vizek jellemzői</i>	17
2.7	<i>Labormérés</i>	20
2.7.1	<i>Klasszikus analitika</i>	20
2.7.2	<i>Nagyműszeres analitika</i>	21
2.7	<i>Gödöllői-dombság tájföldrajzi jellemzése</i>	23
3.	<i>Anyag és módszer</i>	26
3.1	<i>Területek bemutatása</i>	26
3.2	<i>Helyszíni mérés</i>	28
3.3	<i>Labormérés</i>	30
3.3	<i>Radon mérés</i>	33
4.	<i>Eredmények és értékelésük</i>	35
4.1	<i>Labormérési eredmények</i>	35
4.2	<i>Helyszíni mérési eredmények</i>	38
4.3	<i>Radon mérési eredmények</i>	39
5.	<i>Következtetések és javaslatok</i>	43
6.	<i>Összefoglalás</i>	45
7.	<i>Irodalomjegyzék</i>	46
8.	<i>Táblázatok és ábrák jegyzéke</i>	49

1. Bevezetés és célkitűzések

A természetes radioaktív sugárzás 4,5 milliárd évvel ezelőtt a Föld keletkezésével jött létre. Jelenléte állandó, ezáltal a szervezetünket folyamatosan éri háttérsugárzás. A radioaktív sugárzásért többek között az urán és tórium izotópjai a felelős. Ezek megtalálhatóak a Föld mélye mellett, a felszínen a bioszféra közvetlen közelében, a talajban és a kőzetekben (SZABÓ S. A. 1987).

A természetben megtalálható radioaktív izotópok közül egészségügyi szempontból a radon a legjelentősebb. A radon koncentráció ismerete a sugárvédelem szempontjából kiemelkedő jelentőséggel bír, mivel a természetes háttérsugárzás, így az emberi szervezetet érő sugárterhelés több mint feléért ez a radioaktív nemesgáz a felelős.

A radont elsősorban káros hatásai miatt ismerték fel és kezdték el kutatni. Az 1800-as években az uránbányákban a munkások nagy része szenvedett tüdőrákban, ez keltette fel az érdeklődést és vetette fel a kérdést, hogy mitől? Majd bebizonyosodott, hogy a radongáz belégzése hosszútávon károsítja a sejteket és tüdőrákot okozhat (MARX GY. 1996). Az amerikai (KREWSKI 2005) és európai (DARBY 2004) epidemiológiai vizsgálatok kimutatták az összefüggést, az emelkedett beltéri radonkoncentráció és a tüdőrák kialakulása között. A radon koncentráció folyamatos monitorozása ezért napjainkban kiemelkedő népegészségügyi feladat. A Központi Statisztikai Hivatal által közzétett adatok alapján (KSH 2024) a 2003-2015. évek között a százezer lakosra számított éves tüdőrák eset 105,7-119,4 között volt, ami 10 millió lakosra számítva évente átlagosan 10 570-11 940 új, daganatos megbetegedésnek felel meg. Ha a WHO becslését vesszük alapul, hogy a tüdőrák kialakulás mintegy 3-14%-áért felelős a radon, ez alapján Magyarországon a radon mintegy 317-1 672 rákos megbetegedést okozhat évente. Ettől függetlenül azt gondolom, hogy manapság sokan indokolatlanul tartanak a radioaktív sugárzástól. Elsősorban a megfelelő tájékozottság hiánya miatt az emberek többsége elsősorban a Csernobilban történt reaktor balesetre asszociálnak. Nem is gondolnak arra, hogy a radioaktív hatások többsége természetes jellegű és a kőzetekből érkezik.

A diplomamunkámhoz kiválasztott mintaterületek közül több helyen is ivóvízként fogyasztják a vizsgált vizeket, azonban a radontartalomról nincsenek átfogó adatok. Célom, hogy ezeken a területeken radon és vízkémiai vizsgálatokat végezzek.

Mintaterületeim Gödöllőn a Petőfi forrás, a Pap-Miska kút, a Rákos patak 4 pontja, Fóton az artézi kút, Őrbottyánban a Sződ-Rákos patak 4 különböző pontja.

A terepi kiszállások alkalmával a helyszínen az alábbi paraméterek kerültek mérésre: oldott oxigén, vezetőképesség, hőmérséklet, redox-potenciál, pH és radontartalom. További

laboratóriumi elemzésekhez vízminta került begyűjtésre, melyből meghatározásra került számos ásványi anyag és néhány potenciálisan toxikus anyag, A minták begyűjtés, majd elemzése 2022 augusztusában, 2023 márciusban és 2023 augusztusában történt.

Dolgozatomban fontosnak tartom kiemelni a radon jótékony, élettani hatásait is. Eme nemesgáz jótékony hatását nem lehet elhanyagolni. Az országban számos helyen a radonos víz kúraszerű fogyasztását gyógyászati célra javasolják, valamint Egerben a Török Fürdőben terápiás célra is alkalmazható mozgásszervi megbetegedések esetén.

2. Szakirodalmi áttekintés

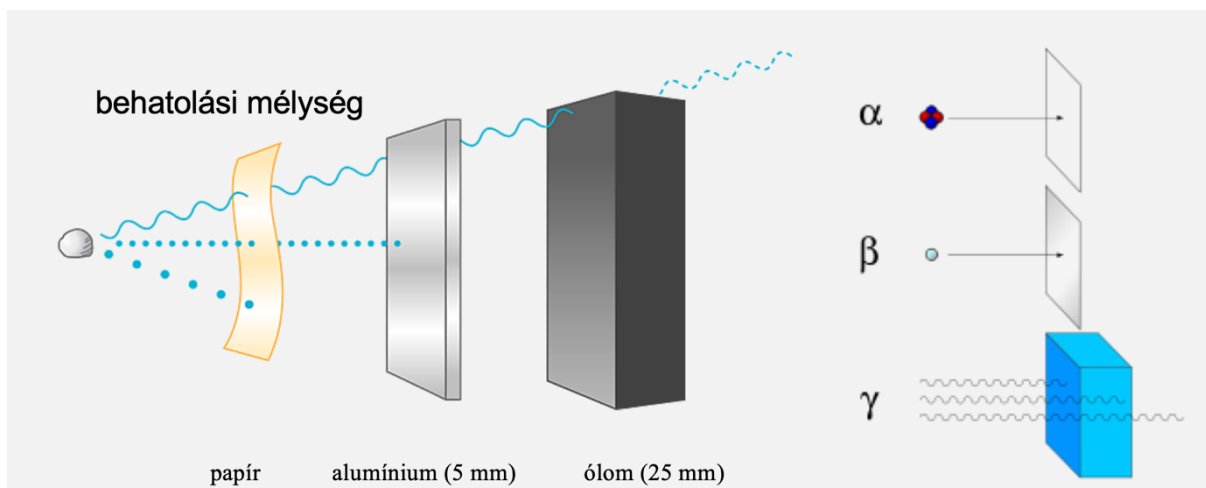
2.1 Radioaktivitás a környezetben

1896. február 24-én Henri Becquerel francia fizikus fedezte fel, hogy ismeretlen sugárzást bocsátanak ki az urántartalmú anyagok. Ezt a folyamatot Marie Curie 1898-ban radioaktivitásnak nevezte. Marie Curie és férje Pierre Curie ebben az évben felfedezte a polóniumot és a rádiumot. 1903-ban Becquerel a Curie házaspárral együtt fizikai Nobel-díjat kapott. 1911-ben Marie Curie a polónium és a rádium felfedezéséért kémiai Nobel-díjat kapott. (RADVANYI P. 1996). A Curie házaspár és Ernest Rutherford kísérletei a radioaktív sugárzásnak két összetevőjét mutatta ki. Az egyik az α -sugárzás, mely valójában hélium atommag, azaz két proton és két neutron alkotja. Erősen ionizál, áthatolóképessége kicsi, egészen rövid a hatótávolsága, levegőben néhány centiméteren elnyelődik. A másik a β -sugárzás, mely negatív elektronokból áll (β^+ esetén pozitronokból). Kevésbé ionizáló hatású, áthatolóképessége nagyobb. β -sugárzás elleni védelemre alacsony rendszámú atomok (grafit, víz, üveg stb.) lehetnek alkalmasak. (GEMESI, 2008)

1900-ban írta le Paul Ulrich Villard a γ -sugárzást, melynek áthatolóképessége a legnagyobb. Később bebizonyították, hogy a γ -sugárzás valójában a röntgen sugaraknál is nagyobb energiájú elektromágneses sugárzás (RADVANYI P. 1996).

A radioaktív elemekből kilépő sugarak a mágneses térben tehát különböző módon viselkednek: az α -sugarak a negatív irányba, míg a β -sugarak a pozitív irány felé hajlanak, a γ -sugarak az irányukat nem változtatják meg. (SZABÓ S. A. 1985).

1. ábra: Sugárzások áthatolóképessége
(Forrás: <https://hu.wikipedia.org/wiki/Radioaktivitás> (2024))



Az atommagokat két csoportra oszthatjuk: stabil és radioaktív magok. A radioaktív magok természetes bomlási folyamaton mennek keresztül miközben nagy energiájú sugárzást kibocsátva más atommagokká alakulnak, bomlanak. Ezt radioaktív bomlásnak nevezzük. A természetes bomlás folyamata közben ezek az izotópok radioaktív sugárzást bocsájtanak ki (HEGEDŰS, 2018). A bomlás során a keletkező ún. *leányelemek* maguk is radioaktívak és tovább bomlanak.

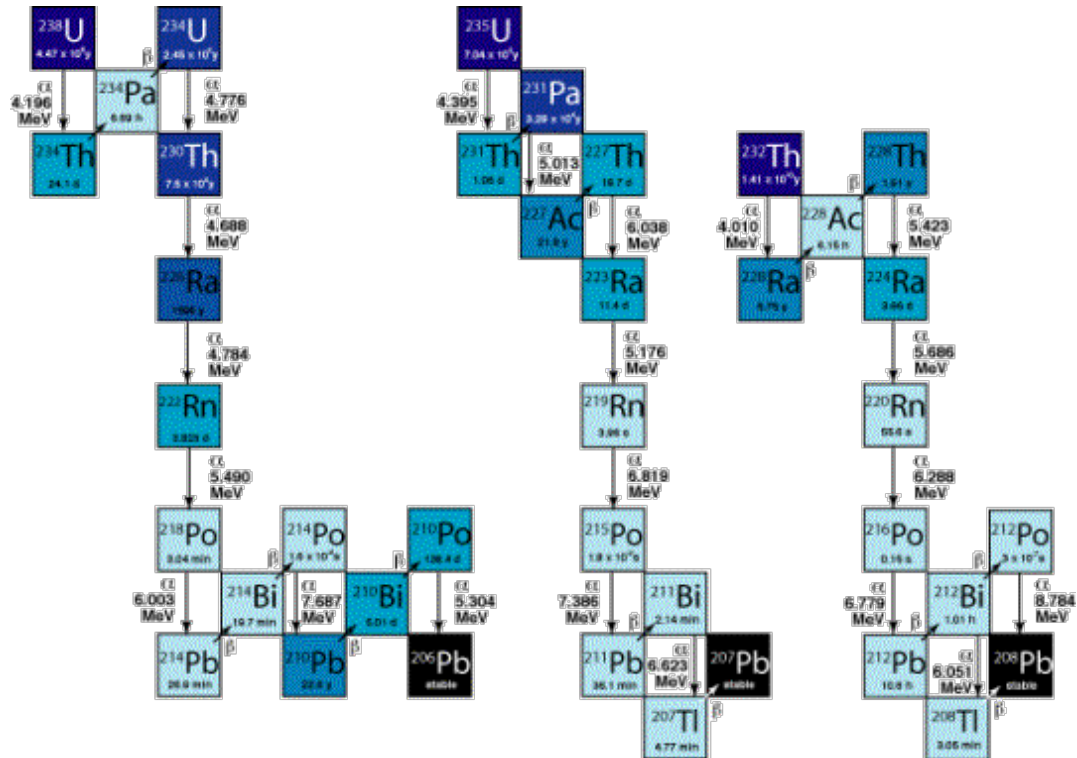
Az egyik legismertebb és legfontosabb radioaktív bomlási sor a ^{238}U sor. Első lépésként az ^{238}U magja α -sugárzást bocsát ki és tóriummá alakul át, majd a tórium β -sugárzással jut el végül a ^{206}Pb izotópjára.

Az urán bomlási sor egyik jelentős következménye az általa termelt hőenergia, amelyet felhasználhatunk energiatermelésre, például atomreaktorokban.

Egy másik példa az izotópok bomlási soraira a rádium sor, amely ^{226}Ra , ^{222}Rn és ^{218}Po izotópokból áll. Az izotópok egymásba alakulva szintén különböző típusú sugárzást bocsátanak ki, és ezáltal az emberi egészségre való hatásuk is eltérő lehet. A radon belélegezve a hörgőkre és a tüdőre káros, a rádium viszont a csontokban lévő sejtekben halmozódik fel és hosszú távon súlyos egészségügyi problémákat okozhat. (KISS, 2012)

Megkülönböztetünk természetes és mesterséges háttérsugárzást. Természetes, azaz NORM (Naturally Occurring Radioactive Material) háttérsugárzás folyamatosan éri szervezetünket. A természetes sugárzásnak két fajtája van, a kozmikus vagy a földi eredetű. A kozmikus sugárzás a világűrből származik, részben a Naprendszerből, részben a galaxisból. A földi eredetű sugárzás a bolygónk alkotóelemei között található a Föld keletkezésével létrejött radioaktív anyagokból származik. A természetben az alább látható (2. ábra) négy radioaktív bomlási sor található meg. A radioaktív bomlási sorok izotópjai megtalálhatóak a föld felszíni kérgében, a kőzetekben, ásványokban és ezáltal a talajban, vízben, levegőben egyaránt. (KISS Á. – TASNÁDI P. 2012).

2. ábra: Természetben megtalálható radioaktív bomlási sorok
(Forrás: <https://atomfizika.elte.hu/kfiz2/ml/tau.htm> (2024))



A lakosságot érintő sugárterhelések összetétele a következő:

1. a népséget érő természetes háttérsugárzás,
2. diagnosztikai- és orvosi sugárterhelés, ami napjainkban csökkenthető a diagnózis minőségének romlása nélkül,
3. mesterséges radioaktív sugárzás, amely a kísérleti atomrobbantások során a nukleáris fűtőanyagciklusból származó terhelés, illetve az atomerőmű balesetek radioaktív maradványai (BECKER K. 1995).

Az emberi szervezetet érő természetes külső forrásból származó sugárterhelés legjelentősebb komponense a talaj és az épületek γ -sugárzása.

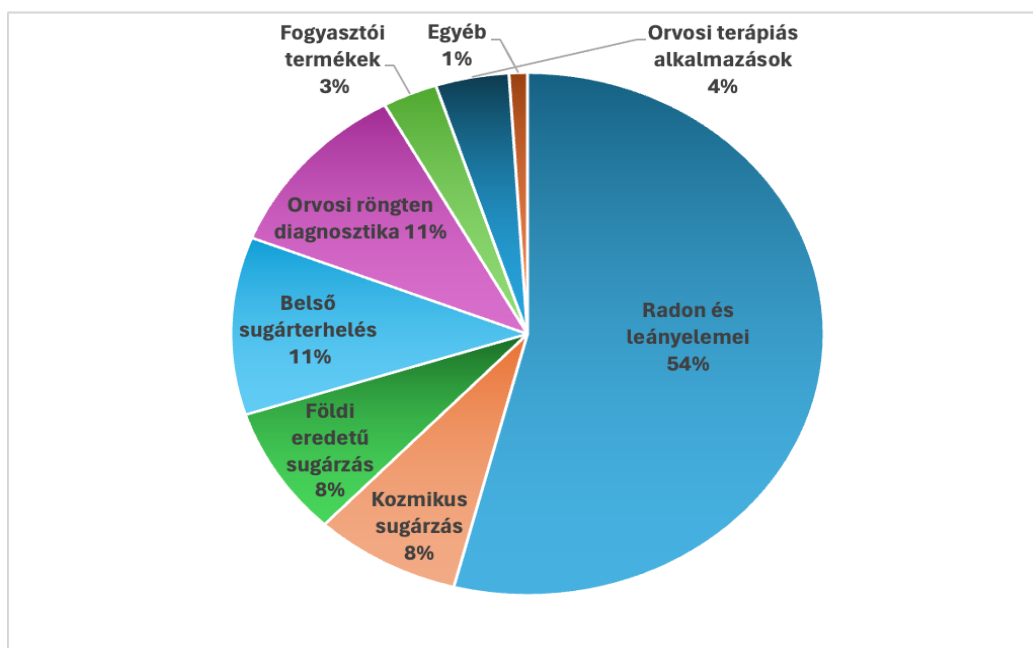
A sugárzás szervezetre gyakorolt elsődleges hatása maga az ionizáció. A sugárzás a sejtekben elsőként az energia-elnyelés következtében fizikai változásokat okoz, majd ennek hatására kialakul a szervezetben a biológiai elváltozás. A sugárzások várható biológiai hatásnak megállapítására fel kell mérni a testszövetekben elnyelt energia mennyiségét. Ehhez ismerni kell a dózismennyiségeket (CSÖVÁRI et al, 1998).

A Földön a természetes sugárterhelés mértékének átlaga 2,4 Sv/év (KANYÁR et al. 2000).

A 3. ábra mutatja a szervezetet érő természetes és mesterséges dózisért felelős sugárzás arányát.

Az ábrán látható, hogy a radon mindkötül a legjelentősebb (54%) (UNSCEAR, 2000).

