

Eötvös Loránd Tudományegyetem

Természettudományi Kar

Környezettudományi Centrum

**A Mogyoródi-patak vízminőség-
változásainak vizsgálata Mogyoród
belterületén**

TDK DOLGOZAT



Készítette:

VETÉSI VIKTÓRIA

KÖRNYEZETTUDOMÁNY MESTERSZAKOS HALLGATÓ

Témavezető:

Dr. Angyal Zsuzsanna

egyetemi tanársegéd

Budapest

2016.

Tartalomjegyzék

Absztrakt.....	3
Abstract.....	3
1. Bevezetés, célkitűzés	4
2. Szakirodalmi áttekintés	6
2.1. A vizsgált vízfolyás bemutatása.....	6
2.2. A vizsgált vízfolyás környezetének bemutatása	8
2.2.1. Földtörténeti áttekintés.....	8
2.2.2. Vízirajzi adatok	10
2.2.3. A vizsgált terület növényzete	10
2.3. <i>Vízminőségi vizsgálatok</i>	12
2.3.1. <i>Vízminőség és értékelése</i>	12
2.3.2. <i>Vízminőségi paraméterek</i>	13
3. Anyag és módszer	18
3.1. <i>Mintavételezés</i>	18
3.2. <i>Vizsgálati módszerek</i>	20
3.2.1. Terepi vizsgálatok	20
3.2.2. Laboratóriumi vizsgálatok	22
3.2.2.a, Ultraibolya- és látható spektrofotometriás mérések	23
3.2.2.b, Lángfotometriás mérések	25
3.2.2.c, Titrimetriás mérések	26
3.2.3. Mikroszkópos vizsgálatok.....	28
4. Eredmények és értékelésük	31
4.1. <i>A mért paraméterek értékelése</i>	31
4.1.1. Hőmérséklet	31
4.1.2. Kémhatás.....	32
4.1.3. Oldott oxigén és oxigéntelítettség.....	33
4.1.4. Fajlagos elektromos vezetőképesség.....	35
4.1.5. Redoxpotenciál.....	36
4.1.6. Nitrát-nitrogén.....	37
4.1.7. Nitrit-nitrogén	38
4.1.8. Ammónium-nitrogén.....	38
4.1.9. Foszfát-foszfor	39
4.1.10. Nátriumion	41

4.1.11. Káliumion.....	42
4.1.12. Kloridion	42
4.1.13. Összes keménység.....	43
4.1.14. Lúgosság.....	44
4.1.15. Kalciumion	45
4.1.16. Szulfátion.....	45
4.1.17. Magnéziumion.....	46
4.2. Összefoglalás.....	47
5. Köszönetnyilvánítás	48
6. Irodalomjegyzék.....	49
7. Mellékletek.....	52

Absztrakt

Napjaink egyik talán legfontosabb környezetvédelmi problémája a természetben előforduló felszíni és felszín alatti vizeink jelentős mértékű szennyezése. A víz olyan természeti kincsünk, mely nélkül a Földön nem létezne élet, ezért megóvása minden ember kötelessége. Az egyre terjeszkedő mezőgazdaság és ipar, a vizek felelőtlen túlhasználata, valamint az egyre gyakoribb illegális hulladéklerakás jelentős mértékben veszélyeztetik vízkészletünket, mely véges mennyiségben áll csak rendelkezésünkre.

Nagyobb folyók és tavak vízminőségének monitorozása és ellenőrzése a legtöbb esetben megvalósul, viszont a kisebb víztestekre, mint például a kisvízfolyásokra nem fordítanak kellő figyelmet.

Dolgozatomban egy ilyen kisvízfolyást, a főváros közelében található, Mogyoródon eredő Mogyoródi-patakot vizsgáltam. Dolgozatomban bemutatom a patakot és környezetét, annak földtörténeti áttekintését és vízminőségi vizsgálataim eredményeit. Kutatásom során négyszer vettem mintát a patak vizéből hét mintavételi ponton, melyeken terepi és laboratóriumi méréseket, valamint mikroszkópos vizsgálatokat végeztem el. Eredményeimből látni fogjuk, hogy a patak egyes szakaszai igen szennyezettek, melyek veszélyt jelenthetnek a patakban és környezetében élő élőlények számára, de akár közvetett módon az emberi egészségre is, hiszen a patakot szennyező anyagok bejuthatnak a felszín alatti vizekbe, onnan pedig az emberek által elfogyasztott növényekbe is.

Dolgozatommal szeretnék rávilágítani arra, hogy a kisvízfolyások vizsgálata is ugyan olyan fontos feladat, hiszen ugyanúgy környezetünk és a természet részei, valamint sokkal érzékenyebbek a külső hatásokra, mint a nagyobb vízfolyások és egy nagyobb víztestet is jelentősen szennyezhet a befolyás területén.

Abstract

One of our most important environmental protection problems nowadays is the under- and overground water pollution. This water is found in nature and pollution is significant. The water is our natural treasure, without this, there would not be life on Earth. So, protecting it is the obligation of every one of us. The industry and agriculture is continuously expanding, so the water is being over-used. Also, there are many illegal

waste sites. All of these are significantly endanger our water reserves, which is not endless.

In most cases, monitoring the bigger rivers and lakes a checking them is made possible. However the smaller water bodies, like small streams, are not being provided with enough attention.

In my thesis, I examined one of these small streams, which is found near our capital. I examined the Mogyoródi-stream, which originates from Mogyoród. In my thesis I introduce the stream and its environment, the geo-history of it and also, the results of the water quality checks. During my research, I took samples from the stream 4 times in 7 different places. I performed terrain and laboratory checks/controls and also, microscope controls. My results show that certain sections of the river are very polluted. This is dangerous for all the living creatures in and around the river. However, it is also dangerous for the people's health, in an indirect way, since the material which causes the pollution can get into the underground waters, too. From there it can get into the plants which are consumed by people.

With my thesis I would like to shed light on the fact that examining the small streams is equally as important. They are also part of nature and our environment. They are more sensible to external influence than the bigger waterflows and they can also pollute a bigger body of water at the flow in.

1. Bevezetés, célkitűzés

Napjainkban az ipari és gazdasági fejlődés, a mezőgazdaságban alkalmazott műtrágyázás, az illegális hulladéklerakások, a különféle szennyezések, valamint a pazarló vízhasználat jelentős mértékben károsítja a felszíni és felszín alatti vízkészleteinket egyaránt. Nem túlzás, ha azt mondjuk, hogy a környezeti szférák közül a víz a legfontosabb, hiszen integrálja a talajba, valamint a levegőbe jutó szennyezéseket is. Ennek következménye az, hogy a szennyezések jelentős részének befogadója a víz lesz (Benedek, 1979).

A víz a leggyakrabban előforduló vegyület a bioszférában. Létfontosságú jelentőséggel bír a földi élet szempontjából, víz nélkül nincs élet. Földünk felszínének 71 %-át borítja víz, melynek csupán 3 %-a édesvíz, amit széles körben használ fel az emberi társadalom, mind a mezőgazdaságban, az iparban, valamint a hétköznapi tevékenységek során. A fogyasztható édesvíz mennyisége ennél is kevesebb, 1 % alatti

(Szűcs, 2009). Az édesvizeknek 1 %-a felszíni víz, melynek mindössze 1 %-át teszik ki a vízfolyások, mégis ezek a vízfolyások a legfontosabbak az emberi társadalom számára, valamint ezek szennyezése jár a legnagyobb veszéllyel a mindennapi életünkre nézve.

Minden embernek alapvető joga van ahhoz, hogy egészséges és jó ivóvíz álljon rendelkezésére, valamint biztosítva legyen számára a biztonságos szennyvízelvezetés. Ez azonban nem lehet ok arra, hogy vízkészleteinket pazaroljuk és mértéktelenül szennyezzük (Szűcs, 2009). A jelenkori, jelentős mennyiségű szennyezések következményeként a vízkészleteink mennyiségi és minőségi állapota egyre inkább a figyelem középpontjába került. Az Európai Unió a vizek minőségének javítása érdekében jelentős lépést tett, 2000-ben hatályba léptették a 2000/60/EK EU Víz Keretirányelvet. A Víz Keretirányelv többek között kimondja, hogy *„A víz más termékektől eltérően nem kereskedelmi termék, hanem örökség, amit ennek megfelelően kell óvni, védeni és kezelni...”* [4. [internetes forrás](#)]. A Keretirányelv elsődleges célja az volt, hogy az Európai Unió tagállamai legkésőbb a 2015-ös év végéig elérjék a felszíni- és felszín alatti vizek jó állapotát abban az esetben, ha ez szakmai szempontból megoldható. A célkitűzéshez hozzátartozik az is, hogy ezen vizek állapotának romlását meg kell előzni, tehát a jó állapotot meg is kell őrizni. A Víz Keretirányelv 2000. december 22-én lépett hatályba, így Magyarország Európai Unióhoz való csatlakozását követően hazánkban is kötelezővé vált ezen jogszabályban foglalt kötelezettségek végrehajtása (Záray, 2012).

Dolgozatom témájának kiválasztásakor mindenképp arra törekedtem, hogy egy, a közvetlen környezetünkben előforduló problémát vizsgálhassak, ezért esett a választásom a kisvízfolyások problémakörére. Az ország nagyobb, jelentősebb vízfolyásairól folyamatosan megjelennek különböző tanulmányok, valamint jól működő monitoring rendszerek is rendelkezésre állnak, viszont a kisvízfolyások esetében nagyon kevés adat áll rendelkezésünkre. Nagyon fontos lenne ezen vízfolyások szélesebb körű megismerése, hiszen a legtöbb esetben jóval érzékenyebbek az antropogén hatásokra, mint a nagyobb vízfolyások, valamint a befolyások területein a nagyobb vízfolyást is szennyezhetik. A jelentősebb mértékű veszélyeztetettségük legfőbb okai az ingadozó vízhozam, a meder-váltakozó kiépítettsége, valamint a lakosság által okozott károk, melyek lehetnek például az illegális hulladéklerakás vagy a csatorna bevezetés (Angyal, 2016). Az elővárosi és városi területek vízfolyásai vannak kitéve leginkább a negatív hatásoknak, hiszen itt nem csak jelentősebb szennyezéssel

kell számolni, hanem azzal is, hogy a betonozott felületek miatt nő a felszíni lefolyás, mely szintén okozhat vízminőségi problémákat (Jankowfsky, 2014). Általánosságban elmondható, hogy a nagyobb vízfolyások vízminősége kedvezőbb, melyet a hígulás eltérő mértékével magyarázhatunk. Abban az esetben, ha a még nem monitorozott kisebb vízfolyásokat bevonnánk a jelenleg folyó megfigyelésekbe az országos kép számottevően romlana.

A kisvízfolyások, valamint vízgyűjtőterületük vizsgálata és megismerése speciális munkát igényel, hiszen szembe kell néznünk a jelentős adathiánnyal (Balogh, 2004). Dolgozatomban egy eddig szinte egyáltalán nem vizsgált kisvízfolyást, a Mogyoródi-patakot fogom bemutatni, valamint az általam végzett terepi és laboratóriumi vizsgálatok eredményeit fogom közölni, melyekből következtetéseket vonok le a patak vízminőségére vonatkozóan. A Mogyoródi-patak vizsgálata nem csak azért lehet izgalmas számunkra, mert kevésbé vizsgált vízfolyás, hanem azért is, mert jelentős a lakosság által a patakba és környezetében lerakott és eldobált hulladék, valamint a Hungaroring felől érkező ág is erősen szennyezett, amit az általam végzett vizsgálatok eredményeinél is látni fogunk.

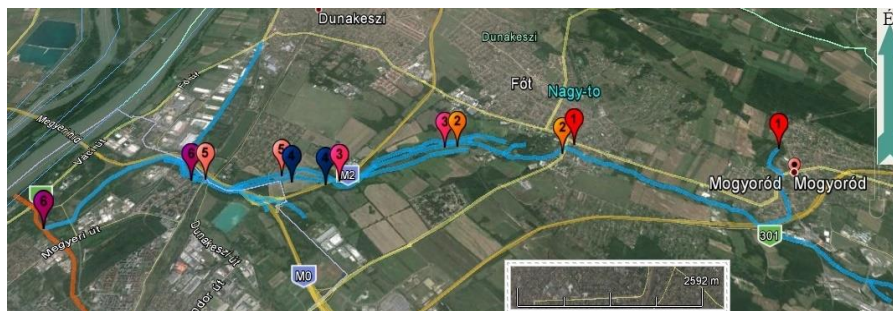
2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. A vizsgált vízfolyás bemutatása

A Mogyoródi-patak Észak-Magyarországon, Pest megyében található, földrajzilag a Duna vízgyűjtőjéhez tartozik (Zs. Nagy, 2005). A Mogyoródi-patak (régén Csíkvölgyi-patak) már a múltban itt élő emberek számára is nagy jelentőséggel bírt, hiszen a patak két oldalán jött létre az őstelepülés. A patak és környezete az emberek mindennapi tevékenységének színtere volt, többek között itt végezték a nagymosást, itt játszottak nyaranta a gyermekek, de sok esetben az öntözést is a patak vizéből oldották meg (Farkas, 1988). A pataknak két forráságát tudjuk elkülöníteni: az egyik ág Mogyoródon egy, a Csík-völgyben található magántelekről ered (Csíkvölgyi-forrás), míg a másik a Hungaroring területéről kezdi meg futását. A vízfolyás 4 településen folyik keresztül, mely Mogyoródnál észak nyugati irányba vált egészen Fótig. Fótot elhagyva Káposztásmegyerre és egyben a Duna jelenkori árterére érkezik. Ezután Újpesttől északra a Szilas-patakkal egyesül, mely ezután a Dunába ömlik. (Pécsi, 1959). A Mogyoródi-patakot Dukay Igor (2004) nyomán 6 szakaszra oszthatjuk:

1. táblázat. A Mogyoródi-patak felosztása (Forrás: Dukay, 2004).

	Folyamkilométer	Szakaszok elnevezése
1.	8,900-12,500	Mogyoródon lévő forrástól, Fót Gyermekvárosig
2.	7,300-8,900	Fót: Gyermekvárostól, gazdaságig
3.	5,500-7,300	Fót: Gyermekvárostól az alagi vasúti megállóhelyig
4.	5,050-5,500	Fót: az alagi vasúti megállóhelytől a 2A-ig
5.	3,500-5,050	Fót, Dunakeszi: 2A”1”-2A”2”
6.	0,000-3,500	Dunakeszi, Budapest (XV. és IV. kerület): 2A”2”-torkolatig



1. ábra. A Mogyoródi-patak szakaszai (Forrás: Google Earth, saját szerkesztés).

Mivel a munkám során kizárólag Mogyoród belterületén vizsgáltam a patakat, így a potenciális veszélyforrások szempontjából csak az 1. szakaszt mutatom be. A patak település felől érkező forrása egészen a Hungaroring ággal való egyesülésig beépített területen, lakóházak között halad. Ezen a területen veszélyeztetheti a vízminőséget a lakosság által a patakba dobált, háztartásokból kikerülő hulladék, melynek nagy részét építési törmelék és zöld hulladék teszi ki. A Hungaroring felől érkező ág forrása a Hungaroring lezárt területén belül helyezkedik el, így közvetlenül nem sikerült bejutnom, viszont méréseim alapján ezen a területen valamivel rosszabbak voltak egyes vízminőségi paraméterek értékei a többi mérési ponthoz képest (lásd az „Eredmények és értékelésük” fejezetet). A Hungaroring területét elhagyva, a vízfolyás egy ipari területet érint, ahol több Kft. is működik. Ezek többnyire faárukkal, nyomdai

tevékenységgel, szintetikus kaucsuk alapanyag gyártásával, fémmegmunkálással és fémfelületek kezelésével foglalkoznak. Az ipari területet elhagyva a patak áthalad az M3 autópálya alatt, majd a két forráság egyesül egymással. Az egyesülés után a vízfolyás egészen Fótig mezőgazdasági területen halad tovább, ahol a műtrágyázás jelenthet veszélyt a vízminőségre.



2. ábra. A Mogoródi-patak Mogyoród belterületén (Forrás: Google Earth, saját szerkesztés).

2.2. A vizsgált vízfolyás környezetének bemutatása







2.2.1. Földtörténeti áttekintés

Vizsgált vízfolyásunk, a Mogoródi-patak a Gödöllői-dombság északnyugati részéből ered, ahonnan a Pesti-síkságon továbbhaladva a Szilas-patakba csatlakozik, mely végül a Dunába ömlik.



3. ábra. A Mogyoródi-patak környékének földtani térképe (Forrás: Pécsi, 1958).

Jelmagyarázat:

- | | | | | | |
|---|-------------|---|---|---|---|
|  | Riolittufa; |  | Agyag és homok; |  | A Duna II. számú teraszának magasabb kavics és homok szintje; |
|  | Futóhomok; |  | Lössös homok, kötött homok, helyenként mészszipos üledék; |  | Ártéri üledékek, öntésagyag, öntésiszap, iszapos homok. |

A vízgyűjtő terület földtani képződményei egy másodrendű tengeri medencének (geoszinklinálisnak) a területén képződtek (Pécsi, 1958). A legkorábbi információink a miocén korból ismertek. Az ez előtti korok esetében a rétegsorok hiányosak, melynek oka lehet az adott időszakban az üledékképződés szünetelése vagy az utólagos lepusztulás miatt kialakult üledékhány. A legjellemzőbb miocén képződmények ezen a területen a homok, a murva, a kavics illetve a homokkő. Ezen rétegsorokra jellemző a keresztarétegződés, főleg a mogyoródi feltárásokban, mely hullámveréssel mozgatott tengerparti kifejlődésre utal. Mogyoród északi határában találkozhatunk olyan feltárásokkal, ahol a homokkőre mészmárga települ. A miocén magasabb emeleteiben már a vulkáni működés nyomait is felfedezhetjük, mivel az andezittufa és a riolittufa is megtalálható ezen a területen. A településen feltártak piroxén-andezittufát- és agglomerátumot egyaránt, melynek anyagát valószínűleg tengeráramlások moshatták mostani helyükre (Pécsi, 1958).