3. ábra: Radioaktív sugárzás megoszlása a Földön
(Forrás: saját szerkesztés, UNEP (2024) alapján)



2.2 A radon

A radon egy színtelen, szagtalan nemesgáz a periódusos rendszer VIII. főcsoportjában helyezkedik el 86-os rendszámmal. A ^{238}U bomlási sorának 6. leányeleme a ^{222}Rn , ami a ^{226}Ra -ból keletkezik α -bomlással (HEINZ S. 1996).

A radon felezési ideje 3,82 nap. Ez elég idő arra, hogy urántartalmú kőzetből a repedéseken át kiszivároгjon és a levegő, illetve a vizek radon koncentrációját növelje. A ^{232}Th és a ^{235}U bomlási sorában is található radon izotóp, azonban a toron és az aktínium rövid felezési idejük (55 s, 3,9 s) miatt nem jelentenek egészségügyi kockázatot, hiszen mire a kőzetből kiszivároгnak addigra elbomlanak. Az aktinon az ^{235}U , a toron a nevét adó ^{232}Th bomlási sorában található.

*1. táblázat: Radon izotópok anyaelemei és felezési ideje
(Forrás: saját szerkesztés COTHERN és SMITH (1987) nyomán)*

Bomlási sor	Urán	Tórium	Urán
Kiinduló elem és felezési ideje	^{238}U 4,5*10 ⁹ év	^{232}Th 1,39 *10 ¹⁰ év	^{235}U 7,13*10 ⁸ év
Rádium és felezési ideje	^{226}Ra 1622 év	^{224}Ra 3,62 nap	^{223}Ra 11,4 nap
Radon izotóp és felezési ideje	^{222}Rn (radon) 3,82 nap	^{220}Rn (toron) 55,6 s	^{219}Rn (aktinon) 3,9 s
Stabil végmag	^{206}Pb	^{208}Pb	^{207}Pb

A radon élettani hatása vitatott, de nagy mennyiségben mindenképp káros. Már a XVI. századtól ismerik a bányászok a légúti betegséget. A tüdőrák okának korábban az arzént és a szilikogén kőport, a toxikus fémeket tartották.

Rutherford 1900-ban — a radioaktivitás felfedezése után két évvel — fedezte fel a radont. Az 1900-as években Ludewig és Lorensen mutatta ki először a rádium és a tüdőrák közötti kapcsolatot. 30 év elteltével tudták csak meg, hogy a tüdőrákéért a radon a felelős (SZERBIN P. 1994).

A ^{222}Rn leányelemei két csoportra oszthatók: rövid életűek (^{218}Po , ^{214}Pb , ^{214}Bi , ^{214}Po) és hosszú életűek (^{210}Pb , ^{210}Bi , ^{210}Po). A hosszú életű α -sugárzó ^{222}Rn leányelemek csak kis kockázatot jelentenek a tüdőrák kialakulása szempontjából, mert a ^{210}Pb -nek hosszú a felezési ideje (22,3 év), így még bomlása előtt eltávozhat a szervezetből (KURTTIO et al., 2006). A szervezetet érő sugárterhelés elsősorban a radon rövid életű α -sugárzó leányelemeitől (^{214}Po , ^{218}Po) ered (ABUMURAD, 2001). A rövid életű ^{222}Rn leghosszabb bomlás elemének (^{214}Pb) felezési ideje kevesebb, mint 27 perc, ezért az egész sor bomlása lejátsszódik, mielőtt a kiürülne az emberi szervezetből (KATONA, 2006).

A radon rövid bomlási idejű leányelemei rátapadnak a levegőben lévő aeroszolokra. Belélegzéskor kiülnek a hörgők falára és a tüdőbe jutnak, így folyamatos α -sugárzással tudják bombázni az egészséges sejteket.

A levegőből származó radon mellett a vizekből származó radontartalom is növelheti a szervezet sugárterhelését.

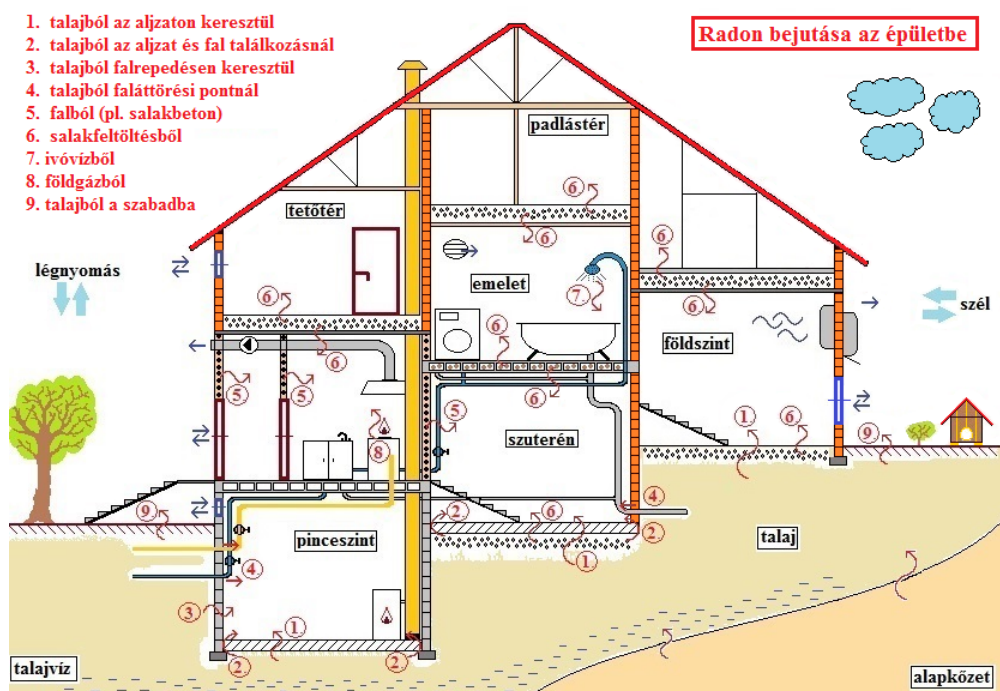
Az 1980-as években kutatások után felismerték, hogy a földkéregből származó radon feldúsulhat rosszul szellőztetett, zárt terekben. A kőzetekből könnyen kidiffundál, így megtalálható a talajban, a vízben és a levegőben. (SZERBIN P. 1994)

A kőzetek és talajok szinte minden esetben tartalmaznak valamilyen mennyiségű uránt, tóriumot, rádiumot (TAYLOR ÉS MCLEAN, 1995). Olyan területeken, ahol a felszín közelében uránt tartalmazó ásványokat tartalmaz a kőzet. Ilyen kőzetek lehetnek a világos vulkanikus kőzetek, a gránit, az agyagpala, a foszfát tartalmú üledékes kőzetek és a metamorf kőzetek (J. K. OTTON - L.C.S. GUNDERSEN - R. R. SCHUMANN 1997). Egy gramm rádiumból 1 év alatt 0,04 ml radongáz keletkezik (SPAITS T. 2007).

A radon átlagos aktivitása nagyon különböző a környezetben. A talajban az érték függ a talaj minőségétől, összetételétől. A felszín alatt 1 méterrel már $\sim \text{kBq/m}^3$ -es értéket ér el. A magas radonkoncentráció miatti aktivitás a bányákban, az alagutakban és a fürdőkben nagyobb eltérést mutat a nem megfelelő szellőztetés következtében. A felszíni vizekben ez az érték sokkal kisebb, természetesen attól is függ, hogy mikor és mennyi csapadék került bele, illetve a talajvíz mennyire befolyásolja. Az emberi szervezetet érő természetes külső forrásból származó sugárterhelés legjelentősebb komponense a talaj és az épületek gamma-sugárzása. Az épületekben a kapott dózis mértéke a házak szerkezetétől, és anyagától is függ, ugyanis az épületek egyrészt védik az embert a külső sugárzástól (a földi és kisebb mértékben a kozmikus sugárzástól) másrészt az épületek belső terének radioaktivitását az építőanyagok ^{226}Ra - és ^{232}Th -tartalma határozza meg.

Jelentős sugárterhelést okozhat zárt, rosszul szellőztetett épületekben az α -sugárzó ^{222}Rn és a ^{220}Rn . Koncentrációjuk többszöröse lehet a jól szellőztetett épületek koncentrációjának. Az egész testre vonatkoztatva a legnagyobb dózist a ^{40}K , valamint a ^{222}Rn és leányelemei aktivitása jelenti. A többi természetes eredetű radioaktív izotóp (pl. a ^{87}Rb , a ^{14}C stb.) együttes sugárterhelése ennél kisebb. Ezek a megállapítások a teljes szervezetre vonatkoznak, és átlagos sugárterhelést jelentenek, az egyes szervek ill. szövetek ennél nagyobb, vagy kisebb sugárdózist kaphatnak. (UNSCEAR, 1988)

4. ábra: A radon épületbe jutásának lehetséges útvonalai (Forrás: <https://www.nnk.gov.hu/index.php/a-radonrol> (2024))



A radon származhat az épület alatti talajból, az épületek építőanyagából, külső szellőztetés által a levegőből, vízvezetéki vízből vagy földgázból.

Azt, hogy a pórusterbe került radon gáz 3,82 nap (felezési idő) alatt mekkora utat tud megtenni, befolyásolja a talaj porozitása, áteresztőképessége, nedvességtartalma, valamint szemcseméret eloszlása (NAZAROFF ÉS NERO, 1988). Minél több, kisebb átmérőjű szemcséből áll a talaj, annál nagyobb felületen történhet radon emanáció (CHAU et al., 2005). A radon mozgását befolyásolhatja még a hőmérséklet, a nyomáskülönbség, és a széljárás változása is (DENMAN et al., 2007).

A radon rákkeltő hatása mellett mindképp meg kell említeni a jótékony hatásait is.

Az országban több helyen a radonos vizet gyógyítás céljából alkalmazzák például az Egri Török Fürdőben. A radonnak fájdalomcsillapító, immunstimuláló, gyulladáscsökkentő hatása van (TÓTH K. 2012). A radonos termálfürdő kifejezetten jó hatással van mozgásszervi megbetegedésekre és fürdőzés közben a levegőből belélegezve immunstimuláló hatással bír. A Török Fürdő előtt található egy kút, melynek radonos vízére tábla figyelmeztet. A lakosság szájhagyomány útján terjedő tapasztalatokat adnak tovább egymásnak, miszerint a víz kiváló, de a radon miatt érdemes kiszellőztetni fogyasztás előtt.

2.3 Radioaktivitás mérése

A kiválasztott mintaterületek vizeinek radon koncentrációját ionizációs kamrás hitelesített AlphaGuard PRQ 2000 (AquaKIT) radon monitorral vizsgáltam. A műszer alkalmas pillanatnyi mintavételhez és hosszú távú monitorozáshoz egyaránt. Ez egy kompakt mérőműszer, mely a radonkoncentráción kívül alkalmas páratartalom, hőmérséklet és légnyomás mérésére is. Mivel hálózati áramforrás nélkül használható, így tökéletes választás terepi levegő, talaj és vizek átfogó vizsgálatára. Nem érzékeny a mozgásra, a hőmérséklet- és a páratartalomváltozást gyorsan érzékeli. (Felhasználói Kézikönyv „AlphaGUARD” 2007). A műszer $2 \text{ Bq/m}^3 - 2 \text{ MBq/m}^3$ mérési tartományban képes mérni és a radon aktivitás koncentráció mellett megadja a mérés abszolút hibájának, a hőmérsékletnek, a légnyomásnak és a relatív páratartalomnak az értékét is. A vízminta paraméter becsléséhez szükséges jelentős adatok: a készülék által jelzett radonkoncentráció a levegőben, a mérés alatti átlaghőmérséklet, a minta térfogata és a levegő térfogata a zárt mérőrendszerben (a monitoron belüli ionizáló kamra térfogata, biztonság és a gáztalanító edények és az összekötő csövek belsejében lévő térfogat).

A végeredményt az [1] képlet adja meg, figyelembe véve a k együttható értékét (1. képlet, diffúziós együttható), amely a hőmérséklettől függ. (JAKOWIUK et al, 2015)

A végeredményt az alábbi képlet alapján számoljuk ki (AquaKIT kézikönyv (2007)) a végeredményt Bq/l mértékegységben:

$$C_{\text{Water}} = \frac{C_{\text{Air}} \left(\frac{V_{\text{System}} - V_{\text{Sample}}}{V_{\text{Sample}}} + k \right) - C_0}{1000} \quad [1]$$

ahol,

C_{Water} : vízminta radon koncentrációja [Bq/l];

C_{Air} : mért radon koncentráció (AlphaGUARD) [Bq/m^3];

C_0 : háttér radon koncentráció [Bq/m^3];

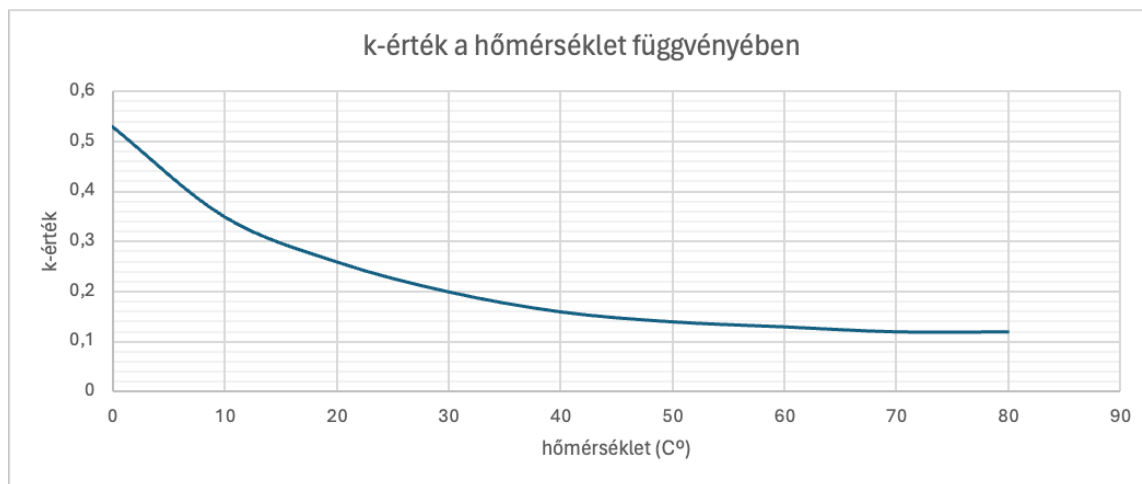
V_{System} : mérőberendezés belső térfogata [ml];

V_{Sample} : a víz minta térfogata [ml];

k : radon diffúziós együttható.

A diffúziós együttható a hőmérséklet függvényében adható meg:

5. ábra: k -érték (Forrás: saját szerkesztés a kézikönyv alapján (2024))



2.4 Vizek radontartalom meghatározására vonatkozó nemzetközi és hazai mérések

A magyarországi lakások radon-szintjéről két nagy volumenű, országos kiterjedésű felmérést végeztek. Nikl István, az Országos „Frédéric Joliot-Curie” Sugárbiológiai és Sugáregészségügyi Kutató Intézet (OSSKI) munkatársa, 1993 és 1994 között 998 lakásban végzett éves időtartamú radon-koncentráció mérést. Az éves időtartamú mérést a Magyarországon uralkodó kontinentális éghajlat indokolta, amely miatt rendszerint ősszel és télen lehet a legmagasabb, tavasszal alacsonyabb, míg nyáron a legalacsonyabb radon szinteket mérni. A nyáron mért átlag érték az őszi átlagérték töredéke is lehet a sokkal gyakoribb és erőteljesebb szellőztetésnek köszönhetően. A napi minimum és maximum érték között rendszerint 2-5-szörös különbség van. A felmérés eredményeként a lakásokban mért átlagos radon-koncentráció 128 Bq/m^3 -nek adódott. A 200 Bq/m^3 -nél magasabb radon-koncentrációjú épületek aránya 16 % volt és a vizsgált helyszínek 1,5 %-ánál lehetett 600 Bq/m^3 -nél magasabb radon szintet mérni. Végeztek méréseket Kővágószőlősen, Magyarország egyetlen –1997-ben bezárt –uránbányája közelében. Kutatásaik központjában az állt, hogy a bányászati alagút közelsége milyen mértékben befolyásolja a családi házak radon szintjét. HÁMORI et al. (2006) több mint 15 000 lakásban végeztek méréseket, mérési eredményeik átlaga 133 Bq/m^3 volt. Később MINDA et al. (2009) 17 244 lakásra terjesztették ki megfigyeléseiket. SZABÓ et al. (2014) kutatásaik során az építőanyag, környezeti hőmérséklet, a szellőztetés és a csapadék

mennyiségének a hatását is kimutatták a belső terek levegőjében 53 lakást megvizsgálva. Jelenleg Magyarországon az átlagos aktivitáskoncentráció 110-150 Bq/m³. A WHO ajánlás ezzel szemben 100 Bq/m³ (ZEEB-SHANNOUN, 2009).

Emelkedett radon koncentrációt az Északi-középhegység vulkánikus eredetű hegységeiben, a Mórágys- és Velencei-röghegység területén, valamint az Alföld területének egy kis részén találtak. Ezen kívül tudományos kutatási célból felmérések készültek fürdők, bányák, barlangok, más földalatti munkahelyek (borospincék) levegőjének radon-koncentrációjáról, ahol szintén emelkedett radon-koncentráció volt mérhető. ÁDÁNY T. (2005) mérései a Balaton északi partján történtek. Forrásai vagy valamilyen szerkezeti vonal (törés, haránt irányú vető) mentén bukkannak felszínre, vagy valamilyen mélyebb térszínű, eróziós völgyben fakadnak. A legmagasabb radonértékek (60-140 Bq/l) olyan források esetében adódnak, ahol a forrás fakadási helyénél Balatonfelvidéki Homokkő Formáció és/vagy Megyehegyi Dolomit Formáció fordul elő. Az én területeimen a legmagasabb értékek andezit és slír közettípusoknál jelentek meg.

NAGY H. É. (2006) szintén Kővágószőlős településen mért. Így a magas radonkoncentráció a területen nagy mennyiségben megjelenő uránnak köszönhető. A forrásokban mért eredményei 70 – 80 Bq/l tartomány közé estek.

KLINCSEK K. (2010) Isaszeg területén mért fűrt, illetve ásott kutakban radonkoncentrációt. Eredménye egyik esetben sem érte el a 10 Bq/l-es értéket, még az agyagos-karbonátos márga kőzet közelében található kútnál sem. Az mi méréseinknél kizárólag egy mintaterületen, Demjénél volt 10 Bq/l alatt a radontartalom. Ez azzal magyarázható, hogy a bükkaljai és mátraaljai területeket vulkáni kőzetek építik fel.

ÁDÁNY T. (2005) mérései a Balaton északi partján történtek. Forrásai vagy valamilyen szerkezeti vonal (törés, haránt irányú vető) mentén bukkannak felszínre, vagy valamilyen mélyebb térszínű, eróziós völgyben fakadnak. A legmagasabb radonértékek (60-140 Bq / l) olyan források esetében adódnak, ahol a forrás fakadási helyénél Balatonfelvidéki Homokkő Formáció és/vagy Megyehegyi Dolomit Formáció fordul elő. Az általam választott területeken a legmagasabb értékek andezit és slír közettípusoknál jelentek meg.

NAGY H. É. (2006) Kővágószőlős településen kutatott, ahol 1997-ig uránérc bánya működött. Így a magas radonkoncentráció a területen nagy mennyiségben megjelenő uránnak köszönhető. A forrásokban mért eredményei 70 – 80 Bq/l tartomány közé estek.

KLINCSEK K. (2010) Isaszeg területén mért fűrt, illetve ásott kutakban radonkoncentrációt. Eredménye egyik esetben sem érte el a 10 Bq/l-es értéket, még az agyagos-karbonátos márga kőzet közelében található kútnál sem. Az mi méréseinknél kizárólag egy mintaterületen,

Demjénél volt 10 Bq/l alatt a radontartalom. Ez azzal magyarázható, hogy a bükkaljai és mátraaljai területeket vulkáni kőzetek építik fel.

2.5 Vizek radon- és rádiumtartalmára vonatkozó hazai szabályozások

Az ivóvizek radiológiai minőségének ellenőrzési folyamatáról jogszabály rendelkezik (az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről szóló 201/2001. Korm. rendelet). A 201/2001. Korm. rendeletben rögzített vizsgálandó paraméterek köre 2015-ben kiegészült többek között a vízben oldott radon-koncentráció mérésével is, amelyre a megállapított parametrikus érték 100 Bq/l. A 201/2001. Korm. rendelet alapján 2016-ban elkezdődött az ivóvizek radiológiai felmérése. Ez alapján a víziközmű-szolgáltató, illetve az élelmiszeripari vállalkozás köteles gondoskodni az ivóvízben található radioaktív anyagok önellenőrző vizsgálatairól az illetékes népegészségügyi szerv, illetve az élelmiszerlánc-felügyeleti szerv által jóváhagyott vizsgálati program szerint. Az építőanyagokból származó beltéri külső γ -sugárterhelés vonatkozásában a magyarországi szabályozás szintén átvette az irányelv erre vonatkozó rendelkezéseit, amely szerint az építőanyagok által kibocsátott beltéri külső γ -sugárzás vonatkoztatási szintje a kültéri külső sugárterhelésen felül nem haladhatja meg az évi 1 mSv-et. Továbbá tiltásra került azon építőanyag-típusok forgalmazása, amelyek beépítése a vonatkoztatási szintnél nagyobb dózist eredményezhetnek (487/2015. Korm. rendelet 50.§).

Az Európai Közösség Joint Research Center-e (EC JRC) által készített európai beltéri radon térkép szerinti éves átlagos radon szint 100 Bq/m³. Magyarországon az eddigi felmérések szerinti átlag csak csekély mértékben haladja meg ezt, és földrajzilag is csak néhány térségben lehet számítani magasabb értékre. Jelenleg mindössze csak néhány olyan kis kiterjedésű földrajzi területről van tudomásunk, ahol nagyobb lélekszámú lakosság él és kiugróan magas beltéri radon-koncentrációk mérhetők (pl. a mátrai Mátraderecske és a mecseki Kővágószőlős-Kővágóttös térsége).

Az emberi fogyasztásra szánt víz minőségét az Európai Unióban minden tagállamában szigorú előírások szabályozzák. Ezeket a szabályokat az EU 2020/2014 tanácsi irányelv rögzít. A magyarországi jogrendbe az előírásokat a víz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről szóló 5/2023 (I.23.) Kormányrendelet tartalmazza. A Kormányrendelet további hazai előírást is rögzít. Többet között az ivóvíz minőségére vonatkozó általános szabályokat, valamint felsorolja a kötelezően vizsgálandó ivóvízminőségi paramétereket és az azokhoz tartozó határértékeket, illetve parametrikus értékeket. (NNGYK, Módszertani Útmutató (2023))

A 2013/51/Euratom tanácsi irányelv tartalmazza az emberi fogyasztásra szánt ivóvíz radioaktivitással és a lakosság sugárterhelésével kapcsolatos minőségi és vizsgálati követelményeit. Az irányelv először a korábbi jogszabály módosításával került beillesztésre a magyar jogrendbe, de az új hatályos kormányrendelet is megjeleníti az irányelvi követelményeket elvárásokat; előírva

- a radon aktivitáskoncentráció mérését
- a trícium aktivitáskoncentrációjának mérését, továbbá
- a radioaktív anyagokat tartalmazó vízfogyasztásból származó járulékos sugárterhelést jellemző, ún. indikatív dózis meghatározását.

2018-ban elkészült az Emberi Erőforrások Minisztériuma jóvoltából az 5 éves (2018-2023) Nemzeti Radon Cselekvési Terv (NRCST) melynek célja a radontól és az építőanyagtól származó természetes eredetű sugárterhelés csökkentésének szabályozása.

NRCST stratégiai célja a radon okozta tüdőrák, illetve az építőanyagokból származó γ -sugárzást okozta egyéb rosszindulatú daganatos megbetegedések és halálozások csökkentése, amelynek elérése érdekében csökkenteni kell az ország területén a radonból és a toronból származó belső, valamint az építőanyagokból származó külső sugárterhelés beltérben mérhető szintjét.

NRCST stratégiai célja a radon okozta tüdőrák, illetve az építőanyagokból származó γ -sugárzás okozta egyéb rosszindulatú daganatos megbetegedések és halálozások csökkentése, amelynek elérése érdekében csökkenteni kell az ország területén a radonból és a toronból származó belső, valamint az építőanyagokból származó külső sugárterhelés beltérben mérhető szintjét.

2.6 Vizek jellemzői

2000. december 22-én lépett hatályba az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK irányelve (2000. október 23.) a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról, más néven az EU Víz Keretirányelv (VKI). A VKI hatálya minden olyan tevékenységre kiterjed, amely befolyásolhatja a vizek mennyiségi- és minőségi állapotát, vagy annak megőrzését. Általános céljai közé tartozik a vízi ökoszisztémák és a hozzájuk kapcsolódó szárazföldi ökoszisztémák, valamint a vizes területek állapotának javítása, a veszélyes anyagok kibocsátásának és használatának korlátozása, a fenntartható vízhasználat elősegítése, a felszín alatti vizek szennyezésének csökkentése és a további szennyeződés megakadályozása, továbbá az árvizek és aszályok hatásainak mérséklése. A Keretirányelv fő célja a fenntartható vízhasználatok megvalósítása, a vizek jó állapotának elérése a hatálybalépéstől számított 15

éven belül, de legkésőbb 2027-ig (Európai Parlament és a Tanács, 2000). A jó állapotot a VKI 4. cikke határozza meg. A felszíni vizek esetében ez a jó ökológiai és kémiai állapotot, míg felszín alatti vizek esetében a jó mennyiségi- és kémiai állapotot jelenti.

A VKI a korábbi gyakorlattal szemben nem csak egy általános állapotértékelés elvégzését írja elő a tagállamoknak, hanem az állapotjavító intézkedések megtervezését és végrehajtását is megköveteli (SOMLYÓDI, 2011).

Jelenleg európai szinten a víztestek több mint fele mérsékelt, vagy annál rosszabb állapotban van, melynek elsődleges oka a diffúz- és pontforrásokból származó tápanyag többlet (Poikane et al., 2019a). A 2009 és 2015 közötti időszakban a törekvések ellenére alig javult a felszíni vizek állapota (EEA, 2018), ebből kifolyólag sürgető szükség van megbízható tápanyagkritériumok meghatározására, amelyek összhangban állnak a biológiai állapottal.

A VKI megköveteli egy hosszútávú, vízminőség és emberi tevékenység közötti kapcsolat feltárására épülő, a gazdasági szempontokat is figyelembe vevő, hosszútávú intézkedési terv kidolgozását, melynek keretében a tagállamok rendszeres beszámolásra kötelezettek a vízgazdálkodás és a vízminőségvédelem területén megvalósult és megvalósítandó intézkedésekről. Az intézkedési terveket és a beszámolókat a Vízyűjtő-gazdálkodási Terv (VGT) tartalmazza. A dokumentum a kitűzött célok eléréséhez szükséges intézkedéseket foglalja össze, továbbá tartalmazza a víztestekről rendelkezésre álló információkat és a monitoring eredményeket. Magyarország a Duna vízgyűjtő területén fekszik, ezért Magyarország Vízyűjtő-gazdálkodási Terve a Duna medencéjére, ezen belül a Duna, a Tisza, a Dráva és a Balaton részvízgyűjtőjére vonatkozik (OVF, 2016).

Vízyűjtő-gazdálkodási tervet 6 évente kell készíteni, Magyarországon az első 2009-ben készült. A második VGT elkészítése 2015-ben volt esedékes, vizsgált időszaka a 2007 és 2012 közötti időszak. A következő VGT-t 2021-re kell elkészíteni, melynek tárgya a 2013-2017 közötti időszak. A dolgozat a fent említett időszakok mintavételi adatainak elemzésével foglalkozik.

Felszíni vizek minősítése

A VKI értelmében a jónál rosszabb állapotú víztestek esetében állapotjavító intézkedések eszközölése szükséges a jó állapot elérése érdekében. Annak érdekében, hogy meghatározható legyen a víztestek állapota, a VKI V. melléklete, valamint az ECOSTAT útmutató és a REFCOND útmutató alapján a víztesteket ötosztályos skálán (kiváló-, jó-, mérsékelt-, gyenge, rossz állapot) sorolják be. A VKI előtt a vízminősítés az általános fizikai-kémiai

komponensekre vonatkozott, a VKI szerint azonban a minősítés során azt is vizsgálni kell, hogy a fizikai-kémiai állapot alátámasztja-e a biológiai alapú besorolást (Somlyódy, 2011). A kémiai és a biológiai minősítés közötti különbség elsősorban az, hogy míg a kémiai vizsgálatok a változások gyors megfigyelésére alkalmasak, addig a biológiai vizsgálatokkal hosszútávú hatások mutathatók ki (Borics, 2015).

Az üzemeltető, illetve a hatóság által végzett minimális mintavételi, vizsgálati számát és fajtát a 201/2001. (X.25.) Kormányrendelet írja elő. Általánosan a vízvizsgálatokhoz felhasznált vízminták vételezését és tartósítását az MSZ ISO 5667-1, 2, 3 szerint kell végrehajtani. Azzal együtt figyelembe kell venni a vizsgáló laboratóriumokban alkalmazott vizsgálati módszereket és így a vizsgálati szabványokban szereplő mintavételi és tartósítási követelményeket.

2. táblázat 201/2001. (X.25.) Kormányrendelet által meghatározott ivóvíz határértékek

Vízminőségi jellemző	Határérték	Vízminőségi jellemző	Határérték
Akrilamid	0,10 µg/l	Összes peszticid	0,5 µg/l
Antimon	5,0 µg/l	Policiklikus aromás szénhidrogének	0,1 µg/l
Arzén	10 µg/l	Szelén	10 µg/l
Benzol	1,0 µg/l	Tetraklór-etilén és triklór-etilén	10 µg/l
Benz(a)pirén	0,010 µg/l	Összes trihalo-metán	50 µg/l
Bór	1,0 mg/l	Vinil-klorid	0,50 µg/l
Bromát	10 µg/l	Cisz-1,2-diklór-etilén	50 µg/l
Kadmium	5,0 µg/l	Klorit	0,20 mg/l
Króm	50 µg/l	Kötött aktív klór	3,0 mg/l
Réz	2,0 mg/l	Alumínium	200 µg/l
Cianid	50 µg/l	Ammónium	0,50 mg/l
1,2-diklór-etán	3,0 µg/l	Klorid	200 mg/l
Epiklórhidrin	0,10 µg/l	Vezetőkéesség	2500 µS cm ⁻¹ 20 °C-on
Fluorid	1,5 mg/l	pH	6,5 és 9,5 között.
Ólom	10 µg/l	Vas	200 µg/l
Higany	1,0 µg/l	Mangán	50 µg/l
Nikkel	20 µg/l	Permanganát-index (KOIps)	5 mg/l O ₂
Nitrát	50 mg/l	Szulfát	250 mg/l
Nitrit	0,50 mg/l	Nátrium	200 mg/l
Peszticidek	0,1 µg/l	Trícium	100 Bq/l
Összes indikatív dózis	0,10 mSv/év	Radon	100 Bq/l

2.7 Labormérés

2.7.1 Klasszikus analitika

Azok a módszerek, melyek kémiai reakciókon alapszanak, de az elemzéshez csupán a tömeg és térfogat pontos mérésére van szükség. A legfontosabb klasszikus analitikai módszerek a tömeg szerinti elemzés, azaz a gravimetria és a térfogatos elemzés, vagyis a titrimetria. A gravimetriában a mérendő alkotót oldatából szelektív reagenssel választjuk le, és a kapott csapadék vagy a belőle átalakítással nyert végtermék tömegéből következtetünk a komponens koncentrációjára.

A titrimetria pontos térfogatmérés alapján oldatok koncentrációjának meghatározására szolgáló analitikai mérés. A térfogatos analízis, titrálás során addig adagoljuk az ismert koncentrációjú ún. mérőoldatot a vizsgálandó anyag oldatához, míg el nem érjük a végpontot. A végpontot hagyományos módon indikátorral vagy műszeres módszerrel jelezzük, illetve bizonyos esetekben nincs szükség külön indikátorra (mint például permanganometria). A titrálás végpontjáig elhasznált mérőoldat térfogata (fogyás), koncentrációja és a lejátszódó kémiai reakció egyenlete segítségével számoljuk ki a meghatározandó anyag anyagmennyiségét. A megbízható eredményhez minimum három párhuzamos mérésre van szükség. A végpont nem azonos az ekvivalenciaponttal. A titrálás ekvivalenciapontjában a kémiai reakció sztöchiometriájának pontosan megfelelő arányban reagál egymással a mérőoldat és a titrált minta reagensei. Az indikálási módszert (indikátor típusa, koncentrációja) úgy kell megválasztani, hogy az általa jelzett végpont minél közelebb essen a titrálás ekvivalenciapontjához.

Dolgozatomhoz a vízminták kémiai paramétereinek vizsgálatához acidi-alkalimetria és permanganometria (redoxititrálás) titrálásokat végeztem.

A redox titrálás során egy elektron átmenettel járó reakció játszódik le. Méréskor redukáló szert titrálunk oxidálószerrel vagy épp fordítva. A titrálás végpontját az oldat vagy egy alkalmas indikátor jelzi.

A mérőoldat hatóanyaga alapján a megkülönböztetünk permanganometria (kálium-permanganát), kromatometria (kálium-dikromát), bromatometria (kálium-bromát) titrálást.

A permanganometria a redoxititrálások közé tartozó mennyiségi elemzési módszer, mely a meghatározandó anyag mennyiségét permanganátos oxidációs reakció alapján méri meg. Az eljárás két részből áll, az egyik a minta kálium-permanganát mérőoldattal történő titrálása, a másik a kálium-permanganát oldat hatóértékének megállapítása nátrium-oxalát standard

oldattal. A titrálás végpontját a permanganation intenzív lila színének állandósulása jelzi (DOLGOSNÉ KOVÁCS, 2015).

A sav-bázis titrálás célja a különböző erősségű savak és bázisok koncentrációjának meghatározása megfelelő lúg, illetve sav mérőoldattal. Itt a titrálás alapját a sav és a bázis egymásra hatásakor fellépő vízképződés alkotja. A titrálás végpontját akkor érjük el, amikor a bemért mennyiségű savhoz, illetve a lúghoz az ekvivalens mennyiségű lúgot, illetve savat adjuk. Gyenge sav erős bázissal való titrálásnál (pl.: oxálsavat nátrium-hidroxid oldattal titrálunk) az ekvivalencia pont a lúgos tartományba esik. Ilyen esetben olyan indikátort kell használnunk mely átcsapása a lúgos tartományban van. Pl. fenolftaleint A gyenge bázis erős savval történő titrálásakor (pl.: KHCO_3 sósavval való titrálása esetén viszont ez ekvivalencia pont a savas tartományba esik. Ilyenkor olyan indikátort kell használnunk mely átcsapása a savas tartományban van például a metil-narancs.