A következő kor, melyből következtethetünk a terület kialakulására a pliocén. Ebben az időszakban már a terület szárazra került, melyre a tufákban található szárazföldi emlős maradványok utalnak. A pliocén a lehordás időszaka volt, melyben fokozatosan süllyedt a medence és ezzel egy időben folyamatos lehetett az üledék felhalmozódás. Ez az üledék a medencét körülvevő hegységekből lefutó folyókból és patakokból származott, melynek hatására a medence lassan feltöltődött. Ezek a

lerakódások főleg homokosak, melyek közé agyagos rétegek települtek (Pécsi, 1958). Érdeemes megemlíteni, hogy a kéregmozgások létét az is bizonyítja, hogy a Mogyoródi-patak folyásiránya egyes törésvonalak mentén húzódik (Pécsi, 1959).

A pliocén követő pleisztocén korban a kavics lerakódások és helyenként lösz képződése volt jellemző (Pécsi, 1958).

2.2.2. Vízirajzi adatok

Mogyoród települése közigazgatásilag ugyan a Gödöllői-dombsághoz tartozik (Demény, 2007), viszont a patak futását már a Pesti-síkságon fejezi be. Emiatt a vízfolyás olyan területen folyik keresztül, melyet kettősség jellemez, hiszen éghajlata és földtani viszonyai alapján is átmenetet képez az alföldi és a hegységi területek között. A vizsgált terület éghajlatát tekintve félszáraz, közepesen meleg éghajlati terület (Zs. Nagy, 2005), évi középhőmérséklete körülbelül 9,5 °C, míg az átlagos évi csapadékmennyiség 600 mm körül alakul (Demény, 2007).

A Mogyoródi-patak körülbelül 12,5 km hosszú, medrének szélessége és mélysége változó (Zs. Nagy, 2005), szélessége 1-2 m között változik (Dukay, 2004). A patak vízjárása egyenletesnek mondható, viszont a nyáron végzett terepi bejárások alkalmával azt tapasztaltam, hogy a Hungaroring felől érkező ág nem érte el a település felől érkező ágot, míg tavasszal a két ág egyesült egymással. Ökológiai szempontból fontos ismernünk a vízfolyás vízgyűjtő területének a nagyságát, mely a Mogyoródi-patak esetében 36 km² (Zs. Nagy, 2005).

2.2.3. A vizsgált terület növényzete

A terület növényzetéről általánosságban elmondható, hogy a patakot fás vegetációk kísérik, melynek így 1-2 méteres szélessége körülbelül 10 méteres sávra növekszik a Fő tér területének kivételével. A Mogyoródi-patak úgynevezett ökológiai folyosó szerepet tölt be az élőlények számára. Az ökológiai folyosó egy összekötő kapocsként szolgál, mely lehetővé teszi a populációk kapcsolatát, terjedését. A medret kísérő növényzét lehetővé teszi, a patakhoz kötődő élőlények fennmaradását és terjedését (Dukay, 2005). Érdeemes megemlíteni, hogy a parti sáv növényzete szűrőként is funkcionálhat a különböző szennyeződésekkel szemben, a növényzet asszimilálja ezeket a szennyező anyagokat (Connolly, 2015). A Mogyoródi-patak és az azt kísérő növényi sáv egy ökológiai egységet, vizes élőhelyet alkot. (Dukay, 2005). Ezen élőhelyek egyik jellemző vegetációja a puhafás ligeterdő, mely a patak forrásterületét is jellemzi. Az erdőt

különböző éger, fűz és nyár fajok alkotják, melynek aljnövényzete igen gazdag. Az aljnövényzet jelentős részét a borostyán (*Hedera helix*) teszi ki, valamint találkozhatunk zsurló (*Equisetum*) fajokkal is. A területen található egy-egy telepített erdei fenyő (*Pinus sylvestris*), valamint fehér akác (*Robinia pseudoacacia*), melynek száma a Fő tér felé haladva egyre dominánsabbá válik. A Fő térnél a patak egy V alakú betonmederben



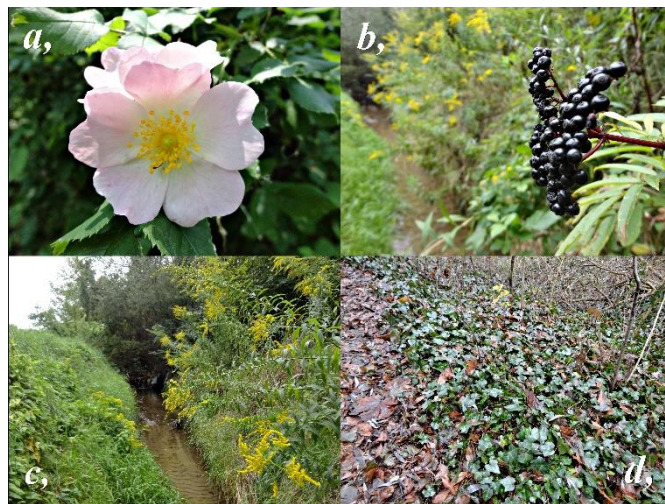
4. ábra. Mogyoród, Fő tér
(Forrás: saját fotó).

áramlik, ami gyepráccsal van megerősítve (4. ábra).

Mogyoród belterületén ez a legkevésbé természetes vagy természetközeli szakasz. A Posta felé haladva a patak ismét természetes mederbe lép vissza, ahol a forrásterületéhez hasonló fás vegetáció kíséri a patakot azzal a különbséggel, hogy az akác mennyisége egyre nagyobb lesz. A település felőli és a Hungaroring felől érkező ág összefolyásánál többek között található fekete

bodza (*Sambucus nigra*), gyepürózsa (*Rosa canina*), kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*), valamint a

különböző lassú folyású területekre jellemző (Eisenreich, 2005) nád (*Phragmites australis*).



5. ábra. A, gyepürózsa (*Rosa canina*), b, fekete bodza (*Sambucus nigra*), c, kanadai aranyvessző (*Solidago canadensis*), d, borostyán (*Hedera helix*)
(Forrás: saját fotó és saját szerkesztés).

2.3. *Vízminőségi vizsgálatok*

2.3.1. *Vízminőség és értékelése*

A környezetünkben megtalálható víztestekre általánosságban elmondható, hogy minőségük a természeti és a társadalmi körforgások során alakul ki. A *vízminőség* a víz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak az összessége, mely folyamatosan változik és a benne lejátszódó folyamatok eredményeként alakul ki (Szűcs, 2009).

A „tisztá” víz szintelen, szagtalan és íztelen folyadék, mely nagyobb mennyiségben kékes színű, azonban a természetben előforduló vizek kémiaiilag sosem tiszták. Ennek oka, hogy a víz az egyik legjobb oldószer, így oldott anyagokban gazdag, melyek lehetnek oldott gázok vagy szilárd lebegő részecskék, esetleg külön fázist alkotó folyadékok is (Salma, 2012). A természetes vizeket tulajdonképpen híg sóoldatoknak is tekinthetjük (Felföldy, 1981). A vizekben található oldott anyagok bekerülhetnek például talajból való kioldódással, csapadékkal, a vízben élő élőlények anyagcsere folyamatai során vagy antropogén hatás során bekövetkező szennyezéssel. Ezeknek az anyagoknak egy része hasznos és felhasználható az élőlények számára, viszont egy másik részénél kifejezetten káros hatással kell számolnunk. Abban az esetben, ha ezek a káros hatást okozó anyagok felhalmozódnak a vízben, *vízszennyezés* következhet be. *Vízszennyezés* alatt minden olyan hatást értünk, mely „*a vizek minőségét úgy változtatja meg, hogy a víz alkalmassága emberi használatra és a benne végbemenő természetes életfolyamatok biztosítására csökken, vagy megszűnik*” (Szűcs, 2009).

Annak megállapítása, hogy a vizsgált víz szennyezett-e, rendkívül nehéz feladat, hiszen ez attól függ, hogy az adott vizet milyen célra akarjuk felhasználni. Mivel a vízminőség fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságok összessége, valamint a víz szennyezettségének léte több dologtól is függ, egyértelmű számunkra az, hogy a vízminőség meghatározására nem áll rendelkezésünkre egyetlen, jól bevált módszer. A gyakorlatban minden esetben valamilyen célra alkalmas minőség meghatározásáról van szó (Salma, 2012).

A vízminőségi vizsgálatokhoz és a mért értékek kiértékeléséhez különböző szabványok, előírások és ezekben, a különböző típusú víztestekhez megállapított határértékek nyújtanak segítséget. Dolgozatomban, a terepen és a laboratóriumban mért értékek kiértékeléséhez a 12749 Magyar Szabványt használtam fel. A Magyar Szabvány 12749 ugyan sokkal korábban lépett hatályba (1994. január 1.), mint az előzőekben

említett EU Víz Keretirányelv (1. számú melléklet), viszont pontosabb, vízminőségi osztályokba történő besorolást tesz lehetővé.

Az általam használt Magyar Szabványban található határértékek (2. számú melléklet) segítségével a vízminőség alapján különböző osztályokba tudjuk sorolni a vizsgált víztestet. A szabvány a vizsgált paramétereket tekintve meghatároz A, B, C, D és E csoportokat, valamint ezek alcsoportjait. Az A csoport az oxigénháztartást, a B csoport a nitrogén- és foszforháztartást, a C csoport a mikrobiológiai jellemzőket, a D csoport a mikro szennyezőket, míg az E csoport az egyéb jellemzőket (például pH, fajlagos vezetőképesség) foglalja magába. A víz minőségi állapotát tekintve további öt csoportot határoz meg, melyek a következők: I. kiváló, II. jó, III. tűrhető, IV. szennyezett és az V. erősen szennyezett vízminőségi osztályokat. Az általam mért értékek ezen osztályok alapján kerültek kiértékelésre.

2.3.2. Vízminőségi paraméterek

A természetben megtalálható vizekre kivétel nélkül igaz az, hogy különféle oldott anyagokat tartalmaznak, ezáltal oldatnak tekinthetjük őket, melyeknek tulajdonságait együttesen határozzák meg fizikai, kémiai, illetve biológiai folyamatok. Ebből kiindulva egyértelművé válik, hogy a vízminőségi vizsgálatok során elsődleges cél az, hogy a térben és időben változó fizikai, kémiai és biológiai minőségi jellemzőket meghatározzuk. Meghatározásuk előtt viszont tisztában kell lennünk azzal, hogy ezek a paraméterek és egyes tulajdonságok, valamint változásaik, hogyan befolyásolhatják a vizsgált víztest minőségét és milyen kockázattal kell számolnunk a paraméterek változása esetén.

A ***hőmérséklet*** mérése elengedhetetlen a vízminősítési vizsgálatok során, hiszen értékéből következtethetünk bizonyos tényezőkre, folyamatokra, illetve segédparaméterként is használhatjuk egyes számolások esetén. A hőmérséklet, jelentős szerepet játszik a vizek élővilágában, illetve az abban lejátszódó kémiai reakcióban is, hiszen a hőmérséklet növekedésével általában a kémiai reakciók felgyorsulnak. A vízfolyásoknak sajátos termális viszonyai vannak, hiszen a tavakkal ellentétben itt rétegzettség általában nem tud kialakulni és hőmérséklete több tényezőtől is függ. Ilyen tényezők többek között a vízfolyás gyorsasága, a vízhozam, a meder mélysége és minősége, illetve az is befolyásolhatja, hogy a part növényzettel borított vagy sem. Általánosságban elmondható, hogy minél kisebb és lassúbb folyású az adott vízfolyás, annál nagyobb a vizének napi és évszakos hőmérsékleti ingadozása (Felföldy, 1981).

A vízminősítési vizsgálatok során az egyik legalapvetőbb paraméter melyet meg kell ismernünk, az a víz **pH értéke**. A pH a 25°C-os oldat hidrogén-koncentrációjának negatív logaritmusát jelenti. A pH értéke jelzi számunkra, hogy a vizsgált víz milyen mennyiségben tartalmaz olyan anyagokat (pl.: karbonátot, szén-dioxidot, stb.), amelyek a víz savas vagy lúgos kémhatását okozhatják (Dukay, 2000). Elsősorban a pH-tól függ, hogy a vízben található szerves szénformák milyen arányban vannak jelen. Abban az esetben, ha a pH 4 alatti, csak szabad szén-dioxid fordulhat elő, míg 8,4 pH érték esetén a szén-dioxid, a hidrogén-karbonát- és a karbonát-ionok egyidejűleg is előfordulhatnak (Felföldy, 1981). A kémhatás rendkívül fontos a vízben található élőlények élettevékenységei szempontjából, hiszen befolyásolhatja a légzésüket és egyéb anyagcsere folyamataikat, szélsőséges esetben pedig a pusztulásukat is okozhatja. Fontos még megemlíteni azt is, hogy a kémhatás felerősítheti egyes nehézfémek és mérgező vegyületek hatását (Dukay, 2000). A pH értéket jelentősen befolyásolják a szabad szén-dioxid, a huminanyagok, a karbonát- és a hidroxilionok is (Szűcs, 2009).

A természetes vizekben található **oxigén** mennyisége alapvető fontosságú a benne élő élőlények számára, legfőképpen a légzésük szempontjából. Az oxigén forrása vizek esetén lehet oxigéntartalmú befolyó víz, atmoszférából történő diffúzió vagy a fotoszintézis (Felföldy, 1981). A levegővel érintkező víz egyensúlyi koncentrációban tartalmaz oxigént, melynek mennyisége rendkívül sok tényezőtől függ, ilyen például a hőmérséklet, légnyomás, oldott sótartalom, szennyezettség, stb. Ezt a függést nagyon jól bizonyítja, hogy a víz oxigéntartalma nő abban az esetben, ha csökken a hőmérséklet és a sótartalom, illetve ha nő a légnyomás, vagy ha egy oxigénben gazdagabb vízfolyás csatlakozik az adott víztesthez (Dukay, 2000). Az oxigén mennyisége csökkenhet az előbbieken leírtak fordítottja, valamint szennyezés esetén is. A vízben élő élőlények szempontjából a kritikus határérték 1-2 mg/l oldott oxigén koncentráció körül mozog, viszont léteznek olyan halfajok, melyek légzése már ennél magasabb értékeknél is nehézséget okoz (Szűcs, 2009). A vizek oxigén-tartalmában két szélsőséges eset lehetséges, az oxigén-túltelítettség, valamint az oxigénhiány. Túltelítettség esetén az oldott oxigén több mint amennyi a hőmérsékletének megfelel. Ez az állapot rendkívül veszélyes egyes élőlények szempontjából, mivel az ilyen víz hirtelen felmelegszik és az oxigén buborék formájában kiválik, ami úgynevezett buborékbetegséget okozhat. Túltelítettség előfordulhat alga-tömegvegetáció esetén, tiszta, derült, szélcsendes időben. Oxigénszegény víz, jellemző abban az esetben, ha a víz szerves anyagokkal szennyezett (Felföldy, 1981). Vízminősítés szempontjából az oldott oxigén

mennyiségének mérése nagyon fontos, hiszen több tényezőre is következtethetünk általa. Mivel az oldott oxigén tartalom ennyi tényezőnek a függvénye, a víz minőségét pontosabban tudjuk bemutatni abban az esetben, ha az oldott oxigén telítettségi százalékában kifejezett mennyiségét adjuk meg. A mért vízmintánk *oxigéntelítettségének* eltérése a 100%-tól megmutatja számunkra, hogy a vízben találhatóak-e oxigént termelő, illetve fogyasztó szervezetek (Salma, 2012).

A víz *fajlagos elektromos vezetőképességének* mérése a vízben oldott sók mennyiségének becslésére szolgál. A vezetőképesség értéke függ a hőmérséklettől, az adott hőmérsékleten pedig az oldat összetételétől, azaz az oldatban található kationok és anionok fajtájától és disszociációinak mértékétől (Stelczer, 2000). A mérés folyamatának lényege, hogy a vizsgált vízben található sók az oldódásuk során töltéssel rendelkező részecskékre disszociálnak, mely következtében a víz vezetőképessége megnövekszik. Ennek a növekedésnek a mértékét tudjuk a megfelelő műszerek segítségével meghatározni (Dukay, 2000).

A *redoxpotenciál* az oxidált és redukált formák arányát jellemző összegparaméter. Értéke jelentősen függ a vizsgált víz pH értékétől. A redoxpotenciál a vizsgált oldatba merülő inert (pl.: platina) elektród, viszonyító hidrogénelektrodhoz képest mutatott potenciálja. Ez a potenciál függ az adott hőmérséklettől, valamint az oldatban található oxidált és redukált vegyületek arányától. Abban az esetben, ha az oxidált vegyület aránya nő, a redoxpotenciál értéke egyre pozitívabb lesz, ha pedig a redukált vegyület aránya nő, a redoxpotenciál értéke a negatívabb irányba tolódik el. A redoxpotenciál meghatározása azért fontos, mert befolyásolhatja egyes vegyületek reakcióinak képességét, valamint egyes elemek mobilitását (Salma, 2012). Általánosságban elmondhatjuk, hogy a redoxpotenciál értéke aerob környezetben nagyobb, mint +200 mV, anaerob közeg esetén pedig kisebb, mint +50 mV.

A *nitrácion* alapvető vízminőséget befolyásoló komponens, mely a felszíni vizekben leggyakrabban csak kis koncentrációban fordul elő. Nagyobb koncentrációk kimutatása szennyezettségre utal, mely lehet fekális, mezőgazdasági vagy ipari eredetű is, jelenléte valamilyen korábbi szennyezésre enged következtetni (Szűcs, 2009). Jól ismert a nitrácion egészségkárosító hatása, mely az utóbbi időben, a jelentős vízszennyezések miatt még inkább aggodalomra ad okot. Hatása elsősorban a gyermekekre jelent nagyobb veszélyt, de ha az adott vízben a koncentrációja meghaladja az 50 mg/l értéket, a víz fogyasztása felnőttek számára is tilos. Akadályozza az emberi szervezet oxigéntranszportját, gátolja a pajzsmirigyműködést, valamint

hosszabb távon fogyasztott nitrát-tartalmú víz esetén testi és szellemi elmaradást is okozhat (Salma, 2012). Mivel a nitrácion (a foszfácion mellett) limitáló tápanyagként szolgál a vizekben élő algák számára (Akkoyunlu, 2011), túlzott koncentráció-növekedés esetén számolnunk kell a felszíni víz eutrofizációjával, mely csökkenti a vízben oldott oxigén mennyiségét és a fény lejutását az alsóbb vízrétegekbe, ezzel gátolva az aerob élőlények életminőségét.

Az ammóniumionok biokémiai oxidációja vagy a nitrácionok redukciója során keletkeznek a **nitritionok** (Szűcs, 2009). A nitritionok felszíni vizekben ritkán fordulnak elő, mivel nem stabilak, gyorsan oxidálódnak nitrácionná. Jelenléte utalhat friss, fekális vagy ipari és háztartási szennyeződésre, melyekre érdemes odafigyelni, mivel a nitrition karcinogén és toxikus is lehet. Az emberi szervezet azon részeiben, ahol kevésbé savas pH jellemző, kedvez a nitrát-nitrit átalakulásnak, mely során nitrózaminok keletkeznek, melyek rákkeltő hatásúak is lehetnek (Barótfi, 2000).

Az **ammóniumion** koncentrációjának ismerete nagyon fontos szempont a szerves szennyezések megítélése szempontjából, a vízminőségi vizsgálatok során szennyezés-indikátorként szolgál (Salma, 2012), mely adódhat kommunális és ipari szennyezésből is. Keletkezése a talajvízben élő mikrobák tevékenységeihez köthető, jellemzően a vegetációs időszakokban fordul elő, amikor a vízben található fehérjékből ammónia szabadul fel (Szűcs, 2009). Anaerob körülmények között redukcióval is keletkezhet. Felszíni vizeink szennyezetlennek mondhatóak abban az esetben, ha az ammóniumion koncentrációja 0 és 0,2 mg/l között található, viszont a 3-5 mg/l körüli értékek már erősen szennyezett vízre utalnak. Általánosságban elmondható, hogy a téli hónapokban az ammóniumion koncentrációja nagyobb a felszíni vizekben, mivel a nitrifikáció mértéke csökken ezekben az időszakokban (Barótfi, 2000).

Az esetek döntő többségében a foszfor oxidált formában van jelen a bioszférában, leggyakrabban **foszfát**ként. A felszíni vizekben leginkább az ortofoszfát a jellemző, mely az egyetlen olyan foszforforma, amit a növények képesek felvenni és hasznosítani életműködésük során, így ezt a formát reaktív foszfornak is szokás nevezni (Barótfi, 2000). A foszfor bejuthat a vizekbe természetes és mesterséges úton egyaránt. Természetes úton légköri ülepedéssel, valamint kőzetek mállásával (főleg apatitokból) oldódhat be a víztestekbe. Az emberi tevékenység is jelentősen hozzájárul a vizekben jelenlévő foszfor mennyiségéhez, illetve emelkedéséhez, mely érkezik ipari forrásból, műtrágyák bemosódásából, valamint kommunális szennyvizekből egyaránt. Az iparosodott területeken kibocsátott por nagyobb mennyiségben tartalmazhat foszfort,

akár a 100 µg/l is meghaladhatja, mely légköri ülepedéssel bekerülhet a felszíni vizekbe (Padisák, 2005). További jelentős szennyező forrás a háztartási szennyvíz, mely a benne található, általunk használt foszforalapú tisztítószer miatt okoz problémát a felszíni vizek minősége szempontjából. Ezeket a mosószerket az 1980-as évekig használták széles körben, azonban napjainkban már egyre inkább áttértünk a nem foszforalapú szerek gyártásához (Padisák, 2005). A megnövekedett foszfáttartalom a nitrátióhoz hasonlóan a felszíni vizek eutrofizációját vonhatja maga után. A foszfor, limitáló tápanyag az algák számára, hiszen ez az elem van a legkisebb koncentrációban a többi olyan elemhez képest, melyre szükség van az algák életműködése során. Általánosságban elmondható, hogy 10 mg/l foszforkoncentráció alatt már nem zajlik biológiai produkció és ezzel az eutrofizáció megelőzhető (Barótfi, 2000).

A természetes vizek **nátriumion** és **káliumion** tartalmát főleg az adott terület geológiai viszonyai határozzák meg. A nátriumion jelenléte igen gyakori a felszíni- és felszín alatti vizekben, előfordulása leginkább ásványok oldódásával, kősótelepekkel, valamint üledékes kőzetek mállásával hozható kapcsolatba [[3. internetes forrás](#)], ugyanakkor koncentrációjának növekedését szennyezés is okozhatja. A mennyisége általában nem haladja meg a 300 mg/l értéket, mely az egészségre már ártalmas hatást jelentene [[3. internetes forrás](#)]. A káliumion jellemzően kisebb koncentrációban van jelen a természetes vizekben, mint a nátriumion, melyet azzal tudunk magyarázni, hogy a talaj jobban képes abszorbeálni, valamint növények számára fontos tápsóként szolgál [[3. internetes forrás](#)]. Bekerülhet a víztestekbe antropogén tevékenység következtében is, melynek forrása leginkább a műtrágyázás.

A nátriumionhoz és a káliumionhoz hasonlóan a **kloridion** jelenléte is elsősorban geológiai eredetű, a nátriumion gyakori kísérője és leginkább agyagos kőzetek mállásával kerül a természetes vizekbe. Az emberi tevékenység szempontjából forrásai lehetnek a háztartási és ipari szennyvizek (Szűcs, 2009). Szennyezett vizek esetén a több 100 mg/l mennyiséget is elérheti [[3. internetes forrás](#)].

A víz **összes keménységét** az abban feloldott kalcium- és a magnéziumionok vegyületei okozzák. Az összes keménységet a leggyakrabban német keménységi fokban (NK°) fejezzük ki, melyet úgy definiálhatunk, hogy 1 német keménységi fokú az a víz, melynek 1000 ml-ében 10 mg kalcium-oxiddal egyenértékű kalcium- és magnézium só található oldott állapotban (Salma, 2012). Ez alapján az 2. táblázatban lévő csoportokat különböztethetjük meg:

2. táblázat Az összes keménység nagysága alapján felállított vízminőségi skála (Forrás: Dukay, 2000).

0-4 NK°	nagyon lágy víz
4-8 NK°	lágy víz
8-18 NK°	közepesen kemény víz
18-30 NK°	kemény víz
30 NK° felett	nagyon kemény víz

Az összes keménységet okozó **kalcium-** és **magnéziumionok** a szénsav oldó hatása által vagy a talajban zajló mikrobiológiai folyamatok eredményeként jutnak be a természetes vizekbe. A túl lágy és túl kemény víznek is ismert egészségkárosító hatása. Túl lágy víz fogyasztása esetén fennállhat szív- és érrendszeri megbetegedések kialakulása, túl kemény víz esetében pedig számolnunk kell az érlelmeszesedés és a vesekőképződés kockázatával (Salma, 2012).

Fontos vízminőségi paraméter a **lúgosság**, mely az egy liter víz közömbösítéséhez szükséges, 1 mólos sósav millilitereinek számát jelenti. A lúgosságnak két típusát különböztetjük meg, a metilnarancs-lúgosságot, valamint a fenolftalein-lúgosságot. Metilnarancs-lúgosság esetén a titrálás metilnarancs-indikátoroldat hozzáadásával történik 4,3 pH értékig, fenolftalein-lúgosság esetén pedig a titrálás fenolftalein-indikátoroldat jelenlétében történik 8,3 pH értékig (Salma, 2012). A lúgosságot a vízben oldott hidrogén-karbonátok okozzák, melyek bekerülhetnek magmás kőzetek intenzív kilúgzásával, karbonátos kőzetek oldódásával, valamint nátriumot tartalmazó kőzetek és kalcium-hidrogénkarbonátos vizek cserebomlásaival [[3. internetes forrás](#)].

A természetes vizekben található kén elsősorban **szulfátió**n formájában fordul elő, melynek mennyisége a geológiai adottságtól és a biológiai hatásoktól függ (Szűcs, 2009), ugyanakkor bekerülhetnek ipari és háztartási szennyvizekkel is. A szulfátió magnéziumion jelenlétében keserű ízt okoz, valamint jelentős a korrozív tulajdonsága (Salma, 2012).

3. Anyag és módszer

3.1. Mintavételezés

A mintavétel gyakoriságánál arra kell ügyelnünk, hogy a mintavételt olyan gyakran végezzük el, hogy a minták vizsgálata során a vízminőség és a vízminőség időbeli változása jellemezhető legyen, tehát a vizsgált időintervallumban a mintavételeket egyenlő időközökben kell végezni (Záray, 2012).

Vizsgálatom során fontos szempontnak tartottam, hogy a patak vízminőségének változásait minél jobban megismerhessem. Ennek érdekében 4 terepi mérés és mintavétel történt, melyeket negyedévente végeztem el az alábbi *időpontokban*:

3. táblázat. A mintavételek időpontjai.

1. mintavétel	2015.03.05.
2. mintavétel	2015.06.02.
3. mintavétel	2015.09.14.
4. mintavétel	2015.12.07.

A márciusi mintavételt késő délelőtti órákban kezdtem el és kora délutáni órákban fejeztem be. Az időjárás kedvezőtlen, hideg és borús volt. A júniusi terepi munkát reggeltől késő délelőttig végeztem, meleg és napos időben. Szeptember 14-én szintén kedvező volt az időjárás, meleg, viszont kissé borongós. Az utolsó mintavételezés hideg és borús időben történt.

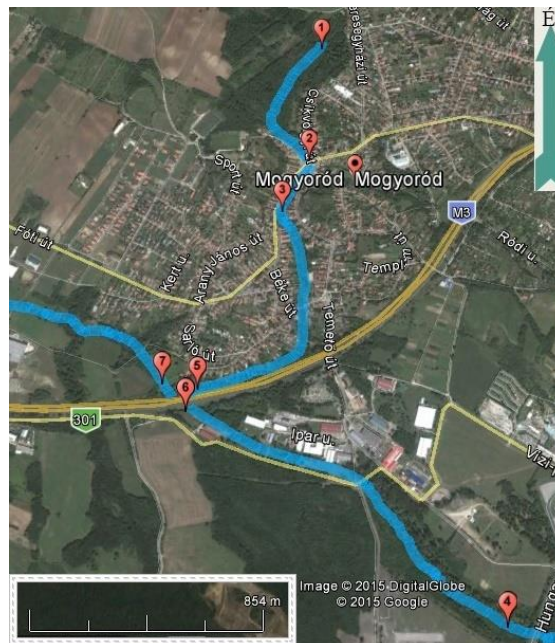
A vizsgált patak szakasz körülbelül 1 km hosszú. A patakot a vizsgált területen három részre osztottam, melyek a következők: a forrás felől érkező ág, a Hungaroring felől érkező ág és a két ág összefolyása utáni ág. A forrás felől érkező ág többnyire a Csíkvölgyi út, a Fóti út és a Béke út mentén halad, míg a Hungaroring felől érkező, a Kerektó utca és a 301. számú főút (az M3 autópálya és a Hungaroring közötti állami út) mellett folyik. Az utóbbi az M3 autópálya alatt halad át, majd találkozik a forrás felől érkező ággal.

A *mintavételi helyek* kijelölését mindig a vizsgálat célja határozza meg (Záray, 2012). A mintavételi pontok kijelölésénél a vízminőségre ható potenciális veszélyforrásokat vettem figyelembe. Az 5., 6. és 7. mintavétel helye szinte megegyezik, ahol a település felől érkező ág egyesül a Hungaroring felől érkező ággal, hiszen itt jól össze lehet hasonlítani a két ág, valamint az összefolyásuk utáni, már keveredett és valamelyest hígult víz minőségét.

4. táblázat. A mintavételi pontok megnevezései és GPS koordinátái.

Mintavételi pontok megnevezése	GPS koordináták
Forrás	Északi szélesség: 47°36,3' Keleti hosszúság: 19°14,5'
Fő tér	Északi szélesség: 47°36,0' Keleti hosszúság: 19°14,4'
Posta	Északi szélesség: 47°35,9' Keleti hosszúság: 19°14,3'
Hungaroring ág	Északi szélesség: 47°35,2' Keleti hosszúság: 19°14,6'

Település felől érkező ág az összefolyás előtt	Északi szélesség: 47°35,5' Keleti hosszúság: 19°14,0'
Hungaroring felől érkező ág az összefolyás előtt	Északi szélesség: 47°35,5' Keleti hosszúság: 19°14,0'
Összefolyás utáni ág	Északi szélesség: 47°35,5' Keleti hosszúság: 19°14,0'



6. ábra. Mintavételi pontok (Google Earth alapján saját szerkesztés).

Jelmagyarázat: 1: Forrás; 2: Főtér; 3: Posta; 4: Hungaroring ág; 5: Két ág találkozása előtt, település felőli ág; 6: Két ág találkozása előtt, Hungaroring felől érkező ág; 7: Összefolyás utáni ág.

3.2. Vizsgálati módszerek

3.2.1. Terepi vizsgálatok

A terepi munka során van néhány fontos szempont, melyeket figyelembe kell vennünk. Fontos meghatározni a mintavétel helyét, idejét és gyakoriságát, a minták típusát és annak tartósítását, valamint a mintavételi és vizsgálati eszközök kiválasztását. A mintavételezés elsődleges célja az, hogy reprezentatív mintát vegyünk, ami azt jelenti, hogy a vízminták összetétele a víz minőségét kell, hogy tükrözzék. Mintáimat tekintve periodikusan vett mintákról van szó, melyek a pontminták sorozatát jelentik (Salma, 2012). A mintavevő edény kiválasztásánál elsődleges szempont az, hogy anyaga ne okozzon változást a mérni kívánt komponensek koncentrációjában. A mintákat fél literes, műanyag (polietilén), csavaros tetejű palackokba vettem, melyeket minden mintavétel előtt háromszor átöblítettem a patak vizével annak érdekében, hogy az esetlegesen a palack falára abszorbeálódott szennyezéseket eltávolítsam. A mintavételek után minden alkalommal biztosítottam, hogy a minta összetétele ne változzon, így a

laboratóriumi vizsgálatokig a mintákat hűtőben tároltam és ezután a laboratóriumi vizsgálatokat mindig 24 órán belül elvégeztem.

A terepen történő **hőmérséklet** mérését egy ADWA AD32 EC/TDS/T típusú mérővel végeztem, mely alkalmas vezetőképesség, sótartalom és hőmérséklet mérésére is. A műszer használatánál ügyelnünk kell arra, hogy az érzékelő részét a víz ellepje, így kaphatjuk meg a lehető legpontosabb eredményt. A mérést minden minta esetében háromszor végeztem el, a végeredményt pedig Celsius fokban kaptam meg.



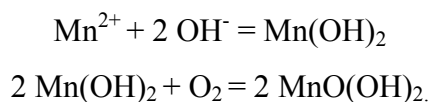
7. ábra. ADWA AD32 EC/TDS/T-mérő (Forrás: saját fotó).

A terepi **pH** mérést egy ADWA AD14 pH/ORP típusú mérővel végeztem, mely alkalmas pH, redoxpotenciál és hőmérséklet mérésére is. A mérést minden mintavétel alkalmával háromszor végeztem el.



8. ábra. ADWA AD14 pH/ORP-mérő (Forrás: saját fotó).

A terepi mintavételezés alkalmával az **oldott oxigén** tartalmat VISOCOLOR Oxygen SA 10 nagy érzékenységgű titráló készlettel végeztem, minden mintavétel alkalmával háromszor. A készlet oxigén titrimetriás meghatározására alkalmas, mely a Winkler szerinti meghatározást alkalmazza. A meghatározás lényege, hogy tömény oldatokat használva, magában a vizsgált vízmintában állítjuk elő a reagenst, mely reakcióba lép az oldott oxigénnel:



A reakció során keletkezett $\text{MnO}(\text{OH})_2$ vegyületet savanyítjuk, majd ez jodidionokkal jód képződése közben reagál:



A mérés a következőképpen zajlik: a vízfolyásból vett mintához adtam a meghatározott mennyiségű MnCl_2 -oldatot, valamint tömény nátrium-hidroxidot. Ezután az üveget lezártam és az üveg forgatásával homogenizáltam az oldatot, melyet ezután pár percig hagytam ülepedni. Az oldatot ezután a megfelelő mennyiségű sósavval savanyítottam, majd az üveg buborékmentes lezárása után újra homogenizáltam. A következő lépés, egy csepp keményítő indikátoroldat hozzáadása, mely az oldat kezdeti kékes-szürke színét világos kékre változtatta. Az oldatból 5 ml-t kimértem a műanyag mérőpohárba és végül nátrium-tioszulfát mérőoldattal színváltozásig titráltam. Az oldott oxigén tartalom értékét a mérőoldat fogyásából kaptam meg mg/l-ben.