4.7.2 Nagyműszeres analitika

Az ICP-OES módszer egy kvantitatív elemanalitikai módszer, amely jellegéből adódóan a vizsgált elem mintabeli össz koncentrációjának meghatározására alkalmas. A plazma magas hőmérsékletén minden vegyület atomizálódik, ezért nincs jelentősége a vizsgált elem kémiai formájának. A magas plazmahőmérséklet további előnyös hatása az atomok igen hatékony termikus gerjesztése, ami ahhoz vezet, hogy az elemek jelentős része nemcsak gerjesztést, hanem ionizációt is szenved, így az atom- vagy ionvonalának megfelelő hullámhosszán intenzív emissziós jelet produkálva. Egy összetett mintából akár 800.000 csúcsot tartalmazó spektrum is keletkezhet, emellett a dinamikus tartománya 6-7 nagyságrend.

Az ICP plazma a szerves oldószereket nem jól tolerálja, hiszen nem oxidatív a gázkörnyezet, ezért a szokásos kialakítású plazmafáklyákkal általában max. pár % szervesanyag tartalom engedhető meg. Nagyobb szervesanyag tartalom esetén speciális plazmafáklya kialakítást alkalmaznak és az argon gázba oxigént is kevernek.

A fentebb felvázolt előnyös analitikai jellemzők miatt az ICP-OES műszerek lényegében a nyomelemanalitikai laboratóriumok „hátaslovai”. Robusztus, sokoldalú, viszonylag könnyen kezelhető műszerek, és bár vannak más elemanalitikai módszerek, amelyek alacsonyabb kimutatási határokkal rendelkeznek (pl. GFAAS vagy ICP-MS), azonban azok jóval kényesebbek, több zavaró hatással terheltek vagy kisebb mintafeldolgozási sebességűek. Mivel ráadásul az ICP plazma jó terhelhetősége miatt a folyadékminták mellett gáz, sőt speciális

mintabeviteli rendszerek segítségével szilárd mintákat is képes kezelni, az alkalmazási kör igen széles. A környezetvédelmi, vízanalitikai mérési feladatok, talajok és kőzetek, élelmiszerek, olajok, biológiai minták, stb. elemzésének többségét ICP-OES műszerekkel hajtják végre. (GALBÁCS, 2013)

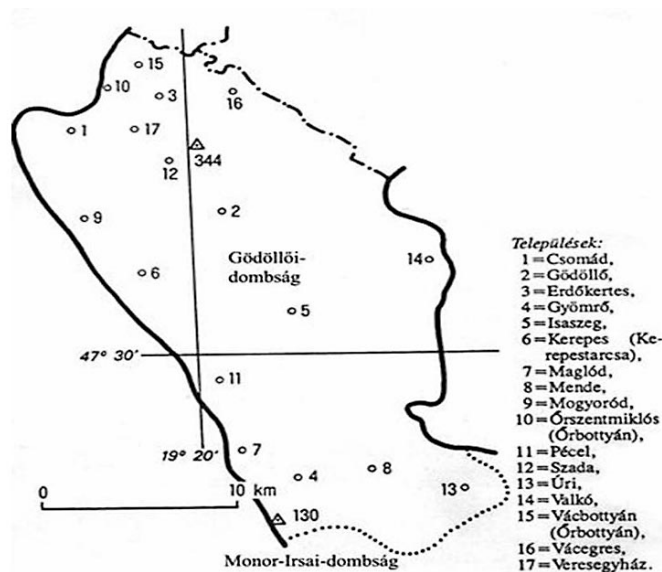
Az vízminták potenciálisan toxikus elemtartalma HORIBA Jobin Yvon Activa-M típusú ICP-OES készülék segítségével került meghatározásra, a plazmagáz 4,6 tisztaságú argon volt a vizsgálatok során.

Az ICP működése során a folyékony halmazállapotú minta porlasztását követően, a mintából egy finom aeroszol lesz, és ez kerül a plazma térbe. Normál esetben, a mintát ~ 1 ml/min mennyiségben küldi a perisztaltikus pumpa a ködkamrába, jellemzően egy Meinhard prolasztón keresztül. Itt történik a minta aeroszol szétválasztása, mely során a minta kb. 2%-a jut be a plazmába. A plazmában az aeroszol szemcsék disszociálnak, majd az atomizáció és végül az ionizáció következik be, és ez teszi lehetővé a minták komponenseinek vizsgálatát (FEIST, 2008; O’SULLIVAN, 2013).

2.7 Gödöllői-dombság tájföldrajzi jellemzése

A Gödöllői-dombság Budapest mellett, Magyarország középső régiójában helyezkedik el. Természeti és kulturális értékei miatt védett terület, 1990 óta a gödöllői tájvédelmi körzethez tartozik. A domborzati viszonyoknak köszönhetően föltani, éghajlati, növényföldrajzi szempontból és a talaj adottságok szerint is átmeneti jellegű vidék az alföldi és a középhegységi térszín között.

6. ábra: Gödöllő dombság térsége (Forrás: MAROSI-SOMGYI (1990))



Magyarországon a táj sok helyen radikális változásokon ment keresztül az elmúlt évtizedek során. A felfokozott területhasznosítási igények következtében (pl. települések terjeszkedése, zöldmezős beruházások) a természetes környezet egyre jobban beszűkül. A társadalom igénye ugyanakkor egyre nagyobb az érintetlen környezet iránt. A Gödöllői-dombság a fővárosi agglomeráció közelségének köszönhetően egyre intenzívebb terhelés alatt áll. Gödöllőn és környékén egyre jobban érezhető a szuburbanizáció hatása, mivel már megindult a lakosság fővárosból való kiköltözése. A megnövekedett igényeknek néhány település csak úgy tud megfelelni, ha újabb és újabb területeket építenek be. Ennek eredményeként csökken a mezőgazdaságilag művelt területek aránya, ezzel szemben a beépítettség fokozódik. A területhasznosítási igények változása következtében a térszerkezet egyre tagoltabbá válik (új telkek kiosztása, autópályák építése, elaprózódó mező- vagy erdőgazdálkodás) (DEMÉNY 2018).

A Gödöllői-dombság MAROSI és SOMOGYI (1990) kistáj tipizálása szerint az Észak-magyarországi-középhegység nagytájhoz tartozik, ezen belül a Cserhát-vidék középtáj

Gödöllői-Monori-dombság kistájcsoportjának északi részén helyezkedik el. Területe 550 km², közigazgatásilag 16 település tartozik a dombvidékhez.

A kistáj 130 és 344 m közti tszf-i magasságú terület, amely DK felé fokozatosan lealacsonyodik (MAROSI és SOMOGYI 1990). Legmagasabb pontja, a Szada felett emelkedő Margita (344 m), melynek közvetlen környéke beépített kertvárosi övezet, legalacsonyabb pontja Gyömrő alatt található (130 m). Elhelyezkedése, földtani és klimatikus viszonyai alapján átmeneti zóna az Észak-magyarországi-középhegység és az Alföld között. A két nagytáj közé ékelődő önálló dombvidék.

A földtani adottságok jellemzése

A dombvidék mélyszerkezetét a mélybe süllyedt mezozóos rögök határozzák meg (LÁNG 1967). A középidői kőzetek a dombvidék északi részéhez közel még uralják a térszint, ezzel szemben a dombság felső harmadában csupán 2000 méteres mélységben lehet megtalálni, csak néhol bukkannak a felszínre (SZABÓTÓTHNÉ SURÁNYI 2003). A mai felszíni formák kialakulását a felső pliocéntól lehet számítani, ekkor a térség süllyedő szárazulat volt, zömmel dunai eredetű keresztrétegzett folyami homokkal töltődött fel, de a Kárpátokból érkező ösfolyók is hozzájárultak a feltöltődéshez (LÁNG 1967).

A terület ÉNy-i részére homokkő és kavics települt, amit az Alföld felé felső-pannóniai homokos-agyag követ, erre települ a fentebb említett Ős-Duna és mellékfolyói által lerakott folyóvízi üledék. Mindezt a pleisztocénban lösz és futóhomok borította be, a löszréteg DK felé vastagodik, egységesebb és nagyobb vastagságú, mint a Pécel-Isaszeg vonaltól északra. Ennek az egységnek a központi része emelkedett ki a legjobban, az előbb említett Pécel-Isaszeg vonaltól északra a dombvidék erősen tagolt, sakktáblaszerűen összetöredezett és különböző mértékben emelkedett ki (MAROSI és SOMOGYI 1990).

Vízrajz

A térség legcsapadékosabb része a Gödöllő–Bag–Kistarcsa–Budapest–Rákospalota–Isaszeg–Pécel által határolt terület, míg a Monor–Zsámbok–Veresegyháza által határolt térség a legszárazabb az 50 éves csapadékadatok alapján. A legtöbb csapadék nyár elején hullik, amikor csekély a talaj fedettsége a szántóföldi kultúrák esetében, ezért jelentős eróziós károk alakulhatnak ki (SZABÓ és TÓTHNÉ SURÁNYI 2003).

A térség sűrű völgyhálózattal rendelkezik, a völgyek azonban szárazak vagy időszakosan szállítanak vizet. A vízfolyások vízjárása ingadozó, aminek oka a felszín nagy vastagságban fedővizet áteresztő kőzetek (Láng 1967).

A dombvidék érdekessége, hogy vízválasztóként működik, legmagasabb pontjától – Margitától (344 m) – kiindulva, az isaszegi Kálvária hegyen, a péceli Bajtemetésen, a gombai Várhegyen keresztül Albertirsáig nyúló fő vonulata a vízválasztó. E vonaltól nyugatra a Dunába, keletre pedig a Tiszába tartanak a vízfolyások. A dombvidék vízgyűjtője: a Duna bal parti patakjaira (Gombás-, a Sződ-Rákos-, a Mogyoródi-, a Szilas-, a Rákos-patak) a Galga jobb oldali vizeire (a Sósi, a Némédi- és az Egres patak (Vona et al. 2005, 2006), illetve a Felső-Tápió forrásvidékére terjed ki. A vízfolyások vize többségében szennyezett, komoly gondot jelent vízminőségük megőrzése (Marosi és Somogyi 1990). A térség meghatározó vízfolyása a Rákos-patak, vízgyűjtőterülete 152 km², a patak hossza 37,5 km. A patak főága Gödöllőtől ÉNy- ra a Felső-Öreg-hegy és a Szabadi-hegy között ered. A patak vizét több helyen már régóta tóvá duzzasztották (Láng 1967).

A kistáj területén számos tározó, mesterséges tó található, legnagyobb az Isaszegi-tó (16 ha) (Marosi és Somogyi 1990). A Rákos-patak mentén valójában egy tórendszerről beszélhetünk. A Gödöllő-Isaszegi tórendszer egyes csoportosításokban 10, más csoportosítások szerint 12 tóból áll.

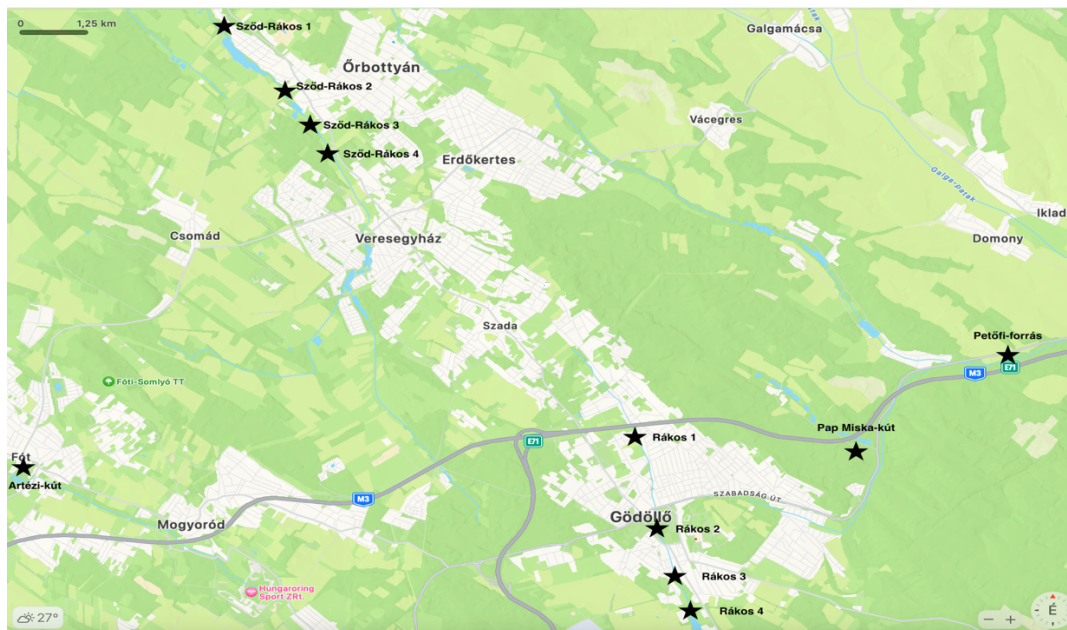
A térség kisebb tavai a vereasegyházi Nagy-malomtó, az Őrbottyáni-tó, a Fóti-tó és pl. a Gyömrői-tó. A Sződi-patak duzzasztással hozták létre a vereasegyházi Nagy-malomtavat – mely eredetileg egy malmot hajtott, innen ered az elnevezés is – és az Őrbottyáni-tavat is (Fogarasi 1981).

3. Anyag és módszer

3.1 Területek bemutatása

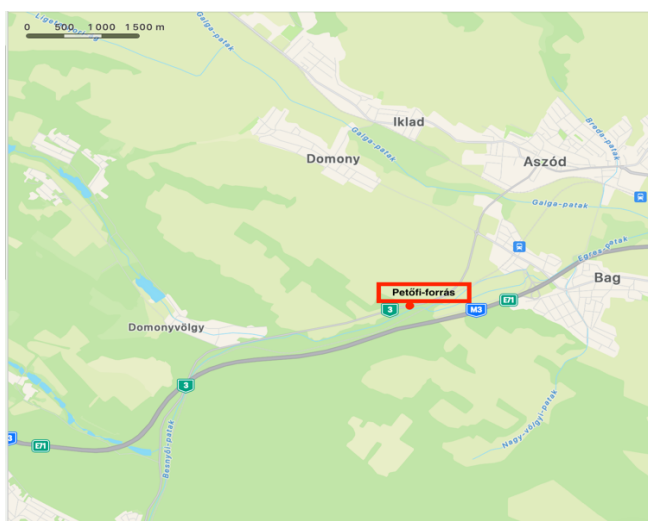
A 11 kiválasztott mintaterületek Pest megyében a Gödöllő-dombság területén helyezkedik el az alábbi ábrán jelölve.

7. ábra: Kiválasztott mintaterületek elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép, saját szerkesztés (2024))

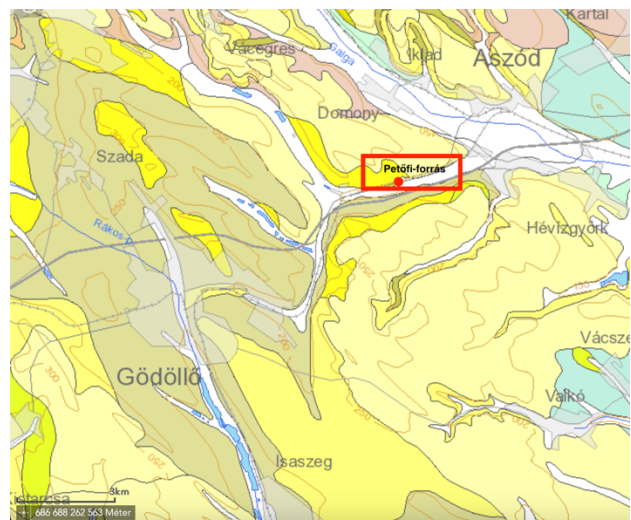


Az alábbi ábrákon (8-17. ábra) látható a mintavételi helyek térképszelvénye és felszíni földtani térképe:

8. ábra: Petőfi-forrás elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép (2024))



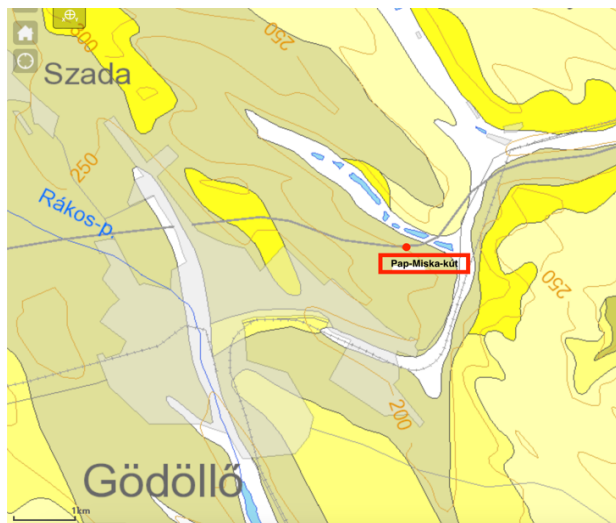
9. ábra: Petőfi-forrás felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ (2024))