9. ábra. VISOCOLOR Oxygen SA 10 titráló készlet (Forrás: saját fotó).

A terepen történő **vezetőképesség** mérését a hőmérséklethez hasonlóan egy ADWA AD32 EC/TDS/T típusú mérővel végeztem. A mérést minden minta esetében háromszor végeztem el. A végeredményt mS értékben kaptam meg, melyet később át kellett váltanom μS mértékegységbe.

Terepi vizsgálataim során a **redoxpotenciált** is mértem, az előzőekben bemutatott ADWA AD14 pH/ORP mérőműszerrel. Ezt a mérést szintén háromszor végeztem el minden mintavétel alkalmával, a végeredményt pedig mV értékben kaptam meg.

3.2.2. Laboratóriumi vizsgálatok

Egyes vízminőségi komponensek meghatározása elengedhetetlen ahhoz, hogy átfogóbb képet kapjunk a vizsgált víz minőségéről, azonban ezek nagy részét terepi mérések során nem tudjuk elvégezni. Ezen komponensek meghatározásához számos vizsgálati módszer létezik, melyek az analitika teljes körét érintik. Egy adott vizsgálati módszer akkor alkalmas a minősítésre, ha az alsó mérési határa a vizsgált komponenst

tekintve kisebb, mint a határérték, ha a mérési bizonytalansága kisebb vagy egyenlő, mint 5% és ha a mérési tartománya meghaladja a határérték négyszeresét (Salma, 2012).

A laboratóriumban végzett vizsgálataimat az Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Karán végeztem, a Környezet- és Tájföldrajzi Tanszéken, ahol ultraibolya- és látható (UV-VIS) spektrofotometriás, lángfotometriás és titrimetriás módszereket alkalmaztam.

3.2.2.a, Ultraibolya- és látható spektrofotometriás mérések

Az ultraibolya- és látható (UV-VIS) spektrofotometria egy molekulaspektroszkópiai módszer, melynek alapja az, hogy a vizsgált anyagban található molekulák fotont nyelnek el, illetve bocsátanak ki, mely közben energiájuk megváltozik. A molekulapályán található elektronok energiája megváltozik az ultraibolya és a látható tartományba eső fényabszorpció során, mivel egy kötő pályán található vegyértékelektront vagy egy nem-kötő pályán található magános elektronpár egyik elektronját a legkisebb energiájú pályára emeli (Záray, 2012). Gerjesztésükre az ultraibolya és a látható színek tartományt képviselő elektromágneses sugárzások alkalmasak, melyek körülbelül 100 és 800 nm között helyezkednek el.

A laboratóriumi méréseim során egy Jenway 6705 típusú UV/Vis. pásztázó spektrofotométert használtam, mely 190 és 1100 nm közötti hullámhossztartományon képes mérni, valamint 0,1 nm felbontású és ± 1 nm pontosságú [6. internetes forrás]. Ezen műszer segítségével végeztem el a nitrát-nitrogén, a nitrit-nitrogén, az ammónium-nitrogén, a foszfát-foszfor, valamint a szulfátion mérését.



10. ábra. Jenway 6705 UV/Vis. spektrofotométer (Forrás: saját fotó).

A mintában található **nitrát-nitrogén** mennyiségének meghatározása 414,4 nm hullámhosszon történt. A meghatározás előtt szükség volt a minták 95°C-on történő szárazra párlására. A mintákból automata pipetta segítségével 100 ml-es főzőpoharakba kimértem 10 ml-t, majd hozzáadtam 1 ml nátrium-szalicilát oldatot és ezután került be a 95°C-ra beállított Memmert Modell 400 típusú szárítószekrénybe. A szárazra párlást

követően mindegyik mintához 1 ml kénsavat adtam, mely segítségével alaposan leoldottam a főzőpohár falára száradt mintát. A leoldás után a mintákhoz 42 ml desztillált vizet adagoltam, majd egy Vortex keverő segítségével alaposan összekevertem. Ezután minden mintához 7 ml 40 %-os nátrium-hidroxidot adtam a lúgosítás érdekében, mely után ismét keverés következett. A létrejövő sárga elszíneződés arányos a nitrátion koncentrációjával (Szűcs, 2009). A műszerrel való mérést 0 és 60 perc között végeztem el. A műszer segítségével a nitrát-nitrogén esetén hígítás nélkül 1,0-30,0 mg/l koncentrációtartományban végezhetjük el a mérést. Ezen mérés során több minta esetén is szükség volt kétszeres vagy ötszörös hígításra. Fontos megemlíteni, hogy a mintákon kívül, szükség volt minden egyes mérés alkalmával vakmintát is készíteni, melyet ugyan úgy kell a méréshez előkészíteni, mint a mintákat, azzal a különbséggel, hogy vízminta helyett desztillált víz kerül bele. Ezen vakmintákat mérjük le először, mely segítségével elvégezzük a műszer kalibrációját.

A vízmintákban található **nitrit-nitrogén** meghatározásánál szintén 10 ml-t mértem ki mindegyik mintából, melyekhez 0,2 ml szulfanilsav oldatot adtam. Ezután alaposan összekevertem a mintákat Vortex keverő segítségével, mely után 5 percig pihentettem a mintákat. A pihentetés után 0,2 ml l-naftil-amin oldatot adagoltam a vízmintákhoz, mely után ismét alapos keverés következett. A mérést 8 és 14 perc között végeztem el 522,5 nm hullámhosszon. A nitrit-nitrogén esetén 0,03 és 1,00 mg/l koncentrációtartományban tudjuk elvégezni a mérést hígítás nélkül. Ezen mérések esetén egyszer sem volt szükség hígításra.

Az **ammónium-nitrogén** mennyiségének meghatározásánál minden mintából 10 ml-t mértem ki, melyekhez 1 ml színekpző reagenst adtam, melyet Vortex keverővel történő alapos átkeverés követett. A keverés után 1 ml nátrium-diklór-izocianurát oldatot adtam a mintákhoz, melyet szintén alapos átkeverés követett. A műszerrel való mérést 669 nm hullámhosszon végeztem el 40 és 120 perc között. Az ammónium-nitrogén esetén 0,5 és 1,5 mg/l koncentrációtartományban lehetséges a mérés elvégzése hígítás nélkül. A nitrit-nitrogénhez hasonlóan, itt sem volt szükség hígításra egyik minta esetén sem.

A **foszfát-foszfor** meghatározása során minden mintából 10 ml-t mértem ki automata pipetta segítségével, melyekhez 1 ml aszkorbinsavas keverék-reagenst adtam. 10 ml keverék-reagenshez 0,053 g aszkorbinsavat mértem ki analitikai mérleg segítségével, majd ebből adagoltam a mintákhoz az 1 ml aszkorbinsavas keverék-reagenst. A molibdenácion a foszforral reagál és a létrejövő komplex az aszkorbinsavval

kék színű, Mo^{5+} -t tartalmazó terméké redukálható. A létrejövő kék anyag mennyisége mérhető spektrofotometriás módszerrel (Barczáné, 2012). Vortex keverővel alaposan homogenizáltam a mintákat és 892 nm hullámhosszon elvégeztem a műszerrel történő mérést 15 és 90 perc között. A foszfát-foszfor esetén 0,2 és 4,0 mg/l koncentrációtartományban tudjuk elvégezni a méréseket hígítás nélkül. Ezen mérések során egy mintánál sem volt szükség hígításra.

A *szulfátion* mennyiségének meghatározása során kémcsövekbe 5 ml-t mértem ki minden mintából, majd 5 ml bárium-kromát oldatot adtam hozzájuk, mely esetén a lejátszódó reakció során bárium-szulfát csapadék keletkezett (Szűcs, 2009). Ezután Vortex keverővel alaposan összekevertem a mintákat, majd 30 perc pihentetés következett. A 30 perc elteltével 2 ml kalcium-oxid szuszpenziót adtam a mintákhoz, melyet szintén homogenizálás követett. 10 és 60 perc között egy MLW T51.1 típusú centrifugával leszűrtem a mintákat, mely körülbelül 1-2 percet vett igénybe 5600 fordulaton. A szűrés után 375 nm hullámhosszon mértem a mintákat, mely hígítás nélkül 5,0-190,0 mg/l koncentrációtartományon volt lehetséges. Az utolsó, decemberi mérés során volt szükség egy minta esetén kétszeres hígításra.

3.2.2.b, Lángfotometriás mérések

A lángfotometria atomemissziós spektrometriai módszer, mely segítségével alkáli- és alkáliföldfémek analízisét tudjuk egyszerűen elvégezni a gyakorlatban. Az alkálifémek analízisét a legtöbb esetben kis hőmérsékletű, 1500-2000°C-os lánggal végzik, melynek előállításához éghető gázként hidrogént vagy valamilyen szénhidrogéngázt (pl.: metán, propán, stb.), égést tápláló gázként pedig levegőt, tiszta oxigént vagy dinitrogén-oxidot alkalmaznak. Az eljárás lényege, hogy a mintákat oldat formájában finom eloszlású aeroszollá alakítják egy porlasztórendszer segítségével, majd az aeroszolban megtalálható alkáli- és alkáliföldfém vegyületek a láng adott hőmérsékletén elbomlanak. A mintából származó szabad atomok gerjesztett állapotba kerülnek, melyhez az energiát az éghető anyagok égéshője biztosítja, majd bizonyos idő után visszatérnek az alapállapotba, mely során foton kisugárzás történik. Adott koncentrációtartományban a kisugárzott fény intenzitása egyenesen arányos lesz a vizsgált elem koncentrációjával (Záray, 2012). Az eljárás előnye, hogy jól reprodukálható. A minta folyamatos bejuttatása miatt stacionárius állapot alakul ki, ami azt jelenti, hogy a lángba érkező és onnan távozó anyag mennyisége megegyezik, így a mérés során kapható jel időben állandó lesz.

A lángfotometriás méréseket egy BUCK PFP-7 típusú, egycsatornás lángfotométerrel végeztem, mely 0-199,9 ppm koncentrációtartományon belül képes mérni és nátrium, kálium, lítium, bárium és kalcium szűrővel van ellátva. Az alkalmazott lángfotométer esetén az éghető gáz városi, vezetékes földgáz, míg az égést tápláló gáz levegő volt. Ezen műszer segítségével mértem a nátrium- és káliumionok mennyiségét az egyes vízmintákban. A nátriumion kimutatási határa 0,15 ppm, míg a káliumion esetében ez 0,2 ppm, a műszer hibája pedig kevesebb, mint 2 % [[2. internetes forrás](#)].



11. ábra. BUCK Scientific Model PFP-7 lángfotométer (Forrás: saját fotó).

A **nátrium- és káliumionok** meghatározása előtt elkészítettem a megadott koncentrációjú kalibráló sorozatot, mely segítségével kalibrálni tudtam a műszert. A kalibrációt követően 100 ml-t mértem ki Falcon centrifugacsövekbe a mintákból, majd a megfelelő hullámhosszak beállítása után mindkét ionra elvégeztem a mérést. Megfelelő színszűrő vagy prizma alkalmazásával a különböző hullámhosszú fénysugarak intenzitását képesek vagyunk külön-külön megmérni (Szűcs, 2009). A nátriumion esetén ez a hullámhossz 589 nm, míg a káliumion esetén 770 nm. Minden mérés alkalmával szükség volt egyes minták kétszeres vagy ötszörös hígítására mindkét ion esetén.

3.2.2.c, Titrimetriás mérések

A titrálás egy térfogatós analízis, melynek célja, egy ismeretlen töménységű oldat koncentrációjának a meghatározása. A meghatározandó komponens adott térfogatához büretta segítségével ismert koncentrációjú, úgynevezett mérőoldatot adunk addig, amíg az maradéktalanul át nem alakul. Ez az átalakulás az úgynevezett ekvivalencia-pontban megy végbe, mely pontot az oldathoz hozzáadott indikátor színváltozása jelez. Ha

ismerjük a térfogatokat és a mérőoldat koncentrációját, kiszámítható a vizsgált minta térfogata [1. internetes forrás].

A laboratóriumi vizsgálatok során a kloridion és a kalciumion koncentrációját, valamint a minták összes keménységének és lúgosságának értékét titrimetriás mérésekkel végeztem.

A **kloridion** meghatározását csapadékos titrálással, argentometriás módszerrel végeztem. Megfelelő kromátion koncentráció esetén az ezüst-nitrát hatására az ezüst-kromát csapadék leválik a titrálás ekvivalencia-pontja után (Barczáné, 2012). A mérés során minden mintából 50 ml-t mértem be Erlenmeyer-lombikokba, mérőhenger segítségével, melyekhez ezután 1 ml kálium-kromát indikátort adtam. Az indikátor hozzáadása után a buretta segítségével elkezdtem a titrálást, 0,1 n ezüst-nitrát mérőoldattal. A titrálást addig végeztem, míg az oldat sárgás színe halvány-vörösbe nem váltott át. A titrálás befejeztével, a bürettáról leolvastam a mérőoldat fogyását ml-ben, melyből kiszámítható a kloridion koncentrációja mg/l értékben.

A vízminták **összes keménységének** meghatározását komplexometriás titrálással végeztem. A mérés elve, hogy az etilén-diamin-tetraecetsav (EDTA) gyengén lúgos közegben komplexionokat képez a kalcium- és magnéziumionokkal. Az eriokrómfekete indikátor meggyvörös színű komplexet képez a magnéziumionokkal, viszont az EDTA erősebb komplexkötésével kiszorítja a magnéziumiont az indikátorból, melyet színváltozás jelez [1. internetes forrás]. A vízmintákból mérőhenger segítségével Erlenmeyer-lombikokba kimértem 50 ml-t, melyekhez 5 ml 10 pH értékű puffert, valamint késhegynyi eriokrómfekete indikátort adtam. Ezután elkezdtem titrálni az oldatot 0,05 M EDTA mérőoldattal, melyet addig végeztem, míg az eredeti meggyvörös színű oldat, átmeneti püspöklila színen keresztül kék színbe váltott át. A titrálás során ügyelnem kellett arra, hogy azt lassan végezzem az időreakció miatt. A titrálás végeztével le tudtam olvasni az EDTA mérőoldat fogyását a bürettáról ml-ben, mely ismeretében ki tudtam számolni az összes keménység értékét mg/l értékben, melyet ezután átváltottam német keménységi fokba.

A **lúgosság** meghatározását sav-bázis titrálással végeztem el, mely során szintén 50 ml-t mértem be az egyes mintákból Erlenmeyer-lombikokba. Ezekhez 3 csepp keverék-indikátort (bróm-krezolzöld, metilvörös) adtam, mely után elkezdtem titrálni az oldatot 0,1 n sósav mérőoldattal. A titrálást addig végeztem, míg az oldat eredeti sárga színe kék színbe váltott. A bürettáról le tudtam olvasni a sósav mérőoldat fogyását, melyből kiszámítható a lúgosság értéke mgé/l-ben. Ebben a reakcióban a sósavat

reagáltatjuk a hidrogén-karbonáttal 4,5 pH érték eléréséig, mely értéket a színátcsapás jelzi.

A **kalciumion** mennyiségét az összes keménységhez hasonlóan komplexometriás titrálással végeztem. A kalciumionok az EDTA dinátrium sójával erősen lúgos közegben komplexet képeznek, viszont ebben a pH tartományban a magnéziumionokkal alkotott komplex instabil. A vízmintákból 50 ml-t mértem be mérőhenger segítségével Erlenmeyer-lombikokba, melyekhez 5 ml 12 pH értékű puffert, valamint késhegynyi murexid indikátort adtam. A titrálást 0,05 M EDTA mérőoldattal végeztem addig, míg az eredeti rózsaszínű oldat színe átváltott lilás színbe. A buretta segítségével le tudtam olvasni a mérőoldat fogyását ml-ben, amiből át tudtam számolni a kalciumion koncentrációjának értékét mg/l-be.

3.2.3. Mikroszkópos vizsgálatok

Vizsgálataim során mindenképp szükségesnek tartottam a patak Hungaroring ágánál, a vízben található üledék mikroszkópos vizsgálatát. Az elkészített fotókon szemmel látható, hogy ez a patak szakasz jelentősen eltér a többi, általam vizsgált szakasztól, de ez nem csak érzékszervi tájékozódás során tűnik fel, hanem a mért vízminőségi paraméterek esetén is, melyet később látni is fogunk az „*Eredmények és értékelésük*” című fejezetben.

A patak vizének színe ezen a területen vöröses színű, egyes részeken nagy mennyiségben láthatók a vízben vöröses barnás színű pelyhes, lepedékes lerakódások. A víznek ezen állapota valószínűleg régóta fennállhat, mivel a patakparton található fák törzsein is jól látható a vörös elszíneződés. A lerakódott biofilmen kívül egyes részeken, a vízfelszínen kisebb-nagyobb olajszerű foltok is megfigyelhetők.



12. ábra. Bal felső fotó: a „vörös vizű” Hungaroring ág; jobb felső fotó: a fák törzsén látható vörös elszíneződés; alsó fotó: vörös lerakódás és olajszerű réteg a vízfelszínen (Forrás: saját fotók és saját szerkesztés).

A vörös színből kiindulva valamilyen vasas lerakódásra következtettem, viszont vas mérésére nem volt lehetőségem, így mikroszkópos vizsgálattal próbáltam meg közelebb jutni a megoldáshoz. A legtöbb esetben meg tudjuk különböztetni a bakteriális és az ásványi eredetű vaslerakódásokat. A bakteriális eredetű vaslerakódások jellemzője a lágy, pelyhes és nyálkás megjelenés [[5. internetes forrás](#)], ami a pataokban található biofilmre is igaz, így a mikroszkópos vizsgálatot az Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Karán, a Mikrobiológiai Tanszéken végeztem el.

A mintavétel során kizárólag a lerakódásból vettem mintát, amit 2016. február 8-án végeztem el a késő délutáni órákban. A mintát egy steril, 50 ml-es, csavaros centrifugacsőbe vettem egy szintén steril mintavevő kanál segítségével. A mintavétel után a mintát tartósítás céljából hűtőben tartottam a 2016. február 9-én végzett laboratóriumi vizsgálatig.

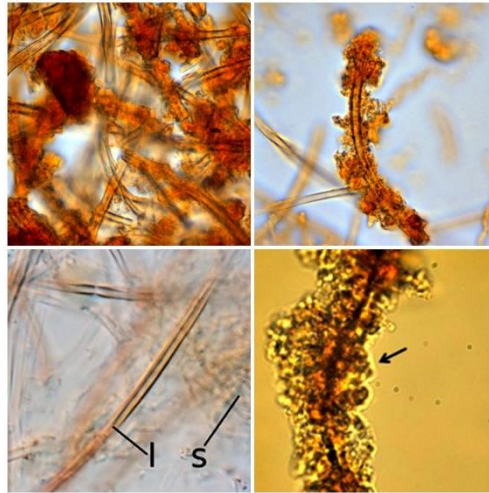
A mikroszkópos vizsgálatot egy Nikon 80i típusú univerzális kutató fénymikroszkóppal végeztem, mely alkalmas transzmissziós és fluoreszcenciás vizsgálatok elvégzéséhez. A mikroszkóp egy személyi számítógéppel volt összekötve, így egy számítógépes program segítségével fotókat tudtam készíteni a mikroszkópban látható képről.



13. ábra. Nikon 80i típusú kutatómikroszkóp (Forrás: [7. internetes forrás](#)).

A mikroszkópban látható volt, hogy a vizsgált lerakódás szinte egyáltalán nem tartalmaz élő szervezeteket, melyet magyarázhatunk a később látható negatív redoxpotenciál értékekkel, azaz a redukzív környezettel, valamint a kis oldott oxigén mennyiséggel. Vannak azonban olyan szervezetek, melyek ilyen körülmények között is képesek megélni. A mikroszkópos képeken tömegesen láthatóak hosszúkás, hüvelyszerű, valamint elvéve spirális alakú struktúrák. Schmidt és munkatársai (2014) által készített egyes vasbaktérium nemzetségekről szóló tanulmányában találtam

hasonló morfológiájú baktériumokat, melyek a *Leptothrix* nemzetség tagjaihoz tartoznak.



14. ábra. Bal felső fotó: tömegesen megfigyelhető hüvelyes szerkezetek 100x-os nagyításban (Forrás: saját fotó); jobb felső kép: a hüvely felszínén megtapadt lerakódás 100x-os nagyításban (Forrás: saját fotó); bal alsó fotó: hasonló hüvelyes struktúra (Forrás: Schmidt és munkatársai, 2014); jobb alsó fotó: hasonló felszínen lévő lerakódás (Forrás: Márialigeti, 2013).

Az északi félteke hideg és mérsékelt öveiben széles körben elterjedtek a vasbaktériumok, főleg a vizes élőhelyeket, de előfordulhatnak még a rizoszférában, anaerob/aerob átmeneti zónákban, talajokban és üledékekben, ahol hosszú távon vas feldúsulást idézhetnek elő (Schmidt és munkatársai, 2014). A vasbaktériumokról általánosságban elmondható, hogy képesek a ferroionokat (Fe(II)) ferriionokká (Fe(III)) oxidálni és ezzel az oxidációval energiát nyernek a szén-dioxid redukciójához, valamint egyéb életműködésükhöz szükséges folyamatokhoz (Márialigeti, 2013).

A mikroszkópos vizsgálatok során meghatározott *Leptothrix* nemzetség tagjai elsősorban anaerob, ferro-ionokban gazdag felszín alatti vizekben fordulnak elő. Ha ezek a ferro-vegyületek a talajvízből bekerülnek a felszíni vizekbe, a baktériumok ferriionná oxidálják, mely ezután kiválik (Márialigeti, 2013). A *Leptothrix* sejtek átmérője az esetek többségében 0,6-1,5 μm közé esik, hosszúságuk pedig 1,5-14 μm is lehet. Pálcika alakú sejtjeire jellemző a hüvelyképzés, melynek anyaga főleg poliszacharidokból, fehérjékből és lipidekből áll. A *Leptothrix ochracea* hüvelyösszetétele megközelítőleg a következő: Fe:Si:P=80:15:5 (Hashimoto, 2006). A poliszacharid réteg negatív töltésű, így a fém kationok (vas, mangán) könnyen megkötődnek a felszínén, mellyel jól magyarázható a fotókon látható, a hüvely felszínén lévő lerakódás. Színüket az határozza meg, hogy a megkötött fémvegyületek

milyen mennyiségben vannak jelen és milyen minőségűek, így az okkersárgától a sötét barnáig változhat (Márialigeti, 2013).

Ezen baktériumok vízi szervezetek, melyek nagy tömegben természetes vizek aljzatához tapadva, szabad szemmel jól látható vörös bevonatokat képeznek. A vas- és mangánbaktériumok elszaporodását az okozhatja, hogy a vízben jelentős mennyiségű vas- és mangánvegyületek találhatóak. A vas és a mangán természetes alkotóelemek a felszíni- és felszín alatti vizekben, melyeknek koncentrációja a terület geológiai és hidrológiai adottságaitól függ. A koncentrációjuk növekedését okozhatják közelben található bányavizek vagy ipari szennyvizek bevezetése (Salma, 2012). A Mogyoródi-patak esetében valószínűleg valamilyen ipari jellegű szennyezés okozhatja a baktériumok erőteljes elszaporodását. Fontos megemlíteni azt, hogy ezek a baktériumok nem jelentenek veszélyt az emberi egészségre, viszont ettől függetlenül mindenképp érdemes lenne ennek a területnek a további vizsgálata, a vas- és mangánionok mérése, további élő szervezetek meghatározása és annak kiderítése, hogy ezen a területen konkrétan mi is okozza, ezt a többi szakasztól eltérő környezetet.

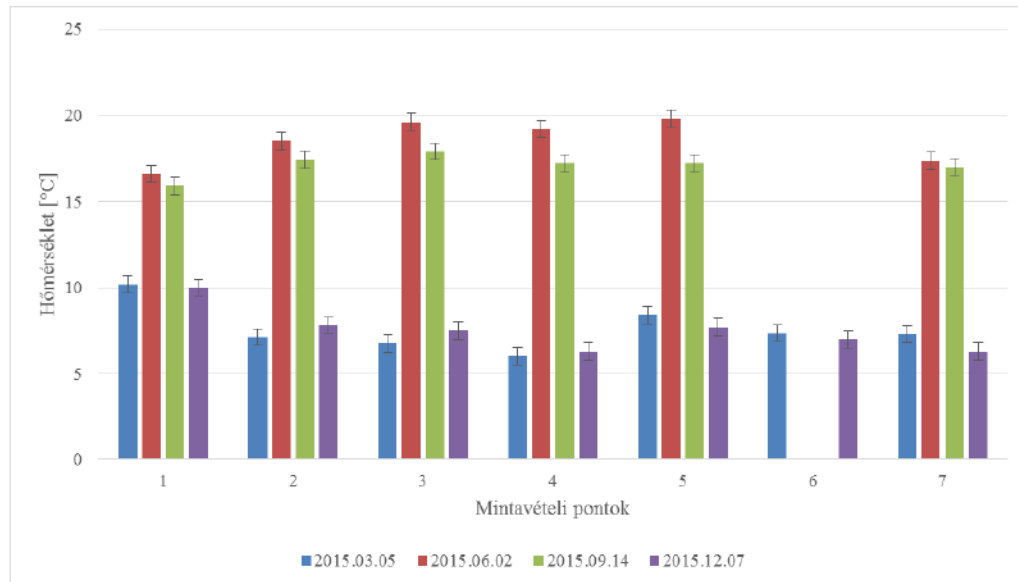
4. Eredmények és értékelésük

4.1. A mért paraméterek értékelése

4.1.1. Hőmérséklet

A terepen végzett hőmérséklet mérésének eredményeit a 15. ábrán tüntettem fel. A 6. mintavételi ponton a júniusi és szeptemberi mintavétel során nem sikerült mintát vennem a rendkívül alacsony vízszint miatt. Az ábrán látható, hogy a víz hőmérsékletének változása követi a levegő hőmérsékletének évszakonkénti (ciklikus) változását, hiszen a júniusi és szeptemberi mérések alkalmával, jóval magasabbak az értékek, mint a hideg, márciusi és decemberi mérések esetén. Általánosságban elmondható, hogy magasabb hőmérsékleten gyorsabban mennek végbe a biológiai és kémiai folyamatok, míg az átlagos hőmérsékletnél (10-20 °C) alacsonyabb hőmérsékleteken ezeknek a folyamatoknak a sebessége csökken. Erre jó példa a nitrogén-forgalom, melyre negatív hatással van a 8°C-nál alacsonyabb vízhőmérséklet. Ilyen esetben a nitrifikáló baktériumok működése lelassul vagy megáll, melynek következménye az lesz, hogy a fehérjék bomlása során keletkező ammónia

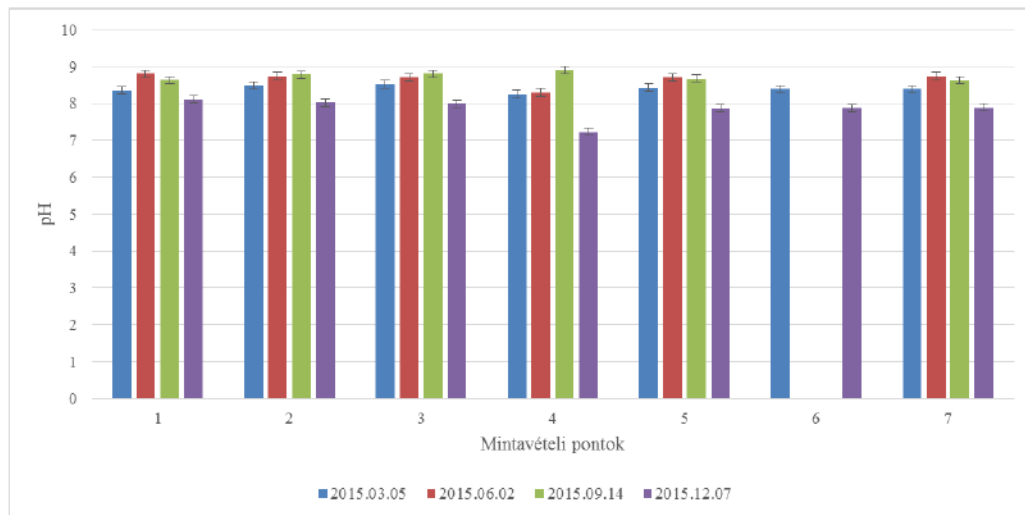
koncentrációja megnövekszik, ezzel problémát okozva a téli időszakokban (Dukay, 2000). Az eredményeken jól látszik, hogy a márciusi és decemberi mérések alkalmával a hőmérsékleti értékek szinte mind a 10°C-os érték alatt találhatók. Kivételt képez ez alól a márciusi, forrásnál mért érték, viszont ez is csak épphogy érinti a 10°C-os értéket.



15. ábra. A hőmérséklet mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.2. Kémhatás

A természetes vizekben jellemző, hogy a hidrogénionok koncentrációja a szabad széndioxid függvénye és pH értékük 4,5 és 8,3 között változik (Szűcs, 2009). Általánosságban elmondható, hogy a természetes vizek kémhatása közel semleges vagy enyhén lúgos, valamint a felszíni vizek pH értéke 6,5 és 8,5 között változik. Abban az esetben, ha a pH értéke meghaladja a 8,3 értéket, akkor azt mondhatjuk, hogy a víz CO_3^{2-} - és OH^- -iont vagy szerves bázis tartalmaz (Salma, 2012). A Mogyoródi-patak vizének legrosszabb kémhatás értékei is a tűrhető víz tartományába esnek az Magyar Szabvány 12749 alapján, a decemberi mérés során pedig a forrásnál és a Fő téren mért értékek kivételével, az eredmények mind a kiváló víz tartományába estek. A 6. mintavételi pontnál az alacsony vízszint miatt nem sikerült mintát vennem a júniusi és a szeptemberi mintavétel során.



16. ábra. A kémhatás (pH) mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

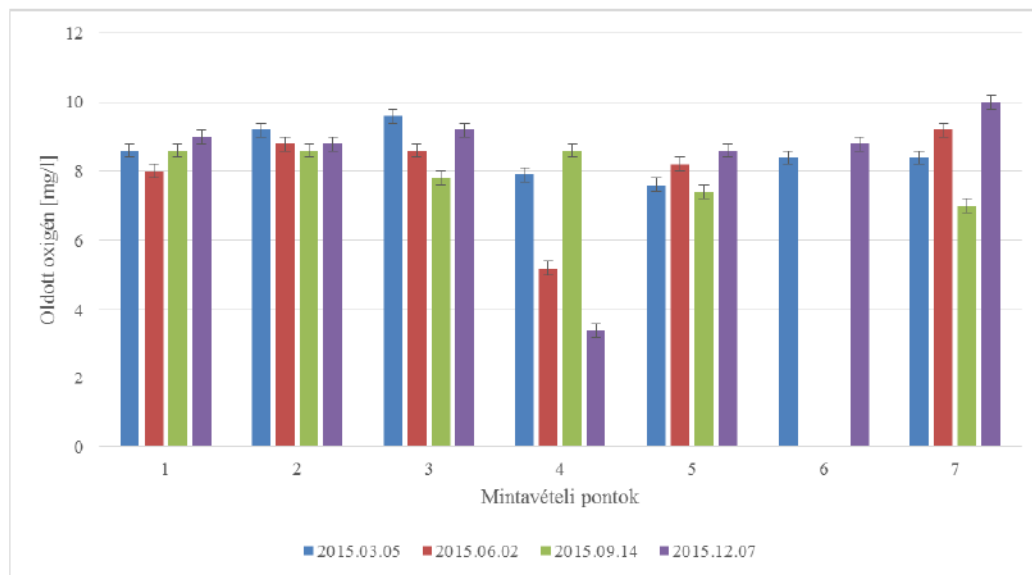
4.1.3. Oldott oxigén és oxigéntelítettség

A terepi méréseim során elvégzett oldott oxigén mérésének értékeit a 18. ábra mutatja. A 6. mintavételi pontnál lévő adathiány itt is abból adódik, hogy az alacsony vízszint miatt nem sikerült mintát vennem. Az értékek szinte kivétel nélkül a kiváló víz osztályába esnek, viszont érdemes kiemelni a 4. mintavételi pontnál, a Hungaroring ágnál mért júniusi és decemberi értékeket. Az előbbinél mért érték a tűrhető, míg az utóbbi érték a szennyezett víz kategóriájába sorolható. Ezen eredmények és a mért redoxpotenciál értékek (lásd később) között összefüggést fedezhetünk fel. A redoxpotenciál mérése során ezekben az időpontokban és mintavételi pontokon a műszer negatív értékeket mért, mely erősen redukzív környezetre enged következtetni, melyet a rossz oldott oxigén értékek is alátámasztanak. A patak ezen szakasza szemmel láthatóan különbözik a többi, általam vizsgált szakasztól. A patak vize itt vörös színű, felszínén olajfoltokat láthatunk, valamint a vízben vörös, lepedékes anyag található, mely a 17. ábrán is jól látható. Ennek magyarázatára a „*Mikroszkópos vizsgálatok*” című fejezetben tértem ki.



17. ábra. Hungaroring ág (Forrás: saját fotó és szerkesztés).

Az oxigénhiány gátolja az aerob életfolyamatokat, valamint az életműködést. Az alacsony oxigén értékeket okozhatja például a hőmérséklet és a sótartalom növekedése, a légköri nyomás csökkenése (Dukay, 2000), valamint egyes oxigént fogyasztó szerves vegyületek, melyek leggyakrabban kommunális és ipari szennyvizekben találhatóak meg (Salma, 2012). A Mogyoródi-pataknak ezen a szakaszán valószínűleg az ipari szennyvízbevezetés okozhatja ezt a szennyezést.