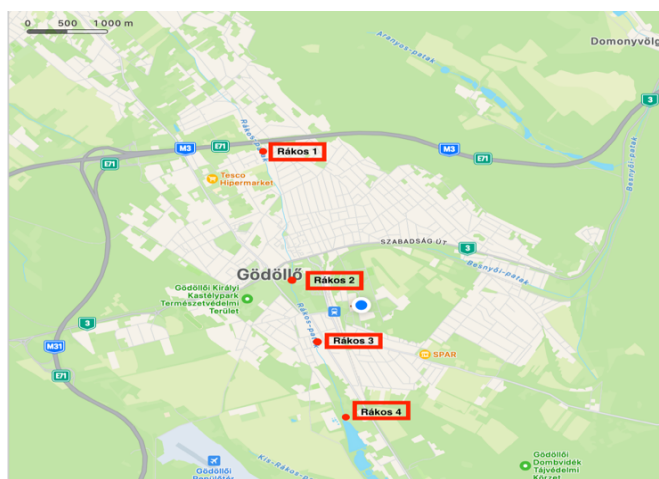
10. ábra: Pap Miska-kút elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép (2024))



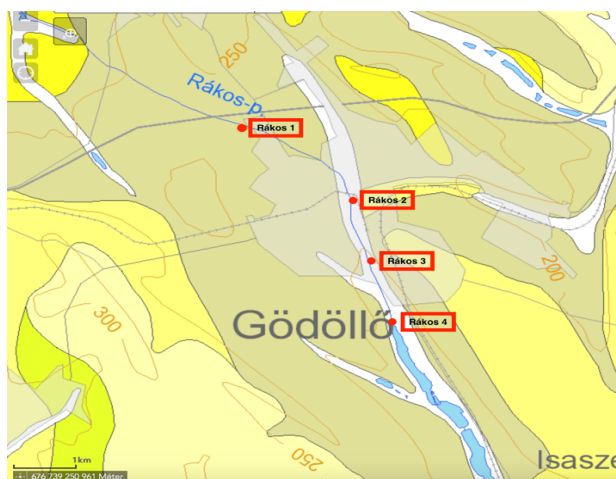
11. ábra: Pap Miska-kút felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ, 2024)



12. ábra: Rákospatak - gödöllői szakasz – elhelyezkedése ((Forrás: IOS térkép (2024))



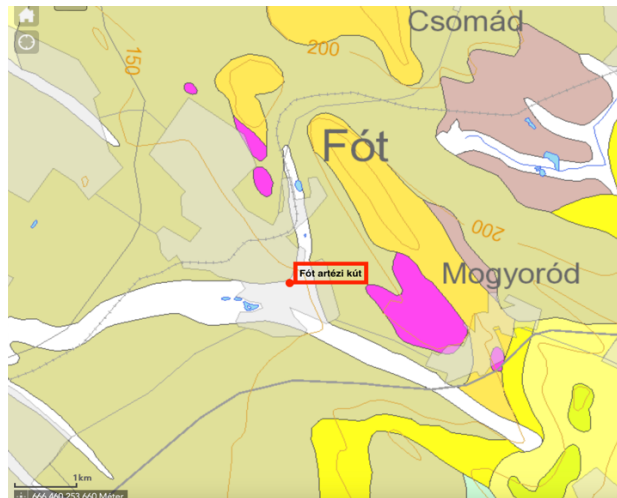
13. ábra: Rákospatak felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ, 2024)



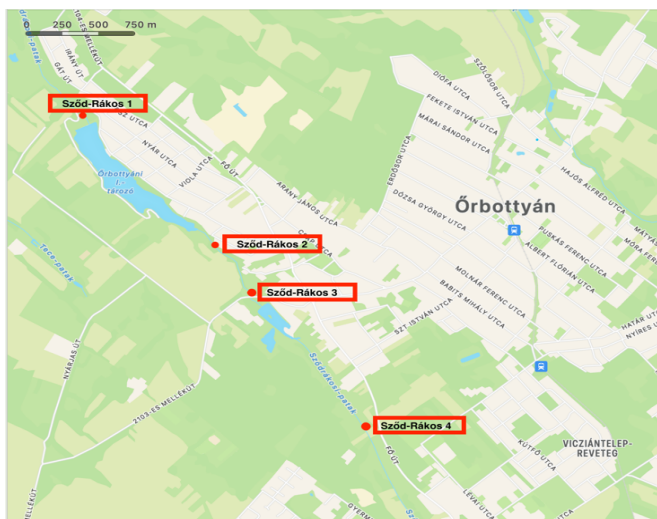
14. ábra: Fót Artézi-kút elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép (2024))



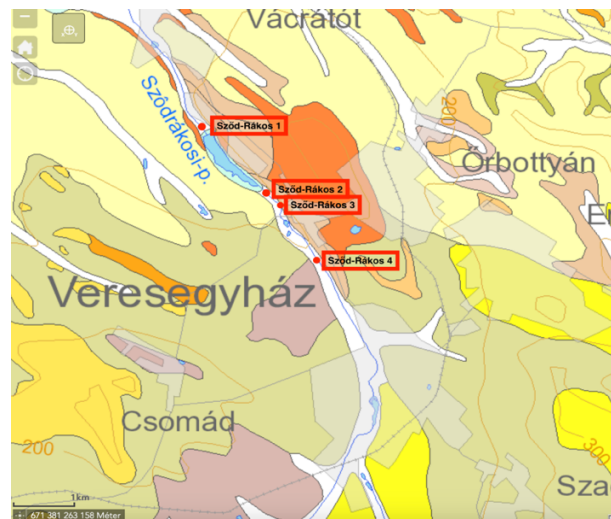
15. ábra: Fót Artézi-kút felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ, 2024)



16. ábra: Sződ-Rákos patak-őrbottyáni szakasz elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép (2024))



17. ábra: Sződ-Rákos patak – őrbottyáni szakasz - felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ, 2024)



3.2 Helyszíni mérés

Kutatásunk első fázisában a kijelölt mintaterületeken a víz kémiai és fizikai paraméterei kerültek meghatározásra. Víz vizsgálatok esetében számos olyan paraméter van, amelyek állandóságát a legalaposabb munkával sem lehet garantálni (pl. hőmérséklet). Az ilyen paraméterek meghatározását a mintavétel helyszínén kell elvégezni. Erre a célra kereskedelmi forgalomban kaphatóak olyan hordozható berendezések, melyek alkalmasak. Kutatásom során WTW- MultiLine Multi 3630 IDS univerzális mérőműszert használtam.

A műszer mobil, professzionális víz- és szennyvíz-analitikai mérésekhez alkalmazható. Képes három paraméter egyidejű mérése, melyet a három galvanikusan leválasztott univerzális szenzorbement biztosít.

A helyszínen az alábbi paraméterek kerültek meghatározásra: hőmérséklet, oldott oxigén, redox-potenciál, fajlagos elektromos vezetőképesség, redox-potenciál, pH.

18. ábra: Terepi mérés és mintavétel (Forrás: saját fotó (2022))



19. ábra: Mintavétel a Rákos-patakból
(Forrás: saját kép (2022))



20. ábra: WTW- MultiLine Multi 3630 IDS
mérőműszer (Forrás: saját kép (2022))



3.3 Labormérés

A helyszínen mérőpohárban 100-100 ml víz került begyűjtésre további laboratóriumi méréshez. A laboratóriumi mérés során meghatározásra került a KOI és klórtartalom titrálással, majd további mikroszennyezők elemzése ICP-OES módszerrel.

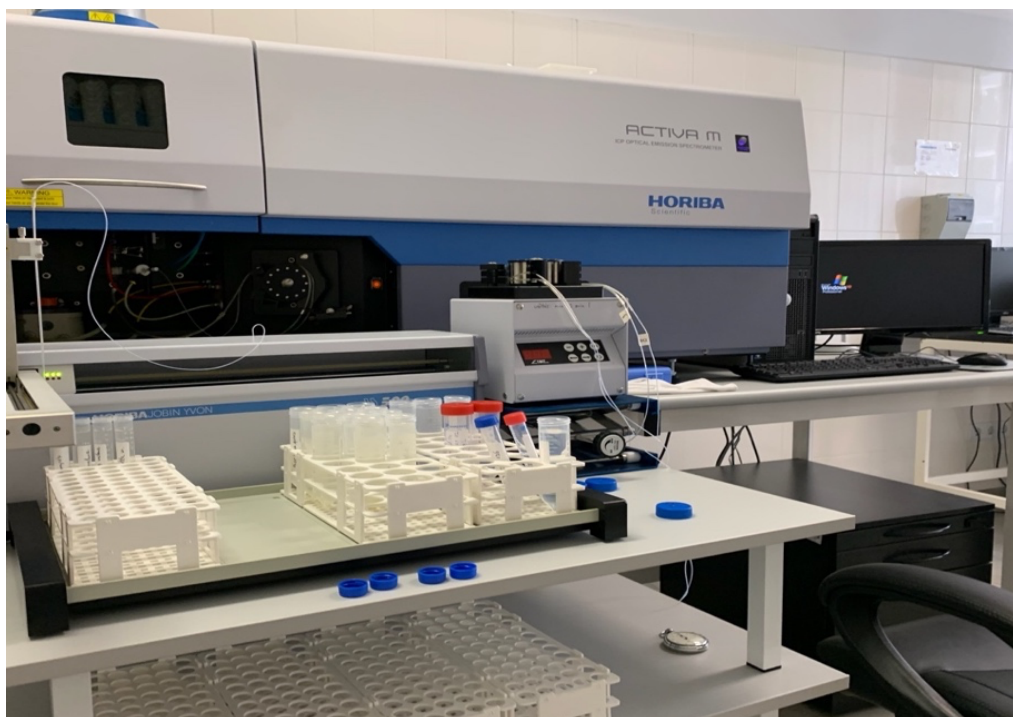
Az vízminták potenciálisan toxikus elem tartalma HORIBA Jobin Yvon Activa-M típusú ICP-OES készülék segítségével került meghatározásra, a plazmagáz 4,6 tisztaságú argon volt a vizsgálatok során.

A készülék paramétereit az alábbiak voltak a mérés során:

- Plazmagáz: 16 L/min,
- Burkológáz: 0,3 L/min,
- Auxiláris gáz: 0,6 L/min,
- Porlasztó nyomás: 2,78 bar,
- Plazmateljesítmény: 1300 W,
- mintafelvétel: 0,76 mL/min.

A mintaoldatot porlasztással aeroszol részecskékké alakítva argon gázárammal az induktív csatolású plazmába juttatjuk, melyben a minta komponensei elpárologva, atomizálódva szabad atomjaira esnek, az ionjaik gerjesztődnek, melyek az elemekre egyedenként jellemző frekvenciájú (hullámhosszú) fotonokat bocsátanak ki. Így az egyes elemek adott hullámhosszú spektrumvonalának intenzitását mérjük.

21. ábra: ICP-OES spektrométer (Forrás: saját kép (2022))



Laboratóriumban került meghatározásra a vízminták klór tartalma az alábbiak szerint.

A vízminta klór tartalmát titrálással határoztuk meg. Pipettával kimérünk a mintából 25 ml-t az Erlenmeyer lombikba. Hozzáadunk 5-6 csepp kálium-kromát oldatot (K_2CrO_4). A bürettát feltöltjük 0,1 M ezüst-nitrát oldattal ($AgNO_3$) majd addig titráljuk még narancssárga színű csapadékot nem kapunk.

22. ábra: Minták előkészítése titráláshoz (Forrás: saját kép (2022))



23. ábra: Minták melegítése (Forrás: saját kép (2022))



Szintén laboratóriumban került meghatározásra a vízminták kémiai oxigénigény is.

A kémiai oxigénigény (KOI) azt a vízben lévő oldott és lebegő anyagok oxidációjához szükséges oxigén mennyiséget adja meg, amellyel egyenértékű oxidálószer fogyott azok oxidációjára. A vízben lévő oxidálható anyagok legnagyobb részét a szervesanyagok képezik. A KOI meghatározási módja a minta várható szervesanyag tartalmától függ, az esetünkben felszíni vizeknél savas közegben, kromátos módszerrel történt.

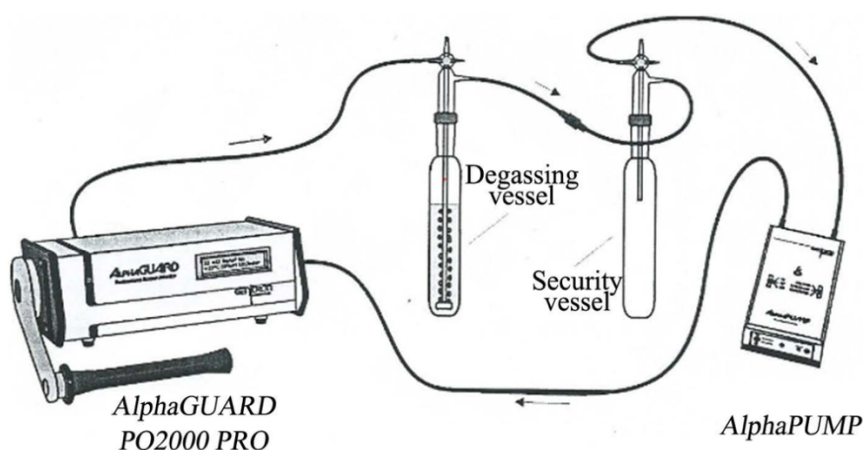
A vízmintát kálium-permanganát oldattal forralják, ezt követően a redukálódott permanganát mennyisége közvetett titrálással meghatározható. A medres kénsavas közegben 80–90 °C-on történt. A segéd mérőoldat oxálsav volt.

3.3 Radon mérés

A mérés során az AlphaGuard radonmonitort, a műszerhez kapcsolható AlphaPump légszivattyút, a radon akkumulációs edényt, biztonsági edényt, 4mm belső átmérőjű szilikon csövet és a szénszűrőt használtam.

A mérési rendszer elemeit az alábbi ábra alapján szükséges a méréshez előkészíteni:

24. ábra: AlphaGUARD AquaKIT összekötése (Forrás: felhasználói kézikönyv (2007))



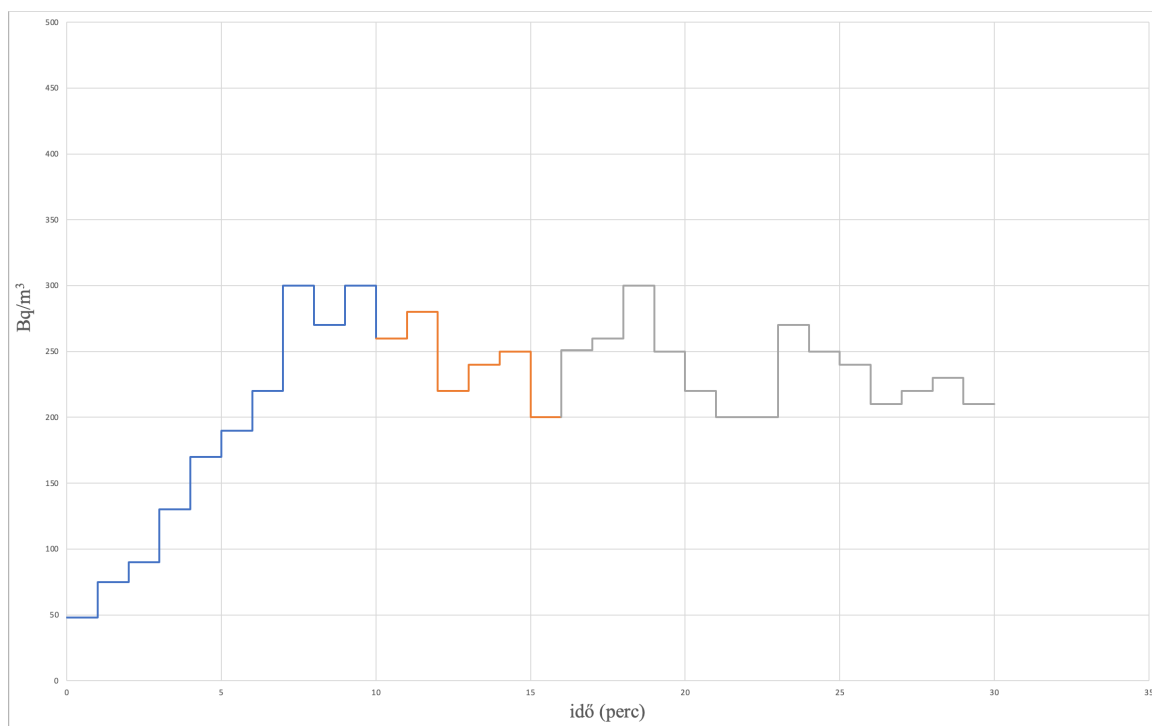
Gondoskodni kell arról, hogy a légáramlás iránya a rendszerben megfelelő legyen (a gáztalanító tartálytól a biztonsági tartályon át a radonfigyelőig). A biztonsági edény használata megvédi a szivattyút a minta esetleges vízbehatolásától.

A mérés összesen 45 percig tartott, mely az alábbi részekből állt:

- a gáztalanító edénybe 100 ml vízmintát töltése,
- az AlphaPUMP szivattyú légáramlását 0,3 L/perc értékre állítása 10 percre a buborékolatás (kigázosítás) idejére,
- az AlphaPUMP szivattyút kikapcsolás és a mérés megkezdése 30 percig,
- utolsó lépésben a szilikon csövek szükséges átkötni az aktív szén szűrőre és öt percig az AlphaPUMP egy l/perc értéken működtetni, ezzel a radonmonitort felkészítjük a következő minta mérésére.

Az adatokat Excel táblában feldolgozásra kerültek. Az alábbi diagramm szemlélteti a koncentráció változást a mérés során.