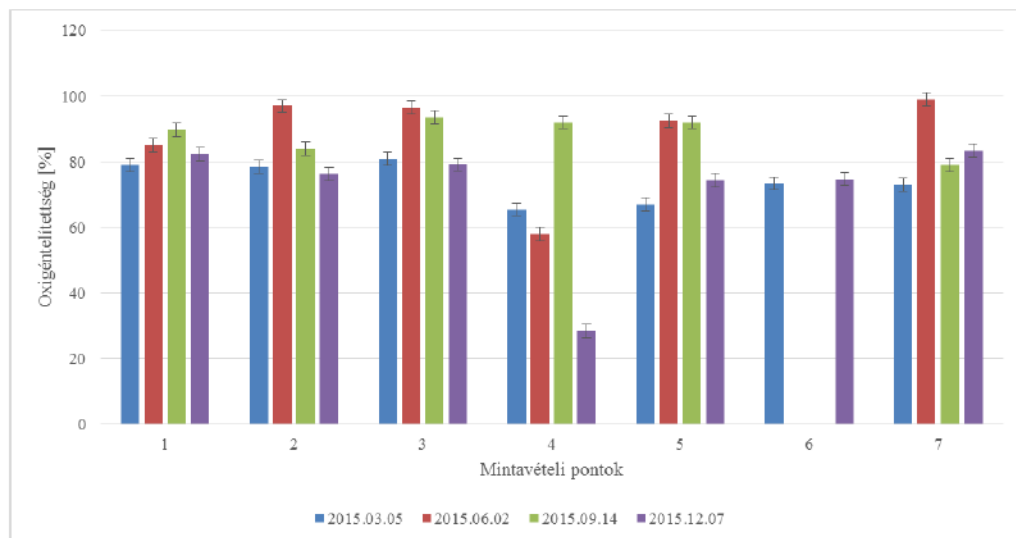


18. ábra. Az oldott oxigén mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

Az oldott oxigén értékeinek meghatározása mellett fontos az úgynevezett oxigéntelítettség meghatározása. Mint ahogy a „Vízminőségi paraméterek” című fejezetben már láthattuk, az oldott oxigén sok tényezőnek a függvénye, emiatt a víz

minőségét akkor jellemezhetjük a legjobban, ha meghatározzuk az oxigéntelítettség értékeit.

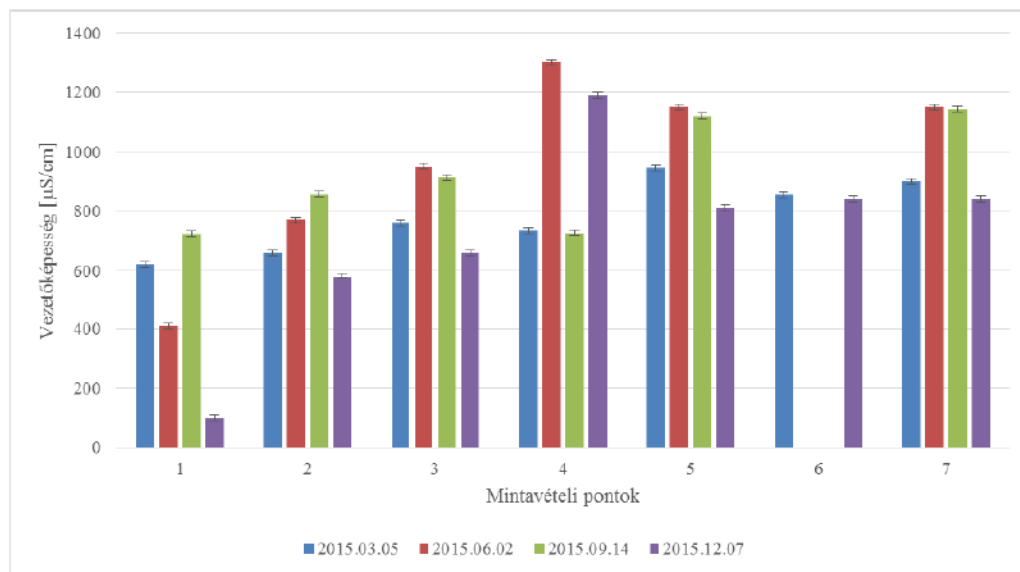
Az oxigéntelítettség esetén kevesebb volt az olyan érték, ami a kiváló víz kategóriába került, a legrosszabb érték pedig itt is a decemberi, Hungaroring ágnál vett mintából származik.



19. ábra. Az oxigéntelítettség kiszámított értékei az egyes mintavételi pontok esetén.

4.1.4. Fajlagos elektromos vezetőképesség

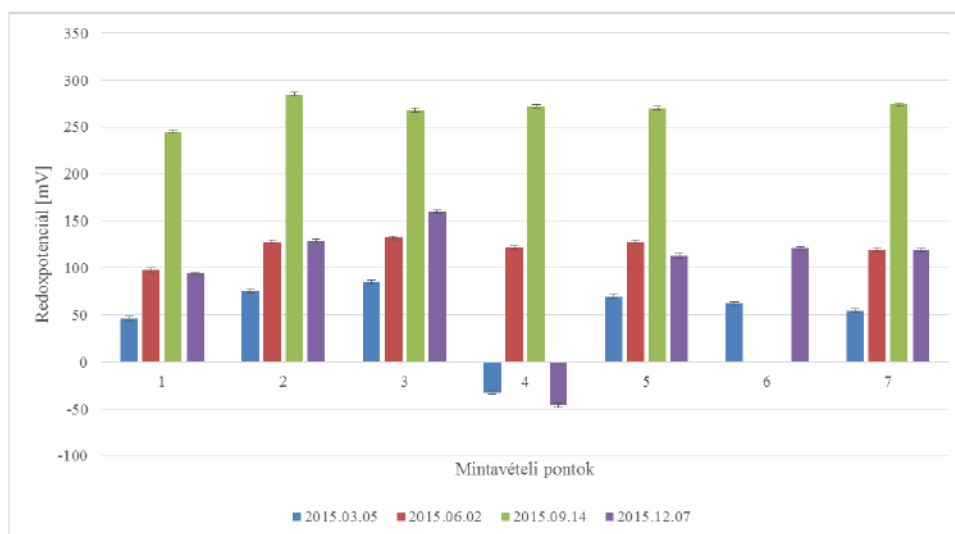
A víz oldott sótartalmának jellemzésére szolgáló vezetőképesség mérését is a terepen végeztem el, melynek eredményei a 20. ábrán láthatók. A két patakág összefolyása előtti, Hungaroring ágnál az alacsony vízszint miatt nem sikerült mintát vennem. Az elektromos vezetőképességet a gyakorlatban mért nyolc főion határozza meg, melyek a következők: Na^+ , K^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Cl^- , SO_4^{2-} , CO_3^{2-} és a HCO_3^- . A felszíni vizek iontartalmának jelentős része a meder és a vízgyűjtő kőzeteiből, valamint a talajból származik (Felföldy, 1981). A nagy vezetőképesség érték tehát nagy mennyiségű oldott só jelenlétére utal. Az egyes mérések alkalmával többször is kaptam olyan értéket, mely alapján a víz minősége a vezetőképesség alapján már a szennyezett víz kategóriába sorolható. Ezeket az átlagnál nagyobb értékeket a júniusi, a szeptemberi és a decemberi mintavételek során kaptam a 4., az 5. és a 7. mintavételi pontokon.



20. ábra. A vezetőképesség mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.5. Redoxpotenciál

Jól szellőző, áramló közegeknek a redoxpotenciálja nagy, míg a nagy szerves anyag tartalmú közegeké kicsi, mivel a szerves anyagok oxidációja a környezet redukcióját okozza (Németh, 2011). A +50 mV alatti redoxpotenciál értékek arra utalnak, hogy a vizsgált környezet redukzív. A 21. ábrán jól látható, hogy az első mintavételi pontnál márciusban és a negyedik mintavételi pontnál márciusban és decemberben +50 mV alatti értékeket kaptam. Szembetűnőek a Hungaroring ágnál (4. mintavételi pont) márciusban és decemberben mért negatív értékek, melyet már az oldott oxigénnel való összefüggésnél említettem. Az ábrán jól látható a 6. mintavételi pontnál található adathiány, mely abból adódik, hogy a júniusi és szeptemberi mintavétel során a Hungaroring felől érkező ág szinte ki volt apadva.



21. ábra. A redoxpotenciál mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.6. Nitrát-nitrogén

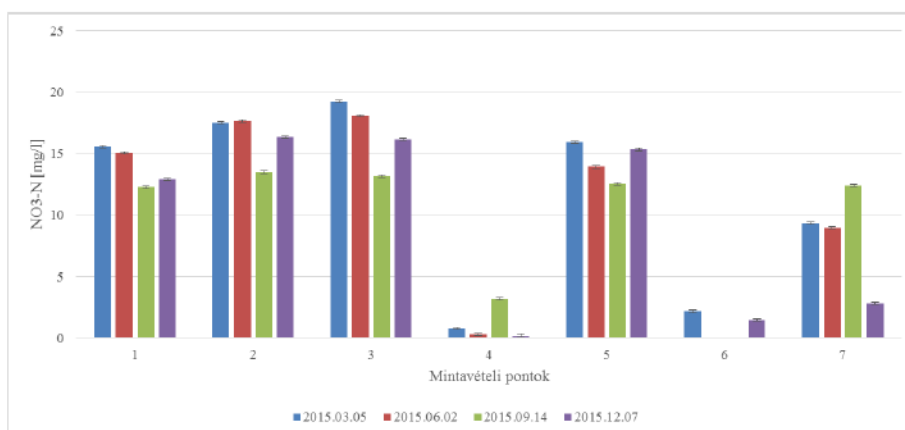
A laboratóriumban végzett nitrát méréseim eredményei a 22. ábrán láthatók, melyen kitűnik, hogy a mérések több mint felénél a víz minősége a szennyezett kategóriába esik, míg a 4. és 6. mintavételi pontnál viszonylag jó értékeket kaptam.

A felszíni és felszín alatti vizek kapcsán hosszú ideje gondot okoz a nitrát-szennyezés, mely az emberi szervezetre komoly egészségkárosító hatással bír. Abban az esetben, ha ammónia jut a vízbe megfelelő oxigén és mikroorganizmusok jelenléte mellett, akkor az ammónia nitrifikálódik, azaz nitrit és nitrát képződése fog bekövetkezni. A nitrát képződése pH függő folyamat, leggyorsabb 8-8,5 pH között (Szűcs, 2009). A mért pH értékek alátámasztják ezt, hiszen a legtöbb mérési ponton ezek az értékek 8 és 9 pH között alakultak.

Antropogén hatásokat tekintve a vizek nitrát-tartalmát jelentősen növelheti a mértéktelen műtrágyázás, vizelettel, széklettel vagy más szerves anyaggal történő szennyezés (Szűcs, 2009), valamint forrásai lehetnek még a szennyvizek is. A mezőgazdaságban használt vegyszerek súlyosan károsítják a környezetet világszerte és negatív hatást gyakorolnak a vízi ökoszisztémákra, különösen a patakokra és mocsarakra (Connolly, 2015).

A nitrát-tartalom vizsgálatánál is kiemelném a Hungaroring ágnál mért értékeket. Az itt mért, legkisebb értékek, a kiváló és a jó vízminőségi kategóriákba sorolhatók. Egy 2015-ös kanadai tanulmány alapján elmondhatjuk, hogy kis nitrát-tartalom olyan vizekre jellemző, ahol redukáló körülmények uralkodnak (Fitzgerald, 2015). Ezt alátámasztják az előzőekben bemutatott oldott oxigén és redoxpotenciál értékek.

Az előző mérésekhez hasonlóan a 6. mintavételi pontnál az adathiány abból adódik, hogy a júniusi és a szeptemberi mintavételnél a patak Hungaroring felől érkező ág szinte kiapadt állapotban volt.



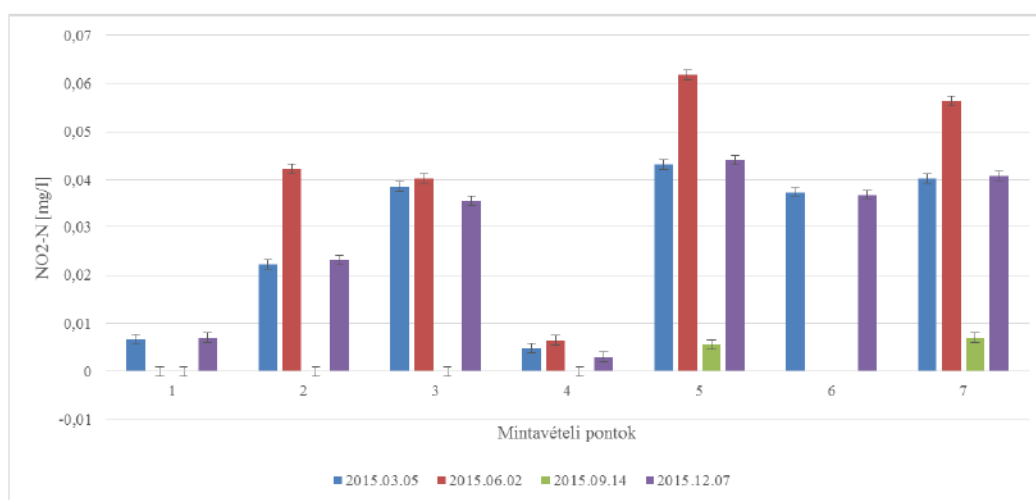
22. ábra. A nitrát-nitrogén mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.7. Nitrit-nitrogén

A laboratóriumban végzett spektrofotometriás mérések során kapott nitrit eredmények legrosszabb értékei a tűrhető vízminőségi csoportba sorolhatók. Ezek a tűrhető értékek leginkább a 3., 5., 6. és a 7. mintavételi pontoknál láthatók.

A nitrit bekerülhet a vizekbe nitrifikációs folyamatok során, ipari szennyvizekkel, valamint háztartási szennyvizek fekális szennyezésével (Dukay, 2000). Mivel a 3. mintavételi pont esetében a patak közvetlenül a lakóházak között fut, előfordulhat valamilyen háztartási szennyezés bevezetése. Az 5., 6. és a 7. mintavételi pont pedig már a lakóházakon túl található, tehát ezen a szakaszon is mérhető lehet egy esetleges szennyezés, ami a 3. mintavételi pont környékén érheti a patakot.

A nitrit általában nem halmozódik fel a vizekben, hiszen gyorsan tovább oxidálódik nitráttá (Szűcs, 2009), azonban mégis ajánlott nyomon követni a koncentrációját, mivel sokkal veszélyesebb a nitrátiónnál, közvetlen egészségkárosító hatása miatt. Jelenléte friss szennyeződésre utal (Salma, 2012). A 6. mintavételi pontnál nem sikerült mintát vennem a patak alacsony vízállása miatt júniusban és szeptemberben.



23. ábra. A nitrit-nitrogén mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

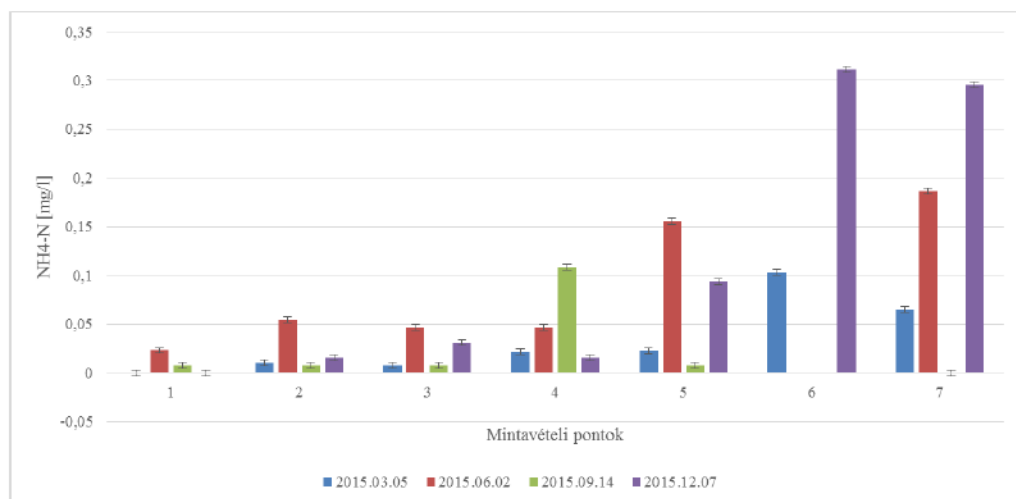
4.1.8. Ammónium-nitrogén

A spektrofométerrel mért ammónium értékek szinte minden mintavételi pontnál, kivétel nélkül a kiváló víz kategóriájába estek. Egyedül a 6. és a 7. mintavételi pontnál mért decemberi értékek voltak magasabbak, de még így is a jó vízminőségi kategóriába sorolhatóak.

Az ammónium jelenléte a nitrithoz hasonlóan, friss szennyezésre utal (Salma, 2012), mely származhat ammónium-tartalmú műtrágyákból, szennyvizekből, valamint különféle szerves lebomlásokból (Dukay, 2000). A szennyvizek esetén leginkább kommunális szennyvizekről lehet szó, ami alátámaszthatja a 6. és 7. mintavételi pontnál mért rosszabb nitrit és ammónium értékeket.

Fitzgerald (2015) szerint az ammónium mérésekor érdemes megállapítani azt, hogy a víz tartalmaz-e szacharint (mesterséges édesítőszer). Abban az esetben, ha az ammónium tartalma korrelál a szacharin mennyiségével, az ammónium valószínűleg hulladéklerakóból származik (Fitzgerald, 2015).

Önmagában az ammónium nem veszélyes az emberi szervezetre, viszont nitritté alakulva már számolnunk kell az egészségügyi kockázattal. Veszélyt jelenthet még abban az esetben, ha klórozás hatására, klóraminok keletkeznek, melyek rákkeltő hatásúak (Szűcs, 2009). A 6. mintavételi pontnál látható adathiány oka, a szinte kiapadt patak ág a júniusi és szeptemberi mintavétel során.