25. ábra: Radon tartalom függvénye (Forrás: saját szerkesztés a Petőfi-forrás mérési eredménye alapján (2023))



4. Eredmények és értékelésük

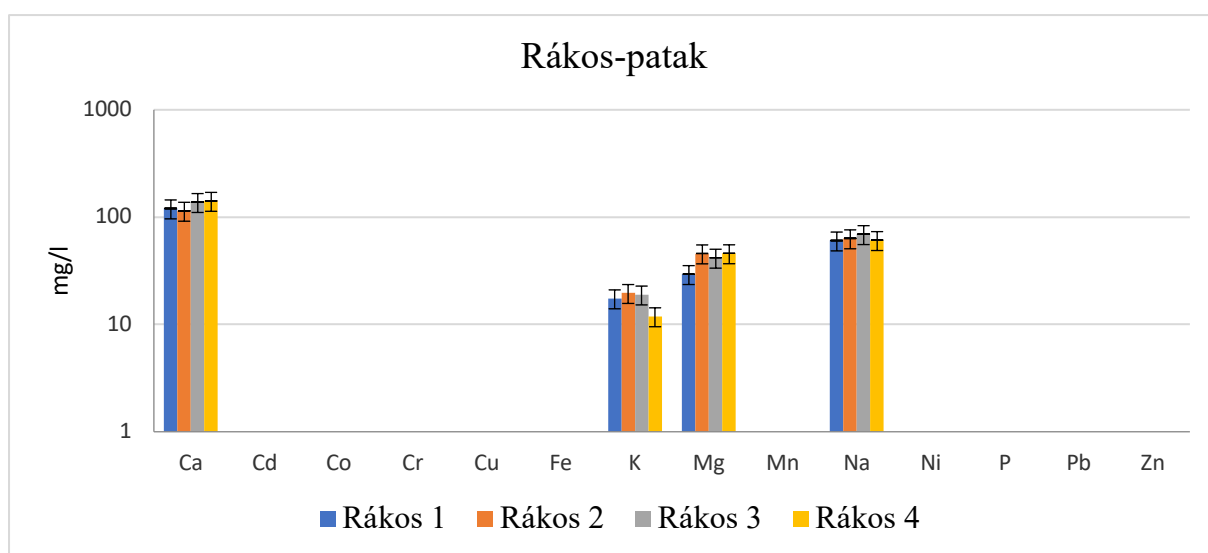
4.1 Labormérési eredmények

A vizek kémiai paraméterei 2022. augusztusában kerültek vizsgálatra. A mintákat begyűjtést követően ICP spektrométerrel és titrálással kerültek elemzésre.

A két patak négy szakaszáról készült vízvizsgálati eredmény egy-egy diagrammon került ábrázolásra a könnyebb összehasonlíthatóság érdekében.

A gödöllői Rákos-patak adatai alapján látható, hogy az értékek azonos eredményeket mutatnak mind a négy szakasz esetében. Elmondható, hogy potenciálisan toxikus anyag nem mutatható ki, minden mért érték határérték alatt van. Az ásványi anyag tartalom mind a négy szakasz esetében hasonló értékeket mutat.

26. ábra: Rákos-patak víz vizsgálati eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))



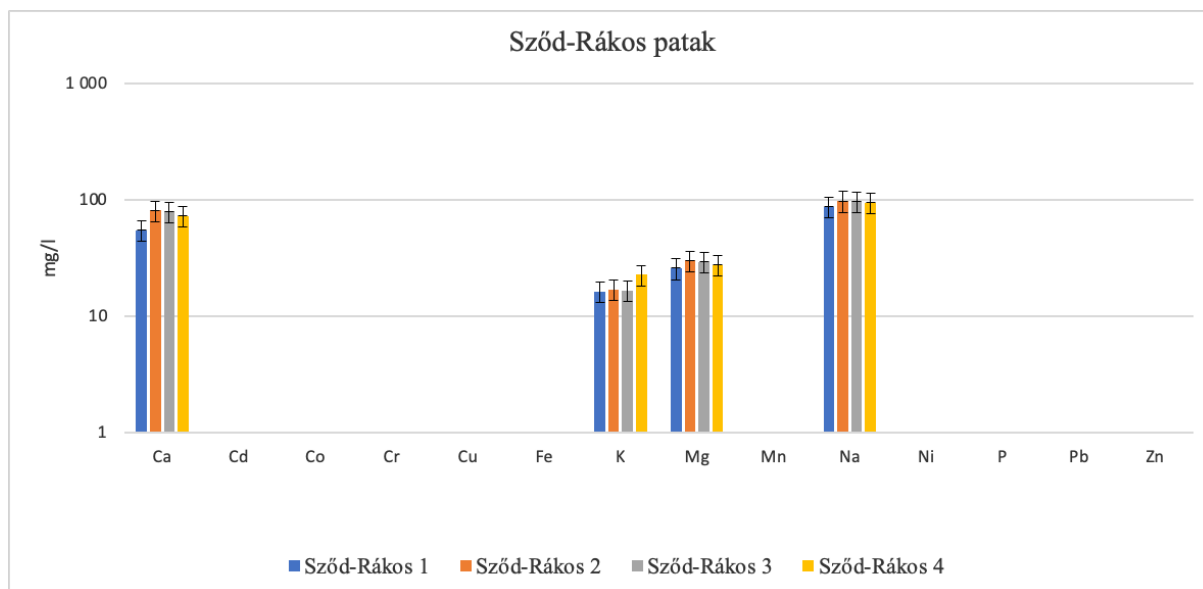
	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Zn
Rákos 1	120,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	17,5	29,4	n.d.	60,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Rákos 2	114,5	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	19,6	45,8	n.d.	63,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Rákos 3	138,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	19,0	41,8	n.d.	69,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Rákos 4	141,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	11,9	46,0	n.d.	61,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

(*n.d. – kimutatási határ alatt)

A Sződ-Rákos patak Őrbottyáni szakaszán négy ponton került mérésre a patak vize. Hasonlóan a Rákos-patakhoz itt sem mutatható ki potenciálisan toxikus anyag, valamint az ásványi anyag tartalom is hasonló képet mutat egyes szakaszok esetében, azonban az értékek alacsonyabbak. Ennek lehetséges oka, hogy a gödöllői patak szakaszain sokkal több az antropogén hatás, mint a Sződ-Rákos patak esetében. Utóbbi nehezebben megközelíthető és infrastrukturálisan sem

épült ki a környezete, valamint a szakaszott között elhelyezkedő tó is kiemelt figyelmet kap természetvédelmi érték megőrzés szempontjából.

27. ábra: Sződ-Rákos patak víz vizsgálati eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))

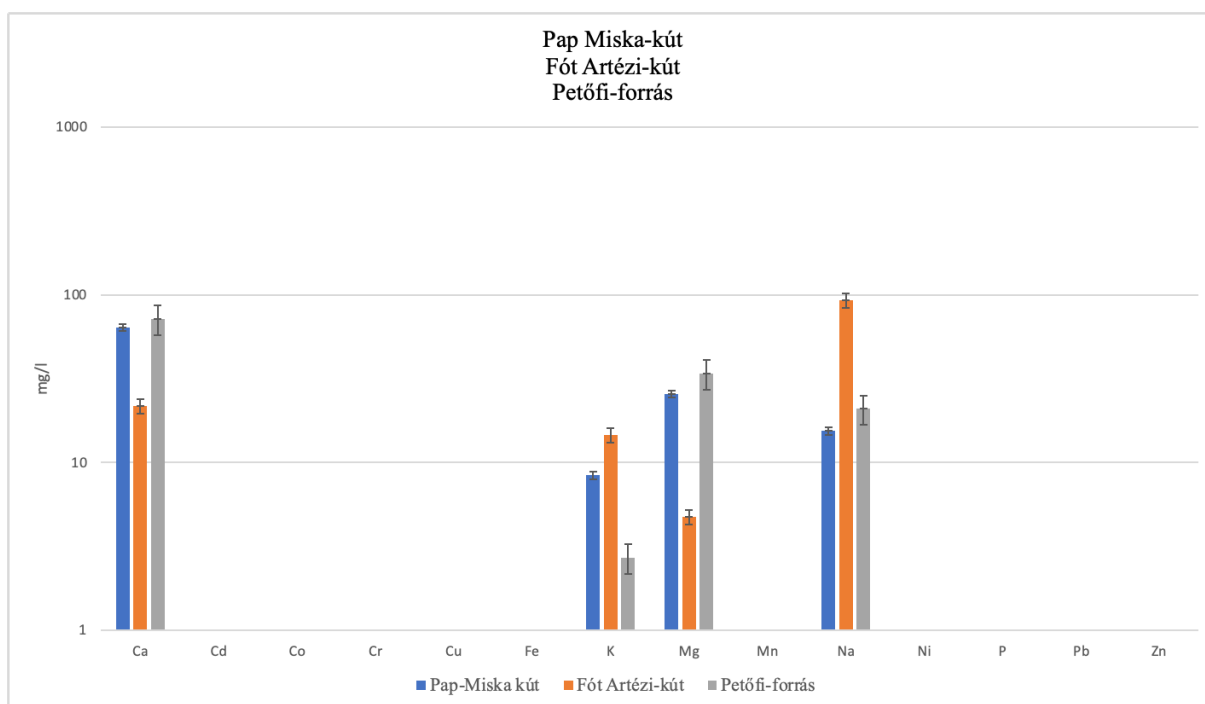


	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Zn
Sződ-Rákos 1	54,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	16,3	25,7	n.d.	87,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sződ-Rákos 2	81,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	16,9	29,9	n.d.	97,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sződ-Rákos 3	79,0	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	16,6	29,1	n.d.	97,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Sződ-Rákos 4	72,3	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	22,7	27,5	n.d.	94,7	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

(*n.d. – kimutatási határ alatt)

A három ivóvízként is fogyasztott kút vize sem tartalmaz potenciálisan toxikus szennyezőket. A fóti artézi-kút vize – másik két kútvízhez képest- kiemelkedő Na tartalmat mutat. Azonban az érték kevesebb, mint 100 mg/l. A magyarországi ásványvizek esetében akkor mondható el, hogy az ásványvíz nátriumot tartalmaz, ha annak mértéke meghaladja a 200 mg/l értéket. A gödöllői Petőfi-forrás vizét azt gondolom, több száz ember fogyasztja. Ezt tükrözi például, hogy minden alkalommal amikor terepi mintavételezés történt, sorban állás volt a vízvételért. Az emberek 20 literes kannákba vitték a vizet. Néhányan elmondásuk alapján már több évtizede csak ezt isszák. A vízben a mérések eredményei alapján nincsenek mikroszennyezők, így emberi fogyasztásra alkalmas lehet.

28. ábra: Kutak víz vizsgálati eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))



	Ca	Cd	Co	Cr	Cu	Fe	K	Mg	Mn	Na	Ni	P	Pb	Zn
Pap Miska-kút	63,8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	8,4	25,6	n.d.	15,4	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Fót Artézi-kút	21,8	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	14,5	4,7	n.d.	93,1	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.
Petőfi-forrás	72,2	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	2,7	34,0	n.d.	20,9	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.

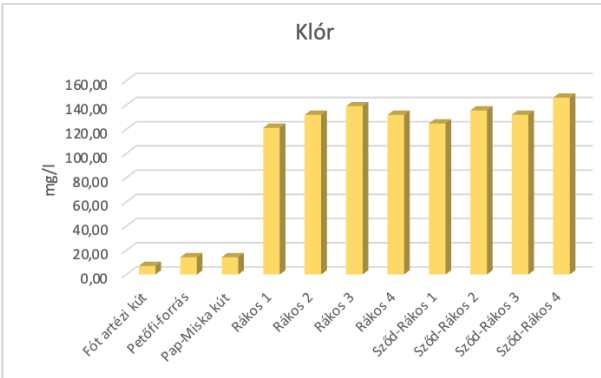
(*n.d. – kimutatási határ alatt)

A MATE- Környezettudományi Intézetének laboratóriumában titrálással került meghatározásra a vizsgált vizek klór tartalma és KOI értéke, mely az alábbi diagrammon látható.

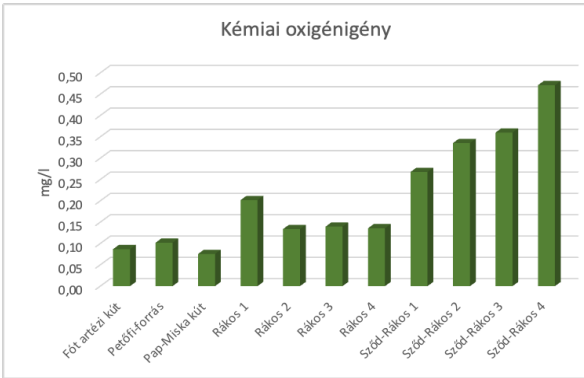
A kutak esetében mindkét vizsgált elem alacsonyabb értéket mutat, mint az élő vizek esetében. A felszín alatti vizek klór tartalma alacsonyabb, mert ritkábban éri olyan antropogén vagy ipari hatás, mint a felszíni vizeket, melynek során klór tartalmú vegyület kerülhet a vízbe.

A KOI értéke az élő vizek esetében magasabb, különösen a Sződ-Rákos patak esetében. Minél nagyobb a KOI értéke, annál nagyobb a víz szerves anyag tartalma. Az felszíni vizekben található szerves anyagok elsősorban természetes eredetűek.

29. ábra: Vízminták klór tartalma (Forrás: saját szerkesztés (2024))



30. ábra: Vízminták KOI értéke (Forrás: saját szerkesztés (2024))



4.2 Helyszíni mérési eredmények

A helyszínen az alábbi kémiai paraméterek kerültek meghatározásra: hőmérséklet, oldott oxigén, redox-potenciál, fajlagos elektromos vezetőképesség, redox-potenciál, pH. A fizikai tulajdonságok közül a víz színét és szagát vizsgáltam. Az adatokból látható, hogy kimagasló értékek nem születtek. Az elektromos fajlagos vezetőképesség a patakok esetében 1000 μ S/cm érték felett vannak, még a kutak esetében 1000 μ S/cm alatt. Ennek oka lehet a patakok esetében a magasabb hőmérséklet, melynek hatására magasabb a vezetőképesség vagy utalhat magasabb oldott anyag tartalomra. Az eredményeket az alábbi táblázat tartalmazza.

3. táblázat: Vízminták fizikai és kémiai paramétereinek eredménye terepi mérésen (Forrás:saját szerkesztés (2024))

Minta megnevezése	Rákos 1	Rákos 2	Rákos 3	Rákos 4	Petőfi-forrás
Mintavétel időpontja	2022.08.29	2022.08.29	2022.08.29	2022.08.29	2022.08.29
Minta típusa	Felszíni víz - folyóvíz	Felszíni víz - folyóvíz	Felszíni víz - folyóvíz	Felszíni víz - folyóvíz	Felszín alatti víz- pozitív kút
Domináló szín	színtelen	színtelen	színtelen	színtelen	színtelen
Kísérő szín	színtelen	színtelen	színtelen	sárga	színtelen
Szag	szagtalan	szagtalan	szagtalan	szagtalan	szagtalan
hőmérséklet (C°)	21	22,3	22,8	21,9	13,7
pH	7,38	8,25	7,77	7,68	7,11
oldott oxigén (mg/l)	6,95	8,95	8,15	7,17	8,83
vezetőképesség (μS/cm)	1145	1274	1374	1306	678
redox potenciál (mV)	246,1	242,1	266,5	245,7	291,3

Minta megnevezése	Pap Miska-kút	Artézi-kút	Szód-Rákos 1	Szód-Rákos 2	Szód-Rákos 3	Szód-Rákos 4
Mintavétel időpontja	2022.08.29	2022.08.29	2022.08.29	2022.08.29	2022.08.29	2022.08.29
Minta típusa	Felszín alatti víz-pozitív kút	Felszín alatti víz-pozitív kút	Felszíni víz - folyóvíz	Felszíni víz - folyóvíz	Felszíni víz - folyóvíz	Felszíni víz - folyóvíz
Domináló szín	színtelen	színtelen	színtelen	színtelen	színtelen	átlátszó
Kísérő szín	színtelen	színtelen	sárgás	sárgás	sárgás	tiszta
Szag	szagtalan	szagtalan	földszagú	szagtalan	szagtalan	halszagú
hőmérséklet (C°)	13,8	17,5	26,9	27,3	25,9	28,9
pH	7,3	7,6	7,9	7,65	7,45	7,28
oldott oxigén (mg/l)	6,1	5,08	7,17	4,95	6,23	6,78
vezetőképesség (μS/cm)	549	530	939	1111	1054	1094
redox potenciál (mV)	254	226	224,2	195,1	200,2	207,5

4.3 Radon mérési eredmények

Terepi radonmérések három alkalommal történtek. Egy tavaszi, egy nyári és egy kora őszi mintavétel történt. A kiválasztott területeken minden alkalommal meg tudott valósulni a mintavétel, bár a nyári időszakban a felszíni vizek vízhozama kevesebb volt, de ez nem akadályozta a minták begyűjtését. A vízminták minden esetben a mintavételt követő egy órán belül mérésre kerültek.

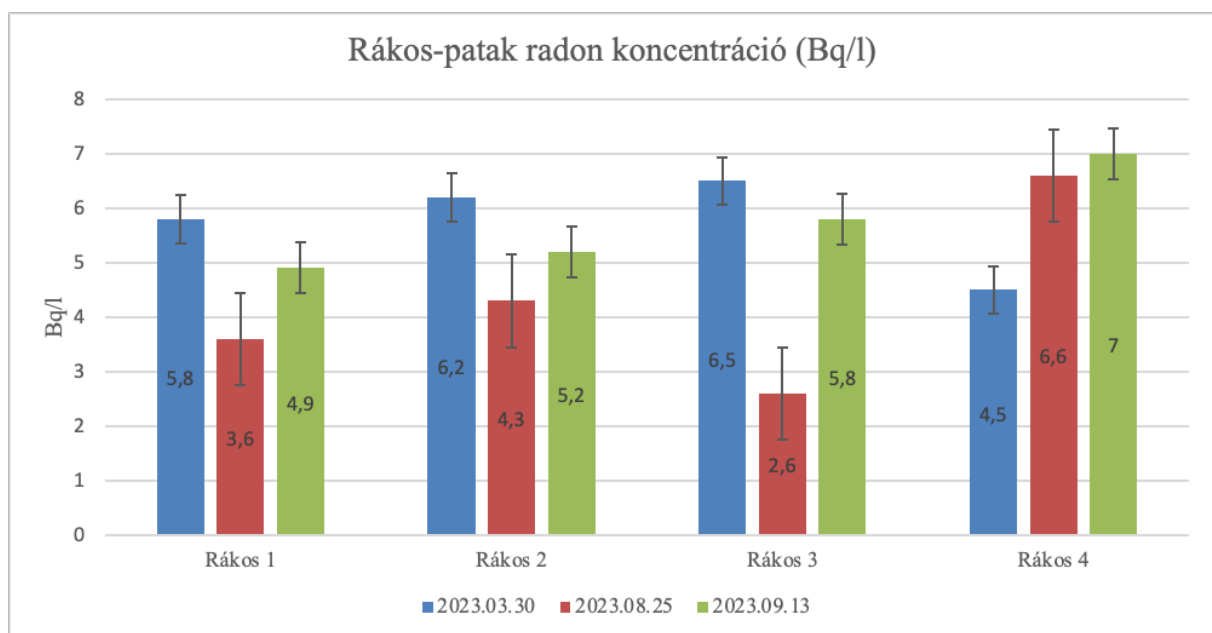
Az eredményeket összesítve az alábbi táblázat tartalmazza:

4. táblázat: Radon mérési eredmények (Forrás: saját szerkesztés (2024))

Mérés ideje	Rákos 1	Rákos 2	Rákos 3	Rákos 4	Petőfi forrás	Pap Miska-kút
2023.03.30	5,8 ± 1,2	6,2 ± 4,1	6,5 ± 3,9	4,5 ± 2,4	3,2 ± 1,1	2,9 ± 1,2
2023.08.25	3,6 ± 1,4	4,3 ± 3,5	2,6 ± 2,8	6,6 ± 2,7	2,4 ± 1,2	1,6 ± 2,1
2023.09.13	4,9 ± 2,3	5,2 ± 1,4	5,8 ± 1,9	7 ± 5,6	4,7 ± 1,3	3,2 ± 1,1

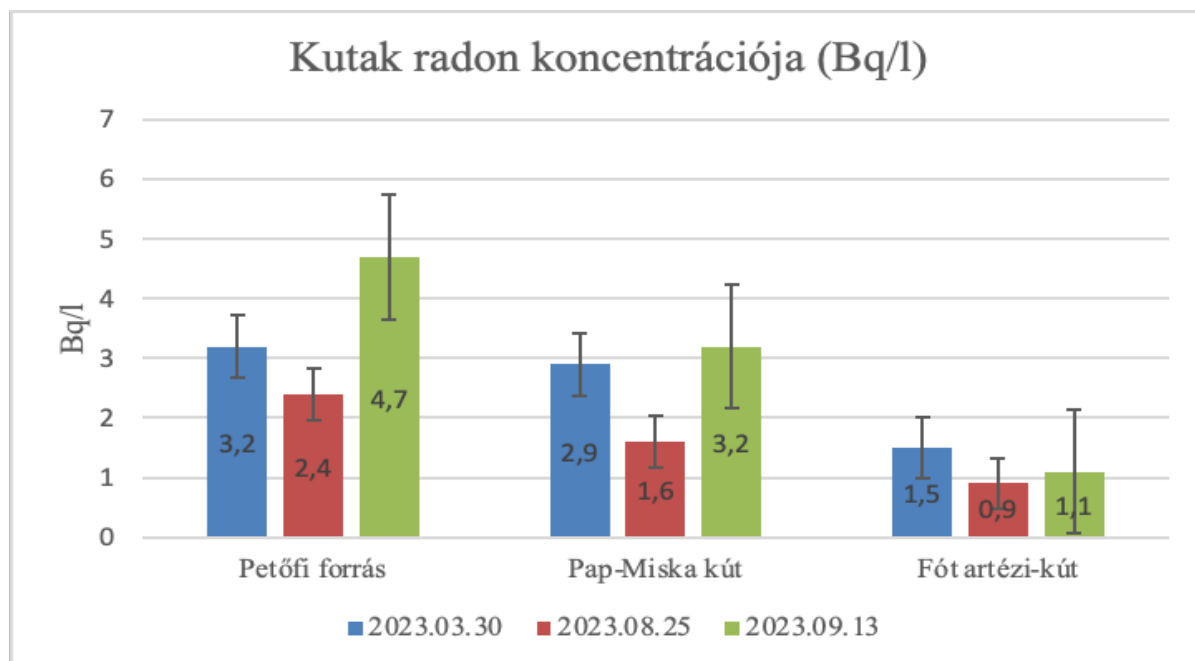
Mérés ideje	Fót artézi-kút	Szód-Rákos 1	Szód-Rákos 2	Szód-Rákos 3	Szód-Rákos 4
2023.03.30	1,5 ± 2,7	15,2 ± 2,1	11,3 ± 1,2	15,2 ± 2,3	15,2 ± 2,4
2023.08.25	0,9 ± 2,2	10,1 ± 3,4	9,3 ± 3,6	14,1 ± 3,6	6,6 ± 2,7
2023.09.13	1,1 ± 0,2	12,7 ± 1,9	12,2 ± 1,4	12,7 ± 1,11	12,7 ± 1,12

31. ábra: Rákos-patak radon mérési eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))



A Rákos-patak eredményei minden esetben 10 Bq/l alatti radontartalmat mutatnak. A patak gödöllői szakasza így a mintavételi pontok is a település központján ível át. A nyári időszakban történt (2022.08.25-i) mintavétel eredményeinél egységesen alacsonyabb koncentráció figyelhető meg. Ezt okozhatja az melegebb víz hőmérséklet vagy az alacsonyabb vízhozam és a lassabb vízmozgás. A mintavételi helyszínek környezetében az alábbi földtani formációk figyelhetők meg: folyóvízi homok, agyag, lignit, Nagyalföldi Tarkaagyag, Zagyvai Formáció és Bükkaljai Lignit (15. ábra).

32. ábra: Petőfi forrás, Pap Miska-kút, Fót artézi-kút radon mérési eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))



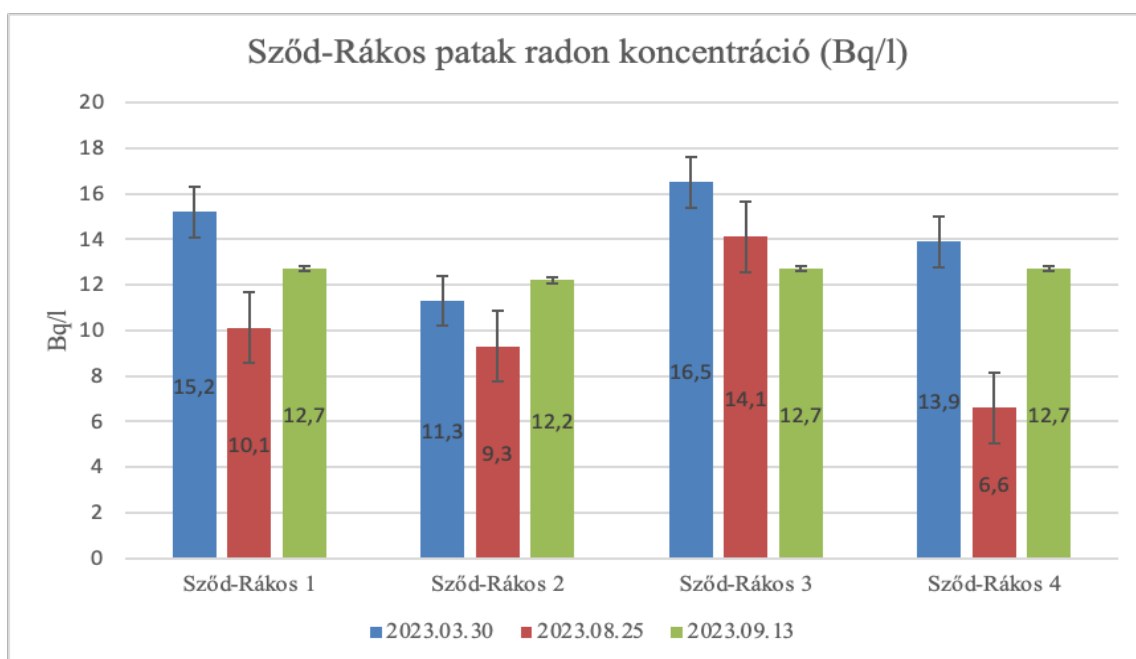
Mindhárom - a lakosság által ivóvízként is használt - kútnál rendkívül alacsony értéket mutat a radonkoncentráció, annak ellenére, hogy az előzetes feltételezésem alapján a felszín alatti vizek esetében számítottam magasabb értékre.

A földtani adottságokat megvizsgálva azt látjuk, hogy a kutak környezetében egyaránt fluviális (folyóvízi) üledék, folyóvízi homok és folyóvízi aleurit figyelhető meg (9, 11, 13. ábra), mely korábbi szakirodalmi adatok alapján nem jelent kiemelkedő radonkoncentrációt.

A Petőfi-forrás környezetében elsősorban folyóvízi homok és lösz található. (9.ábra)

Fóton (13. ábra) megfigyelhető a Tari Dácittufa formáció, melynek ásványi összetételében a kvarc jelenik meg. A tufa savanyú, riolitos összetételű 70-74% SiO₂ tartalmú. Ezeknél a forrásoknál a felszín alatti vizek mozgási iránya is befolyásolólag hathat.

33. ábra: Sződ-Rákos patak radon mérési eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))



A Sződ-Rákos patak örbottyáni szakaszának radon koncentráció értékeit az alábbi diagramm mutatja. A dolgozatomban vizsgált területek közül ezen a területen mértem a legmagasabb radontartalmat. Az értékek átlagosan 12 Bq/l értéket mutatnak. 2023.08.25-i mérés esetében (piros oszlop) látható, hogy valamennyivel kevesebb volt a radontartalom. Ezekben az esetekben magasabb volt a víz hőmérséklete is, ami befolyásolhatta az eredményt. Vagy a csapadékmentes időjárás is okozhatta.

Megfigyelhető futóhomok, fluvioelikus homok, deluviális üledék, Kiscelli Agyag Formáció, valamint a legjelentősebb a Szécsényi Slír Formáció. (17. ábra)

5. Következtetések és javaslatok

Geológiai szempontból valamennyi mintaterület különböző és változatos földtani felépítéssel és szerkezettel rendelkezik. A szakirodalomban feltüntetett, jelentős radontartalommal rendelkező kőzettípusok bár előfordulnak a területen, de határozott párhuzamokat a radonkoncentráció és a földtani felépítés között nem tudtam megállapítani.

A szakirodalmi leírások (J. K. OTTON - L.C.S. GUNDERSEN - R. R. SCHUMANN 1997) alapján a világos vulkanikus kőzetekben, a gránitban, az agyagpalában, a foszfáttartalmú üledékes kőzetekben és a metamorf kőzetekben található jelentősebb mennyiségű urán. A maximális érték mindössze 4,7 Bq/l volt, annak ellenére, hogy az előzetes feltételezésem alapján a felszín alatti vizek esetében számítottam magasabb értékre. A földtani adottságokat megvizsgálva azt látjuk, hogy a kutak környezetében egyaránt fluviális (folyóvízi) üledék, folyóvízi homok és folyóvízi aleurit figyelhető meg (9, 11, 13. ábra). A Petőfi-forrás környezetében elsősorban folyóvízi homok és lösz található (9. ábra). Korábbi szakirodalmi adatok alapján nem jelent kiemelkedő radonkoncentrációt.

Fóton (13. ábra) megfigyelhető a Tari Dácittufa formáció, melynek ásványi összetételében a kvarc jelenik meg. A tufa savanyú, riolitos összetételű 70-74% SiO₂ tartalmú. Ezeknél a forrásoknál a felszín alatti vizek mozgási iránya is befolyásolólag hathat a radontartalomra.

A Rákos-patak eredményei minden esetben 10 Bq/l alatti radontartalmat mutatnak. A nyári időszakban történt (2022.08.25-i) mintavétel eredményeinél egységesen alacsonyabb koncentráció figyelhető meg. Ezt okozhatja az melegebb víz hőmérséklet vagy az alacsonyabb vízhozam és a lassabb vízmozgás.

A Sződ-Rákos pataknál egyértelműen megfigyelhető volt, hogy Sződ-Rákos víz sebessége lassabb volt a Rákos-patakhoz képest, valamint a nyári időszakban a vízhozama is csekélyebb volt.

A Sződ-Rákos patak a település szélén halad el, kevésbé van kitéve ipari vagy egyéb antropogén hatásoknak, mint például a Rákos-patak.

Geológiai szempontól a legváltozatosabb földtani felépítéssel rendelkező terület jelen dolgozatomban vizsgált területek közül. Megfigyelhető futóhomok, fluvioelikus homok, deluviális üledék, Kiscelli Agyag Formáció, valamint a legjelentősebb a Szécsényi Slír Formáció, melynek anyaga finomhomokos, csillámos, agyagos aleurolit, agyagmárga és agyag,

finomhomokkő közbetelepülésekkel. Korábbi kutatásaim során a mátraaljai területeken magas volt radonkoncentráció azon kutak esetében, ahol andezit és slír kőzettípusok jelentek meg. A szakirodalom alapján azon kőzettípusok jelenléténél melyek csillámot, csillámos aleuritot, csillámpalát tartalmaznak magasabb radonkoncentráció figyelhető meg.

Bár különböző területeken, az ország számos pontján történt már radontartalom mérés természetes vizekben. ÁDÁNY T. (2005) mérései a Balaton északi partján történtek. Forrásai vagy valamilyen szerkezeti vonal (törés, haránt irányú vető) mentén bukkannak felszínre, vagy valamilyen mélyebb térszínű, eróziós völgyben fakadnak. A legmagasabb radonértékek (60-140 Bq/l) olyan források esetében adódnak, ahol a forrás fakadási helyénél Balatonfelvidéki Homokkő Formáció és/vagy Megyehegyi Dolomit Formáció fordul elő. Az én területeimen a legmagasabb értékek a slír kőzettípusoknál jelentek meg, de az érték maximuma esetében a 20 Bq/l értéket sem érte el.

NAGY H. É. (2006) Kővágószőlős településen kutatott, ahol 1997-ig uránérc bánya működött. Így a magas radonkoncentráció a területen nagy mennyiségben megjelenő uránnak köszönhető. A forrásokban mért eredményei 70 – 80 Bq/l tartomány közé estek.

KLINCSEK K. (2010) mérései az általam is választott terület közvetlen szomszédságában Isaszeg területén helyezkedik el. Ott fúrt, illetve ásott kutakban mért radonkoncentrációt. Eredménye egyik esetben sem érte el a 10 Bq/l-es értéket, még az agyagos-karbonátos márga kőzet közelében található kútnál sem. A mérési eredményeim összességében ezzel a kutatási eredménnyel mutatnak párhuzamot.

A vizsgálatok során megállapítható, hogy potenciálisan toxikus anyagok egyik mintaterület esetében sem mutatható ki. Minden érték határértéken belül van. Az ivóvízként fogyasztott kutak vizeiről -ezen vizsgálatok alapján- elmondható, hogy egészségügyi kockázatot nem rejtenek. A főti artézi-kút vize – másik két kútvízhez képest- kiemelkedő Na tartalmat mutat. Azonban az érték kevesebb, mint 100 mg/l. A magyarországi ásványvizek esetében akkor mondható el, hogy az ásványvíz nátriumot tartalmaz, ha annak mértéke meghaladja a 200 mg/l értéket.

A helyszínen az alábbi kémiai paraméterek kerültek meghatározásra: hőmérséklet, oldott oxigén, redox-potenciál, fajlagos elektromos vezetőképesség, redox-potenciál, pH. Az adatokból látható, hogy kimagasló értékek nem születtek. Az elektromos fajlagos vezetőképesség a patakok esetében 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ érték felett vannak, még a kutak esetében 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ alatt. Ennek oka lehet a patakok esetében a magasabb hőmérséklet, melynek hatására magasabb a vezetőképesség vagy utalhat magasabb oldott anyag tartalomra.

6. Összefoglalás

Kutatásom célkitűzése természetes vizek radontartalmának vizsgálta volt a Gödöllői-dombság területén. Egészségügyi szempontok alapján jelenleg Magyarországon a levegő, talaj és víz radontérképezése aktuális alapkutatási feladat. Mintaterületeim meghatározásakor kiválasztásra került a térségben található két patak négy szakasza és három kút, melynek vizét rendszeresen ivóvízként fogyasztja a lakosság.

A vizek elemzése során vizsgálatra kerültek a helyszíni mintavételezésen a kémiai és fizikai paraméterek, valamint elemanalitikai vizsgálatok végzése történt a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem Környezettudományi Intézet laboratóriumaiban.

A radontartalom AlphaGUARD- AquaKIT radonmérővel került meghatározásra a helyszíni mérések alkalmával.

A vizek elemanalitikai mérése során megtudhattuk, hogy nem tartalmaznak potenciálisan toxikus anyagok, valamint ásványi anyag tartalmuk nem kiemelkedően magas. Minden érték megfelel a jogszabályban előírt határértékeknek.