24. ábra. Az ammónium-nitrogén mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.9. Foszfát-foszfor

A 26. ábrán jól látható, hogy a patak vízminősége foszfát-tartalom szempontjából igen kedvezőtlen. A 6. mintavételi pontnál lévő adathiány a patak alacsony vízszintjéből adódik. Méréseim során egyetlen alkalommal kaptam kiváló vízminőségű értéket, az első mintavételi pontnál decemberben. Az első három mintavételi ponton az értékek a jó víz és a tűrhető víz kategóriájába esnek, habár a 3. mintavételi pontnál a júniusi mintavétel során már szennyezett vízről beszélhetünk. Kiemelném a 4., 5. és a 7.

mintavételi pontot, ahol szeptemberben és decemberben, több esetben erősen szennyezett vízminőséget kaptam.

A felszíni vizek foszfortartalma normál esetben igen kicsi, melynek megemelkedése főleg szennyvizekből, műtrágyák bemosódásából származik, tehát a legtöbb esetben antropogén szennyezés eredménye (Dukay, 2000).

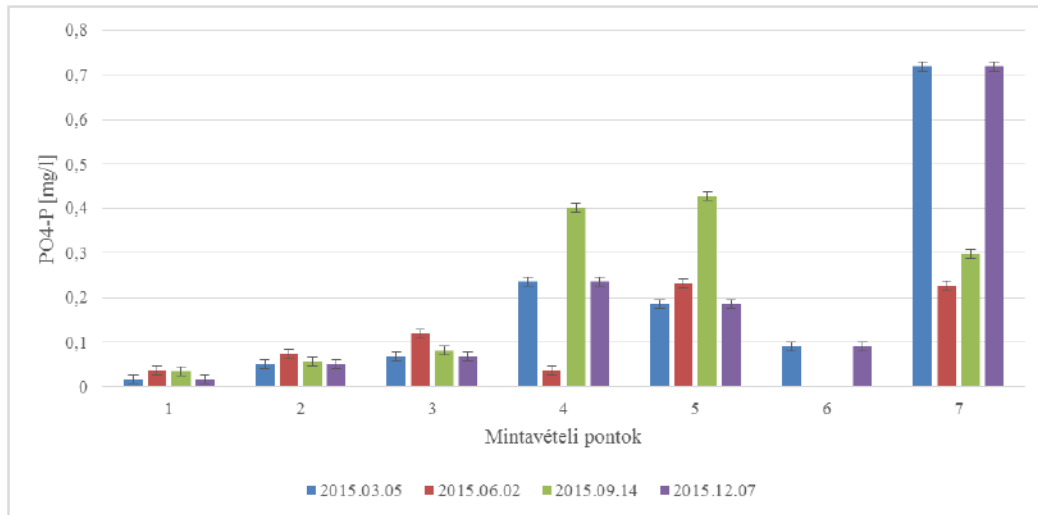
Kanadai kutatók megállapították, hogy a városi területeken sokkal nagyobb a foszfortartalom szintje a felszín alatti vizekben, mint a mezőgazdasági és természeti területeken, ezáltal egyre több bizonyíték van arra vonatkozóan, hogy a városi patakok magas foszfor értékeihez a felszín alatti vizek is hozzájárulnak (Fitzgerald, 2015). Ezt a feltevést egy 2011-es kínai tanulmány is alátámasztja, mely szerint a felszín alatti vizek áramlása fontos szerepet játszik a felszíni vizekbe jutó tápanyagokat tekintve (Qian, 2011). Ugyanezen tanulmány szerint az alacsonyabb nitrát-tartalom kedvez a foszfátonok felhalmozódásának (Qian, 2011), melyet alátámasztanak az ezeken a mintavételi pontokon mért, viszonylag kisebb nitrát értékek.

Abban az esetben, ha megnövekedik a nitrát és foszfát mennyisége egy felszíni vízben, az előidézhetheti a víz eutrofizációját, azaz a vízi növényzet elszaporodását. Az élőlények elpusztulása után az iszapban anaerob bomlási folyamatok indulnak el, mely eredményeként csökkenhet a víz oxigéntartalma.

Fontos még megemlíteni, hogy a Mogyoródi-patak esetében az 5. mintavételi pontnál, azaz a település felől érkező ágánál a víz felszínén habzás volt megfigyelhető minden mintavétel alkalmával. A felszíni vizekben megfigyelhető, nem természetes úton keletkező habképződést, szinte kizárólag a szintetikus mosószerek okozzák (Dukay, 2000), melyek általában tartalmazznak foszfátot. Ezek a szerek háztartásokból és ipari tevékenységekből származhatnak (Dukay, 2000). Mogyoród esetében, mivel ez a patakág a lakóházak között folyik és ipari területet nem érint, valószínűleg a háztartások lehetnek a foszfát kibocsátás forrásai.



25. ábra. Az 5. mintavételi pont és környéke, a település felől érkező ág (Forrás: saját fotók és saját szerkesztés).



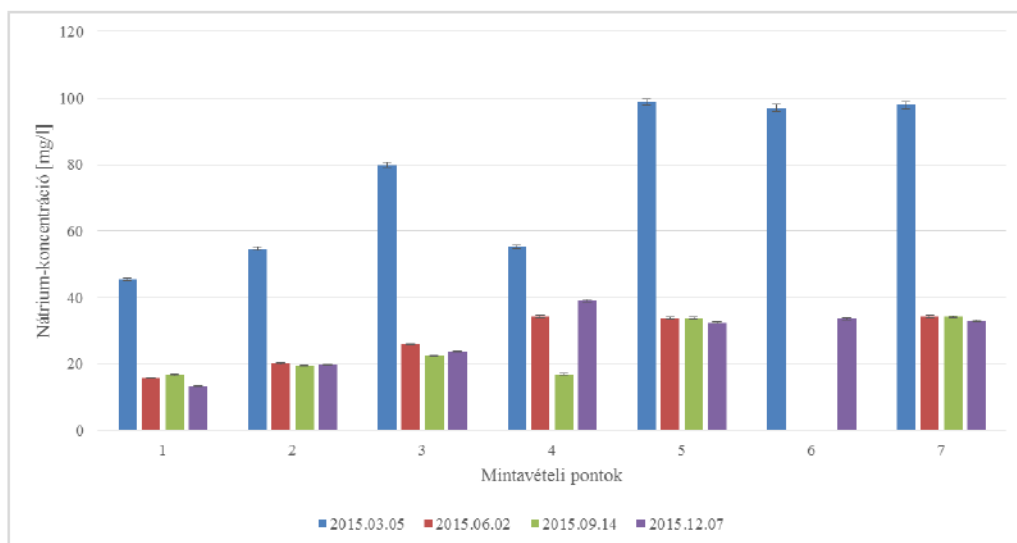
26. ábra. A foszfát-foszfor mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.10. Nátriumion

A mért nátriumion értékek a márciusi mintavétel alakalmával mutatnak kiugróan magasabb értékeket, mely a 27. ábrán is jól látható.

A felszíni vizek nátriumtartalma elsősorban a geológiai viszonyoktól függ. Értéke abban az esetben növekedhet, ha háztartási vagy ipari szennyvíz kerül a felszíni vízfolyásba (Szűcs, 2009). Érdeemes megemlíteni, hogy a téli időszakban, az utakra szórt só, azaz a NaCl bekerülhet a természetes vizekbe, főleg a tavaszi olvadás időszakában. Ezzel magyarázhatjuk a márciusban mért nagyobb nátriumion értékeket.

A 6. mintavételi pontnál látható adathiány abból adódik, hogy júniusban és szeptemberben a Hungaroring felől érkező ág szint ki volt apadva.

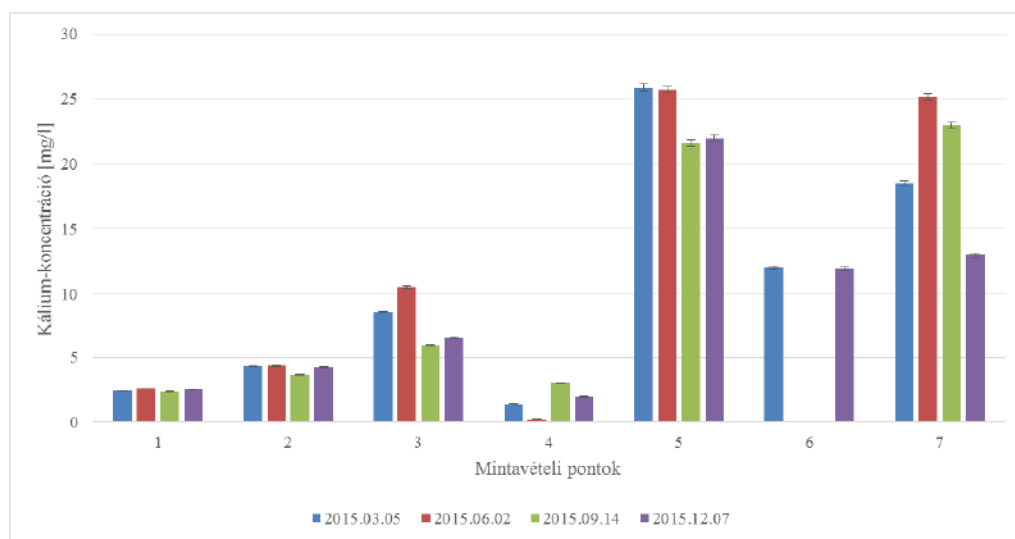


27. ábra. A nátriumion mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.11. Káliumion

A káliumion tartalom a nátriumion tartalomhoz hasonlóan a geológiai viszonyoktól függ, a nátriumot és káliumot tartalmazó kőzetekből oldódnak ki. A káliumtartalom viszont a nátriumtól eltérően mezőgazdasági tevékenységből, műtrágyázásból is származhat (Szűcs, 2009), valamint szerves anyagok útján is bekerülhet a vizekbe, amely valamilyen szennyeződésre utalhat.

A 28. ábrán látható, hogy az 5., 6. és 7. mintavételi pontokon kiemelkedően nagyok a kálium értékei a többi mintavételi ponthoz képest, mely az előzőek alapján utalhat szennyeződésre. A júniusi és szeptemberi adathiány a 6. mintavételi pontnál, a patak rendkívül alacsony vízszintjéből adódik.



28. ábra. A kálium-ion mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

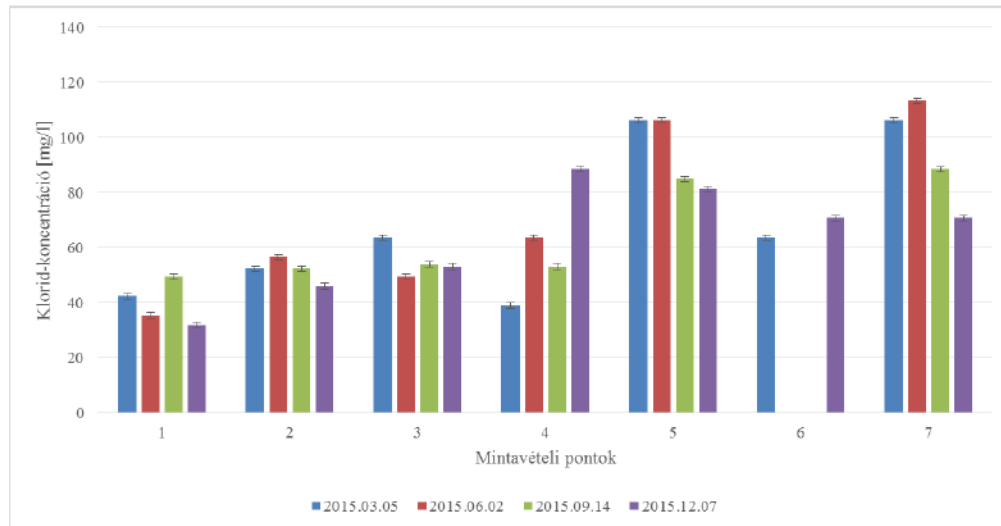
4.1.12. Kloridion

A kloridion tartalom a felszíni vizekben szintén geológiai eredetű, a legtöbb vízben megtalálható és általában kis mennyiségben fordul elő. Abban az esetben, ha nagyobb koncentrációt tapasztalunk, azt okozhatja háztartási vagy ipari szennyvíz befolyása a felszíni vízbe.

A kloridiont a hagyományos vízkezelések során nem távolítják el, valamint az öntisztulási folyamatokban sem változik, így számunka az antropogén hatások indikátora lehet. Ha a kloridion koncentrációja 100 mg/l feletti, íz- és korróziós problémákat okozhat (Salma, 2012).

A 29. ábrán látható, hogy az 5. és 7. mintavételi pontok esetén márciusban és júniusban a mért értékek meghaladták ezt a 100 mg/l határértéket. A foszfát-, kálium- és kloridion magas értékeiből ezen a két mintavételi helyen arra következtethetünk, hogy

biztosan szennyezés éri a patakot a lakóházak területén. A júniusi és szeptemberi adathiány a 6. mintavételi pontnál abból adódik, hogy a patak alacsony vízszintje miatt nem sikerült mintát vennem.



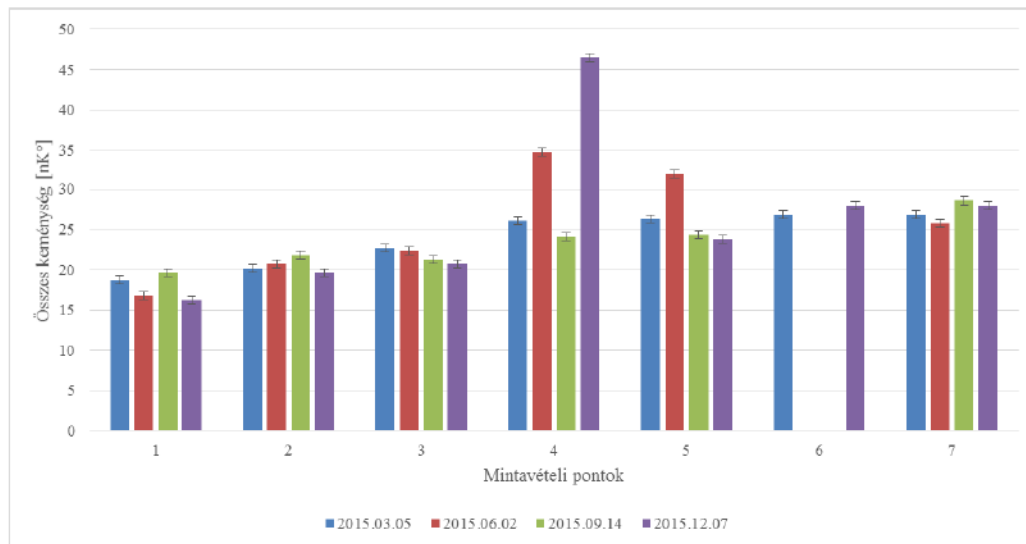
29. ábra. A kloridion mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.13. Összes keménység

A víz összes keménységét az abban feloldott kalcium- és a magnéziumionok vegyületei okozzák. Ezek az elemek leggyakrabban a szénsav oldó hatása vagy a talajban zajló mikrobiológiai folyamatok által kerülnek be a vizekbe (Salma, 2012).

A 30. ábrán láthatjuk, hogy kiemelkedően nagy értékek születtek a 4. mintavételi pontnál júniusban és főleg decemberben, valamint az 5. mintavételi pontnál júniusban. Ezek az értékek meghaladják a 30 német keménységi fokot, mely alapján a nagyon kemény víz kategóriába sorolhatjuk. A többi érték esetén sem kicsi az összes keménység nagysága, hiszen az 1. mintavételi pontnál látható júniusi értéken kívül, mindegyik a kemény víz kategóriájába esik, mely német keménységi fokban kifejezve 18 és 30 NK° közötti értéket jelent.

Nagyobb keménységet okozhatnak például szennyezett talajok, ahol az oxidáció végtermékeként keletkező szén-dioxid, nagyobb mennyiségben old ki kalcium és magnézium sókat. Ugyanakkor szennyeztelen vizekben is előfordulhat nagyobb keménység abban az esetben, ha a vízben jelentős szénsav található [3. internetes forrás].



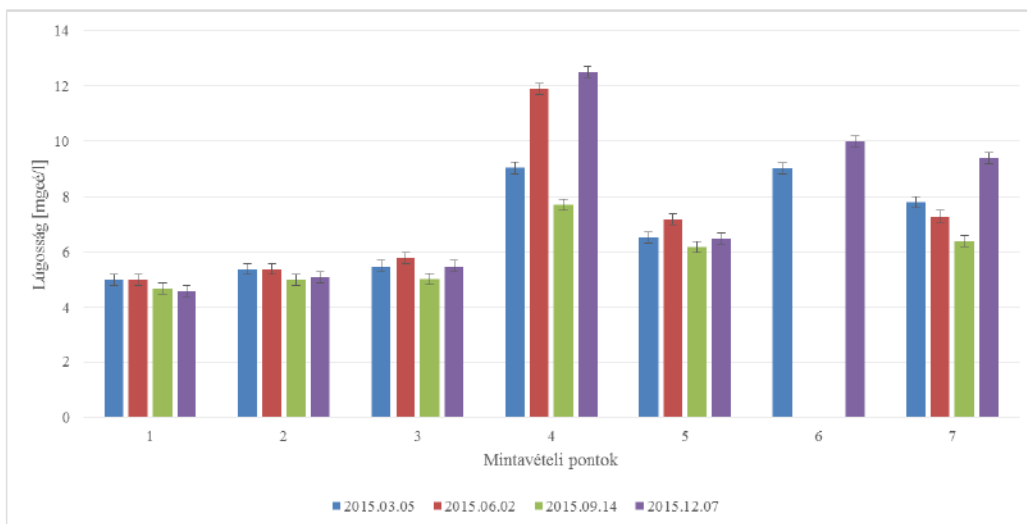
30. ábra. Az összes keménység mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.14. Lúgosság

A víz lúgosságát a benne oldott hidrogén-karbonátok és karbonátok okozzák, melyek leggyakrabban kalcium, magnézium, nátrium és kálium hidrogén-karbonátok. A lúgosságot vagy más néven alkalinitást úgy is megfogalmazhatjuk, hogy a savakra vonatkoztatott pufferkapacitást jelenti (Padisák, 2005).