A radonkoncentráció eredmények alapján három kategóriába csoportosíthatóak a mintaterületek:

1. alacsony radontartalommal rendelkező területek: a három ivóvízként is fogyasztott kút,
2. közepes radontartalommal rendelkező: a Rákos-patak vize,
3. magas radontartalommal rendelkező: Sződ-Rákos patak négy szakasza.

A geológiai adottság a területeken sokszínű, egy mintavételi helynél többféle kőzettípus jelenik meg. Elmondhatjuk tehát, hogy a földtani felépítés rendkívül diverz. Dolgozatom egyik célja volt a radontartalom és a kőzettípusok jelenléte közötti összefüggések vizsgálata.

Megállapítható az is, hogy az ugyanabból a forrásból vett minták eredménye mutathat eltérést az évszak változás során. Ezeknél a forrásoknál a felszín alatti vizek mozgási iránya is befolyásolólag hathat.

7. Irodalomjegyzék

ÁDÁNY T. (2005): Felszín alatti vizek radontartalma és a földtani szerkezet összefüggéseinek vizsgálata a Balaton északi partján. Szakdolgozat. ELTE, Atomfizika Tanszék, Budapest, 146. p.

ATKINS P.W. (1997): Physical Chemistry. Oxford University Press, Oxford. 1-399.

BARÓTFI I. (2000) (szerk.): Környezettechnika; Mezőgazda kiadó, Budapest.

BECKER K. (1995): Az emberek viszonya a természetes, orvosi és mesterséges sugárterheléshez. Fizikai Szemle, 1995/6. pp. 213.

CLEVER, H. L. (1985): Solubility Data Series, Vol.2, Krypton-, Xenon-, Radon Gas Solubilities. Pergamon Press, Oxford, pp. 227-237.

CSORDÁS, A. – SZABÓ, K.Z. – SAS, Z. – KOCSIS, E. – KOVÁCS, T. (2021): Indoor radon levels in Hungarian kindergartens. J Radioanal Nucl Chem 328, 1375–1382. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10967-020-07501-1>

CSORDÁS, A. – TÓTH-BODROGI, E. – KOVÁCS, T. (2019): Beltéri radon felmérések a Pannon Egyetemen. Egyetemi Meteorológiai Füzetek, ELTE, 55–59. DOI: <https://doi.org/10.31852/EMF.31.2019.055.059>

DEMÉNY, K. 2007: A gödöllői-dombság általános bemutatása. Tájökológiai Lapok 5 (2): 213-223. https://real.mtak.hu/126191/1/01_Demeny.pdf

DÖVÉNYI Z. (2010): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest. 876. p.

Emberi Erőforrások Minisztériuma: Radon Cselekvési Terv a radontól és az építőanyagoktól származó természetes eredetű sugárterhelés csökkentésére (2018)

FRONTCZAK, M. – WARGOCKI, P. (2011): Literature survey on how different factors influence human comfort in indoor environments. Building and Environment 46(4), 922–937. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.buildenv.2010.10.021>

GÉCZI, G. – BENÉCS, J. – KRISTÓF, K. – HORVÁTH, M. (2018): High concentrations of radon and carbon dioxide in energy-efficient family houses without heat recovery ventilation. Journal of Environmental Engineering and Landscape Management, 26(1), 64–74. DOI: <https://doi.org/10.3846/16486897.2017.1347095>

GOYAL, R., KHARE, M., KUMAR, P. (2012): Indoor Air Quality: Current Status, Missing Links and Future Road Map for India. J Civil Environ Eng 2(118). DOI: <https://doi.org/10.4172/2165-784X.1000118>

GYALOG L. (szerk.) (1996): A földtani térképek jelkulcsa és a rétegtani egységek rövid leírása. A Magyar Állami Földtani Intézet alkalmi kiadványa 187, Budapest, 171. p.

HÁMOR G. – NAGYMAROSSY A. (1996): A földtani térképek jelkulcsa és a rétegtani egységek rövid leírása, a Magyar Állami Földtani Intézet Alkalmi Kiadványa 187., Budapest, pp. 86.

HÁMORI K., TÓTH, E., LOSONCI, A., MINDA, M. 2006: Some remarks on the indoor radon distribution in a country. Applied Radiation and Isotopes, pp. 64, 859–863.

HÁMORI, K. – TÓTH, E. – LOSONCI, A. – MINDA, M. (2006): Some remarks on the indoor radon distribution in a country. Applied Radiation and Isotopes, 64(8), 859–863. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2006.02.098>

HÁMORI, K. – TÓTH, E. – PÁL, L. – KÖTELES, G. – LOSONCI, A. – MINDA, M. (2006): Evaluation of indoor radon measurements in Hungary. Journal of Environmental Radioactivity.

HEINZ S.(1996): A Radon-in-Water Monitor Based on Fast Gas Transfer Membranes. Int. Conf. on technologically enhanced natural radioactivity (tenr) caused by non-uranium mining. Szczyrk, Poland

<https://map.mbfisz.gov.hu> (Letöltés dátuma: 2024.03.16.)

HUSSEIN, Z.A. – JAAFAR, M.S. – ISMAIL, A.H. (2013): Measurements of Indoor Radon-222 Concentration inside Iraqi Kurdistan: Case Study in the Summer Season. J Nucl Med Radiat Ther 4(143). DOI: <https://doi.org/10.4172/2155-9619.1000143>

JAKOWIUK, A.- JAROSZ, Z.- PTASZEK, S - MODZELEWSKI, L - KOWALSKA, E. -WOLOSZCZUK, K (2015): Determination of Radon Content in Water Respecting to Directive of Council 2013/51/EURATOM. World Journal of Nuclear Science and Technology, 192-199.

KÁNTOR M. (2012): Az Egri Török Fürdő élettani hatása – Személyes interjú Dr. Tóth Katalin gyógyászati vezetővel.

KÁNTOR M. (2012): Termál- és karsztvizek radontartalma és azok gyakorlati jelentősége hevesi és borsodi mintaterületeken. OTDK dolgozat. EKF, Környezettudományi Tanszék, Eger, 54. p.

KANYÁR B.-BÉRES CS.-SOMLAI J.-SZABÓ S.A. (2000): Radioökológia és környezeti sugárvédelem. Veszprém Egyetmi Kiadó, Veszprém. 1-257.

KATONA, T. – KANYÁR, B. – SOMLAI, J. –MOLNÁR, Á. (2007): Determining 222 Rn daughter activities by simultaneous alpha- and beta-counting and modeling. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 272(1), 69–74.

KEMSKI J.- SIEHL A.- STEGEMANN R.- VALDIVIA-MANCHEGO M. 2001: Mapping the geogenic radon potential in Germany. The Science of the Total Environment, pp. 272, 217–230.

KISS Á. – Tasnádi P. 2012: Környezetfizika. – Typotex Kiadó, Budapest. pp. 32- 33, 109.

KLINCSEK K. (2010): Felszín alatti vizek radontartalmának vizsgálata Isaszeg területén. Szakdolgozat. ELTE, Atomfizika Tanszék, Budapest, 59. p.

KÓNYA, J., NAGY, N.M., Nuclear and Radiochemistry, Elsevier, 2012., 2nd edition: 2018., ISBN: 9780128136447, ISBN: 9780128136430

KOVÁCS S., 2009: Radon mérés a Szekszárdi lösz-pincékben szakdolgozata.– PE Radiokémiai és Radioökológiai Intézet.

LÁZÁR, I. – TÓTH, E. – KÖTELES, G.J. – PUHÓ, E. – CZEIZEL, A.E. (2005): An inverse association between cancer mortality rate of women and residential radon in 34 Hungarian villages. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 266(1), 43–48. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10967-005-0866-7>

LYON W. S. (1987): Radon: A problem with problem. J.Radional.Nucl.Chem.,Letters 118, Tenesse, USA, pp. 385-391.

NAGY, M.- KÓNYA, J. (2019): Környezeti radioaktivitás, Magyar Kémiai Folyóirat 125. évfolyam, 2. szám, 2019.

MAROSI S. - SOMOGYI S. (1990): Magyarország kistájainak katasztere I-II. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest 1-1023.51

MARX GY. (1996): Atommag közelben. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1-248.

MINDA, M. – TÓTH, GY. – HORVÁTH, I. – BARNET, I. – HÁMORI, K. – TÓTH, E. (2009): Indoor radon mapping and its relation to geology in Hungary. Environmental Geology, 57(3), 601–609. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1329-6>

MÜLLEROVÁ, M. – KOZAK, K. – KOVÁCS, T. – SMETANOVÁ, I. CSORDÁS, A. – GRADZIEL, D. – HOLY, K. – MAZUR, J. – MORAVCSIK, A. – NEZNAL, M. – NEZNAL, M. (2016): Indoor radon survey in Visegrad countries. Applied Radiation and Isotopes 110, 124–128. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2016.01.010>

NAGY H. É. (2006): Természetes radioaktivitás vizsgálata Kővágószőlőn. TDK Dolgozat, ELTE, Atomfizika Tanszék, 1-39.

Nemzeti Népegészségügyi Központ,
https://www.nnk.gov.hu/attachments/article/726/2023_8_Modsztm_Ivoviz_radiologiai%20vizsg..pdf Letöltés
ideje 2024.03.31

NEZNAL M.- NEZNAL M.- MATOLIN M.- BARNET I.- MIKSOVA J. 2004: The new method for assessing the radon risk of building sites. pp.19., <http://www.radon-vos.cz/pdf/metodika.pdf>

NIKL, I. (1996): The Radon Concentration and Absorbed Dose Rate in Hungarian Dwellings Radiat Prot Dosimetry 67(3), 225-228.

NIKOLOPOULOS, D. – PETRAKI, E. – TEMENOS, N. – KOTTOU, S. – SZABÓ, K. ZS. – HORVÁTH, Á. – SZABÓ, CS. (2014): Geogén radonpotenciál térképezés Pest és Nógrád megye területén. Nukleon VII. 153, 9p.

RADVÁNYI P. (1996): A radioaktivitás felfedezése. Fizikai Szemle, 1996/11. pp. 369.

SPAITS T. (2007): Természetes radioaktív izotópok vizsgálata az épített környezetben Doktori értekezés. Nyugat-Magyarországi Egyetem, Sopron, 104. p.

SURBECK H. (1993): Radon monitoring in soils and water. Nucl.Tracks Radiat.Meas., 22, 1-4, pp. 463-468.

SZABÓ L., TÓTHNÉ SURÁNYI K. 2003: A Gödöllői-Monori dombság természetföldrajzi viszonyai és a termőföldvédelem. In: CSORBA P. (szerk.): Környezetvédelmi Mozaikok, tiszteletkötet Dr. Kerényi Attila 60. születésnapjára. Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen. pp. 230–242.

SZABÓ S. A. (1985): Radioökológia és környezetvédelem. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 237. p.

SZABÓ S. A. (1987): A radioaktív szennyeződés megjelenése biológiai környezetünkben. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest. 41. p.

SZABÓ, K.ZS. – JORDAN, GY. – HORVÁTH, Á. – SZABÓ, CS. (2014): Mapping the geogenic radon potential: methodology and spatial analysis for Central Hungary. Journal of Environmental Radioactivity, 129, 107–120.

SZABÓ, K.ZS. – JORDAN, GY. – SZABÓ, CS. – HORVÁTH, Á. – HOLM, Ó. – KOCSY, G. – CSIGE, I. – SZABÓ, P. – HOMOKI, ZS. (2014): Radon and thoron levels, their spatial and seasonal variations in adobe dwellings – a case study at the great Hungarian plain. Isotopes in Environmental and Health Studies, 50(2), 211–225. DOI: <https://doi.org/10.1080/10256016.2014.862533>

SZERBIN P. (1994): Radon a Rudas-fürdő légtérében. Fizikai Szemle, 1994/6. pp. 241.

8. Táblázatok és ábrák jegyzéke

1. ábra: Sugárzások áthatolóképessége (Forrás: https://hu.wikipedia.org/wiki/Radioaktivitas (2024)).	6
2. ábra: Természetben megtalálható radioaktív bomlási sorok (Forrás: https://atomfizika.elte.hu/kfiz2/ml/tau.htm (2024))	8
3. ábra: Radioaktív sugárzás megoszlása a Földön (Forrás: saját szerkesztés, UNEP (2024) alapján)	9
4. ábra: A radon épületbe jutásának lehetséges útvonalai (Forrás: https://www.nnk.gov.hu/index.php/a-radonrol (2024))	12
5. ábra: k-érték (Forrás: saját szerkesztés a kézikönyv alapján (2024))	14
6. ábra: Gödöllő dombság térsége (Forrás: MAROSI-SOMGYI (1990))	23
7. ábra: Kiválasztott mintaterületek elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép, saját szerkesztés (2024))	26
8. ábra: Petőfi-forrás elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép (2024))	26
9. ábra: Petőfi-forrás felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ (2024))	26
10. ábra: Pap Miska-kút elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép (2024))	27
11. ábra: Pap Miska-kút felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ, 2024)	27
12. ábra: Rákos- patak - gödöllői szakasz – elhelyezkedése ((Forrás: IOS térkép (2024))	27
13. ábra: Rákos-patak felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ, 2024)	27
14. ábra: Fót Artézi-kút elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép (2024))	28
15. ábra: Fót Artézi-kút felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ, 2024)	28
16. ábra: Sződ-Rákos patak -örbottyáni szakasz- elhelyezkedése (Forrás: IOS térkép (2024))	28
17. ábra: Sződ-Rákos patak – örbottyáni szakasz - felszíni földtani térképe (Forrás: MBFSZ, 2024)	28
18. ábra: Terepi mérés és mintavétel (Forrás: saját fotó (2022))	29
19. ábra: Mintavétel a Rákos-patakból (Forrás: saját kép (2022))	30
20. ábra: WTW- MultiLine Multi 3630 IDS mérőműszer (Forrás: saját kép (2022))	30
21. ábra: ICP-OES spektrométer (Forrás: saját kép (2022))	31
22. ábra: Minták előkészítése titráláshoz (Forrás: saját kép (2022))	32
23. ábra: Minták melegítése (Forrás: saját kép (2022))	32
24. ábra: AlphaGUARD AquaKIT összekötése (Forrás: felhasználói kézikönyv (2007))	33
25. ábra: Radon tartalom függvénye (Forrás: saját szerkesztés a Petőfi-forrás mérési eredménye alapján (2023))	34
26. ábra: Rákos-patak víz vizsgálati eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))	35
27. ábra: Sződ-Rákos patak víz vizsgálati eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))	36
28. ábra: Kutak víz vizsgálati eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))	37
29. ábra: Vízminták klór tartalma (Forrás: saját szerkesztés (2024))	38
30. ábra: Vízminták KOI értéke (Forrás: saját szerkesztés (2024))	38
31. ábra: Rákos-patak radon mérési eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))	40
32. ábra: Petőfi forrás, Pap Miska-kút, Fót artézi-kút radon mérési eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))	41
33. ábra: Sződ-Rákos patak radon mérési eredményei (Forrás: saját szerkesztés (2024))	42
1. táblázat: Radon izotópok anyaelemei és felezési ideje (Forrás: saját szerkesztés COTHERN és SMITH (1987) nyomán)	10
2. táblázat 201/2001. (X.25.) Kormányrendelet által meghatározott ivóvíz határértékek	19
3. táblázat: Vízminták fizikai és kémiai paramétereinek eredménye terepi mérésen (Forrás: saját szerkesztés (2024))	38
4. táblázat: Radon mérési eredmények (Forrás: saját szerkesztés (2024))	39

Köszönetnyilvánítás

Elsősorban szeretném megköszönni témavezetőmnek Dr. habil. Horváth Márknak a segítséget, a bizalmat és a türelmet. Továbbá, hogy biztosította számomra a mérésekhez szükséges műszereket, eszközöket, a laboratórium használatot. Dr. habil. Géczi Gábornak a hasznos tanácsokat és az iránymutatást.

És nem utolsó sorban a Férjemnek, hogy lehetővé tette számomra, hogy ez a dolgozat megszülethessen.

A kutatás a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Hivatal „A körforgásos gazdaság megvalósíthatósága a honvédelmi tevékenységek során” című, TKP2021-NVA-22 azonosítószámú Témaerületi Kiválósági Program támogatásával valósult meg, a Körforgásos Gazdaság Elemző Központ (KGEK) vezetésével.

NYILATKOZAT

a diplomadolgozat nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve: Kántor Mónika
A Hallgató Neptun kódja: AZJLBM
A dolgozat címe: Természetes vizek radontartalmának vizsgálata a Gödöllői-dombság területén
A megjelenés éve: 2024
A konzulens intézetének neve: Környezettudományi Intézet
A konzulens tanszékének a neve: Környezetanalitikai és Környezettechnológiai Tanszék

Kijelentem, hogy az általam benyújtott diplomadolgozat egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, és az irodalomjegyzékben szerepeltettem.

Ha a fenti nyilatkozattal valótlan állítotam, tudomásul veszem, hogy a záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkori szellemitulajdon-kezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem könyvtári repozitori rendszerébe. Tudomásul veszem, hogy a megvédett és

- nem titkosított dolgozat a védést követően
- titkosításra engedélyezett dolgozat a benyújtásától számított 5 év eltelte után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem könyvtári repozitori rendszerében.

Kelt: 2024 év 04 hó 09 nap



Hallgató aláírása

NYILATKOZAT

Kántor Mónika (hallgató Neptun azonosítója: AZJLBM) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a diplomadolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A diplomadolgozatot a záróvizsgán történő védeésre javaslom / nem javaslom¹.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem^{*2}

Kelt: 2024 év 04 hó 15 nap


belső konzulens

¹ A megfelelő aláhúzendó.

² A megfelelő aláhúzendó.