A vízben található hidrogén-karbonátoknak egészségügyi kockázata nincsen, kizárólag a víz ízét befolyásolhatja negatívan abban az esetben, ha a lúgosság értéke meghaladja a 16 mg_{CaCO₃}/l mennyiséget. A természetes vizek lúgossága 1 és 10 mg_{CaCO₃}/l közé tehető [3. internetes forrás].

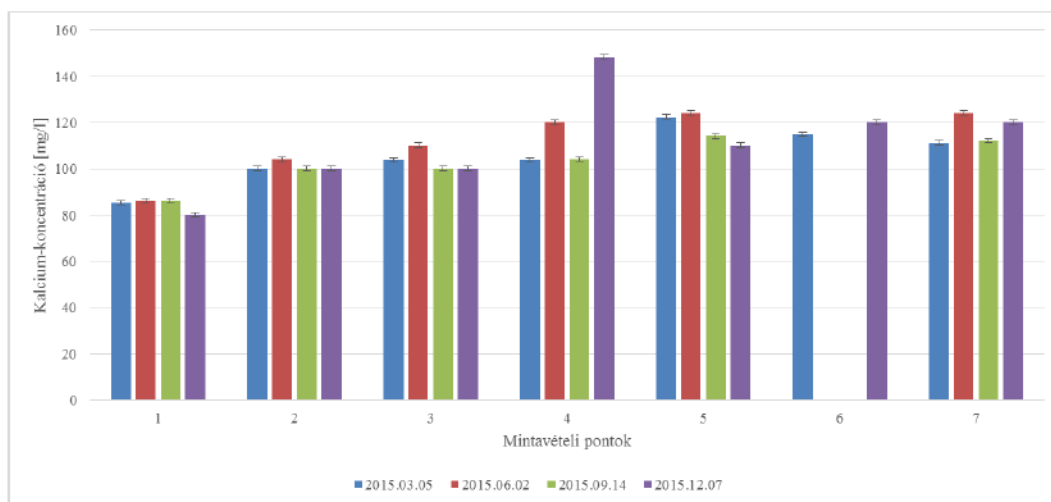
Méréseim során a 4., 5. és a 7. mintavételi pontnál kaptam kiugró értékeket és ez legszembetűnőbb a Hungaroring ág esetén, viszont egyik esetben sem haladja meg a 16 mg_{CaCO₃}/l értéket. Általánosságban elmondható, hogy főleg decemberben fordultak elő kiugró értékek ezeken a mintavételi pontokon. A továbbiakban látni fogjuk, hogy a kalciumion is ezeken a mintavételi pontokon mutat nagyobb értékeket. Ebből azt a következtetést tudjuk levonni, hogy minél nagyobb egy víz kalciumion tartalma, annál több szénsav található kötött formában, azaz kalcium-karbonátként, emiatt pedig nagy lesz a pufferkapacitás (Padisák, 2005).



31. ábra. A lúgosság mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.15. Kalciumion

Méréseim során az összes keménységhez és a lúgossághoz hasonlóan a 4., 5. és a 7. mintavételi pontoknál tapasztaltam nagyobb értékeket, de igazán kiugró érték itt is a Hungaroring ágnál volt a decemberi mintavétel során. Ezt a mintavételi pontot leszámítva általánosságban elmondható, hogy mindig a júniusi mintavételek során mértem a legnagyobb kalciumion értékeket.

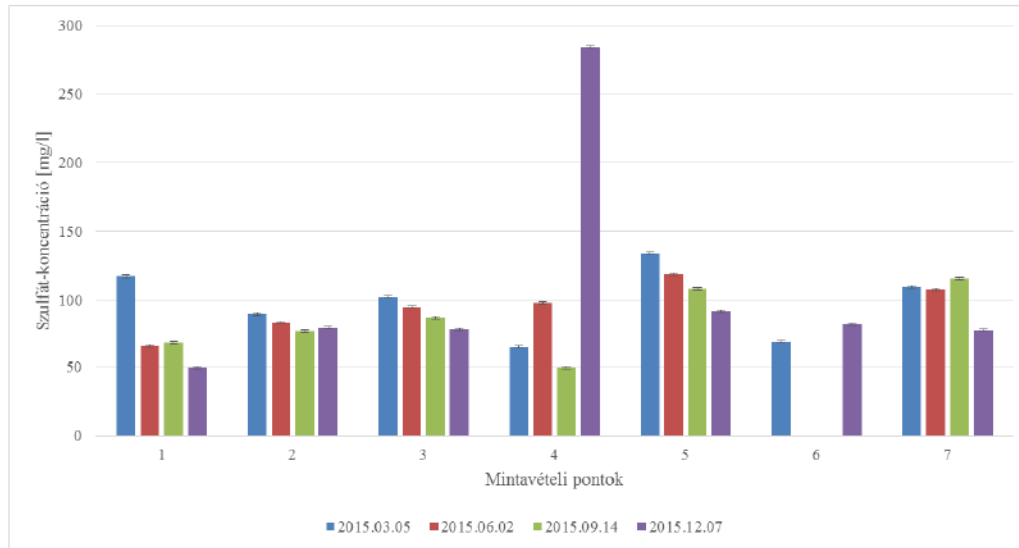


32. ábra. A kalciumion mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.16. Szulfátion

A szulfátion mérése során egyetlen kiugró értéket tapasztaltam, mely a 33. ábrán is szembeűnő. Ezt a nagy értéket a Hungaroring ágnál kaptam a decemberi mintavétel során.

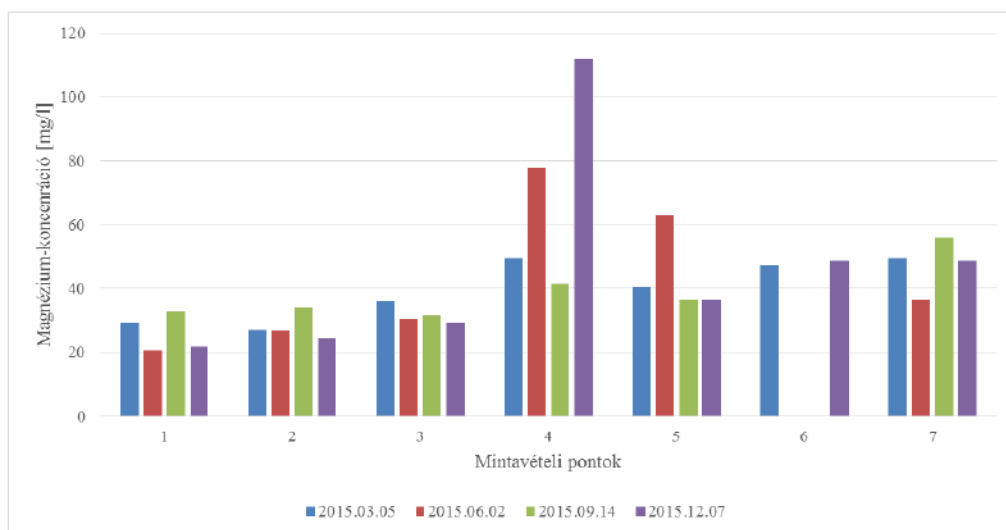
A vízben található szulfátion geológiai folyamatok (pl.: vas szulfátos vasas vizek), illetve háztartási és ipari szennyvízbevezetés által kerülhet a természetes vizekbe (Dukay, 2000). Mivel ilyen nagy érték csak ezen a ponton tapasztalható, ez is alátámaszthatja azt, hogy ezen a területen szennyezés éri a patakot, ami ipari jellegű lehet, hiszen ezen a szakaszon lakóházakat nem találhatunk.



33. ábra. A szulfátion mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.1.17. Magnéziumion

Természetes vizek esetén, általában a magnéziumion kevésbé elterjedt, mint a kalciumion, melyet a 34. ábra is jól mutat. A legkiugróbb érték, itt is a Hungaroring ágnál található a decemberi mintavételnél, illetve ezen kívül még két másik látható a júniusi mintavétel esetén, szintén a Hungaroring ágnál, valamint a település felől érkező ágnál, az 5. mintavételi ponton.



34. ábra. A magnéziumion mért értékei az egyes mintavételi pontokon.

4.2. Összefoglalás

Dolgozatomban egy eddig szinte egyáltalán nem vizsgált kisvízfolyást, a Mogyoródi-patakot mutattam be Mogyoród belterületén és vettem vízminősítési, valamint mikroszkópos vizsgálatok alá. A patak vízminősítési vizsgálata nem csak azért volt érdekes, mert eddig ilyen vizsgálatok nem készültek a patak vizéről, hanem azért is, mert a lakosság által igen jelentős a szennyezés a patakban és környezetében, valamint a Hungaroring területéről érkező patakág esetében teljesen eltérő eredményeket kaptam a vizsgálat során, melyek aggodalomra adhatnak okot.

A patak legszennyezettebb területei egyértelműen a Hungaroring felől érkező ág, valamint a település felől érkező patakág.

A Hungaroring ág esetében redukív vízről beszélhetünk, melyet a redoxpotenciál, valamint az oldott oxigén tartalom mérésével támasztottam alá. Ez a környezet pozitívan befolyásolta egyes vasbaktériumok elszaporodását a patak vizében, mely szemmel látható mind a patakban, mind a patakparton található növényzeten. Ezen kívül tapasztalható ezen a területen a foszfát-foszfor mennyiségének oly mértékű emelkedése, mely alapján a patak az erősen szennyezett vízminőségi kategóriába sorolható. A nagy foszfáttartalom a víz eutrofizációját okozhatja, melynek folyamata már elkezdődött a Mogyoródi-patak ezen szakaszán. Érdekes lenne ezen patakág további vizsgálata mind vízkémiai, mind mikrobiológiai szempontból és annak kiderítése, hogy a Hungaroring területén konkrétan milyen szennyezés éri a patakot, mely ilyen környezet kialakulásához vezetett. Mivel nem minden mintavétel alkalmával kaptam rossz értékeket, úgy gondolom, nem folyamatos szennyezésről lehet szó, így ez a folyamat a megfelelő intézkedésekkel megállítható és visszafordítható lehetne.

A település felől érkező ágnál a nagy nitrát- és foszfátion tartalom ad aggodalomra okot, melyek alapján, a nitrátion szempontjából szennyezett, míg a foszfátion szempontjából erősen szennyezett vízről beszélhetünk, mely szintén a patak vizének eutrofizációját okozhatja. A lakosság által okozott illegális hulladéklerakások és egyéb szennyezések ellen megoldás lehetne az, hogy ha több tájékoztatást kapnának a lakosok az őket körülvevő természet jelentőségéről, megóvásáról és a szennyezések által okozott károkról. Érdekes lenne a gyermekek körében, az óvodákban és iskolákban is a természeti nevelés, szervezett szemétszedések, melyek a későbbiekben is arra ösztönöznék őket, hogy óvják a természetet és környezetüket.

Az EU Víz Keretirányelv által kimondottak alapján 2015. december végéig el kellett érni a Magyarországon található vizek jó vízminőségi állapotát, azonban ez a Mogyoródi-patak esetében a 2015-ben elvégzett kutatásom alapján nem teljesült. A vizsgált patakszakasz egészét tekintve a Magyar Szabvány 12749 határértékeihez viszonyítva az ammónium-nitrogén kivételével, egy vízminőségi paraméter sem éri el a jó állapotot (lásd 3. számú melléklet). A legrosszabb értékeket a foszfát-foszfor eredményeinél láthatjuk, ahol több mintavétel esetén is erősen szennyezett vízről beszélhetünk, de kiemelném még a nitrát-nitrogén értékeit is, melyek az esetek többségében a szennyezett kategóriába sorolhatók. Az oldott oxigén esetén, csak a Hungaroring ág nál mértem szennyezettnek tekinthető értéket, viszont a vezetőképesség több mintavételi pontnál is a szennyezett kategóriába esett.

Úgy gondolom, hogy mindenképp szükséges lenne a patak vizének további, több szempontból való vizsgálata, különös tekintettel a Hungaroring területéről eredő és a lakóházak területét elhagyó patakszakaszok esetén. Javasolnám az önkormányzat megfelelő közbelépését és Mogyoród lakosságának összefogását annak érdekében, hogy megőrizzék ezt a kis patakot, mely már az östelepülés kialakulása óta az itt lakók mindennapi életének részét képezi.

5. Köszönetnyilvánítás

Elsősorban témavezetőmnek, Angyal Zsuzsannának szeretném megköszönni a lelkiismeretes munkáját, a rengeteg segítséget, türelmet és biztatást, amivel mindig segítette a munkámat.

Szeretném megköszönni Dr. Kardos Leventének, hogy mindig biztosította számomra a terepi vizsgálatokhoz szükséges műszereket.

Köszönettel tartozom Fehér Katalin tanszéki mérnöknek a rengeteg segítségért és türelemért, amivel irántam viseltetett laboratóriumi vizsgálataim során.

Köszönöm Felföldi Tamásnak és Jurecska Laurának, hogy lehetővé tették a mikroszkópiai vizsgálatomat és biztosították számomra a terepi mintavételhez szükséges eszközöket.

Szeretnék köszönetet mondani Jámbor Csabának, aki rengeteget segített a terepi mintavételek során.

Nem utolsó sorban szeretném megköszönni a szüleimnek és a családom többi tagjának hogy nem csak ebben az időszakban, de végig az egyetemi éveim alatt

mellettem álltak és mindent megtettek azért, hogy sikeresen vegyem az előttem álló akadályokat.

6. Irodalomjegyzék

ALEX FITZGERALD, JAMES W. RAY, JAMES E. SMITH 2015.: Calculating discharge of phosphorus and nitrogen with groundwater base flow to a small urban stream reach - Journal of Hydrology 528, 138-151.

ANGYAL ZSUZSANNA 2016.: Effects of land use on chemical water quality of three small streams in Budapest – Central European Journal of Geosciences 8: (1) pp. 133-142.

ATILLA AKKOYUNLU, MUHAMMED E. AKINER 2011.: Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin – Ecological Indicators 18 (2012) 501-511.

BALOGH JUDIT 2004.: Kisvízfolyások vízminőségének veszélyeztetettsége, a megfigyelés és a védelem társadalmi szerveződése Magyarországon - (www.aquadocinter.hu/themes/Vandorgyules/pages/2szekcio/balogh.htm) (Utolsó letöltés: 2016.02.21.).

BARCZÁNÉ BUVÁRI ÁGNES 2012.: Analitikai kémia - ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. pp. 195., pp. 165., pp. 217.

BARÓTFI ISTVÁN 2000.: Környezettechnika – Mezőgazda Kiadó. pp. 247-253.

BENEDEK PÁL, LITERÁTHY PÉTER (SZERK.) 1979.: Vízminőség-szabályozás a környezetvédelemben - Műszaki Könyvkiadó, Budapest. pp. 9.

BERTRAM SCHMIDT, LEANDRO A. SÁNCHEZ, TILL FRETSCNER, GASTÓN KREPS, MARCELA A. FERRERO, FAUSTINO SENERIZ & UHRICH SZEWZYK 2014.: Isolation of *Sphaerotilus-Leptothrix* strains from iron bacteria communities in Tierra del Fuego wetlands - Research Article.

DEMÉNY KRISZTINA 2007.: A Gödöllői-dombság általános bemutatása - Tájékológiai Lapok 5(2): 213-223.

DUKAY IGOR (SZERK.) 2000.: Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához - GÖNCÖL Alapítvány és Szövetség. pp. 105-110, pp. 124-134.

DUKAY IGOR 2004.: A Mogyoródi-patak védelme és helyreállítása - RENATUR 2005 Bt.

FELFÖLDY LAJOS 1981.: A vizek környezettana, Általános hidrobiológia - Mezőgazdasági Kiadó. pp. 49., pp. 64-68., pp. 133-137., pp. 140-146.

FARKAS GYÖRGY 1988.: Gidres-gödrös Mogyoród - Mogyoród Község Tanácsa. pp. 9., pp. 33., pp. 105.

H. HASHIMOTO, S. YOKOYAMA, H. ASAOKA, Y. KUSANO, Y. IKEDA, M. SENO, J. TAKADA, T. FUJII, M. NAKANISHI, R. MURAKAMI 2006.: Characteristics of hollow microtubes consisting of amorphous iron oxide nanoparticles produced by iron oxidizing bacteria, *Leptithrix ochracea* – Journal of Magnetism and Magnetic Materials 310 2405-2407.

JIAZHONG QIAN, LULU WANG, HONGBIN ZHAN, ZHOU CHEN 2011.: Urban land-use effects on groundwater phosphate distribution in a shallow aquifer, Nanfei River basin, China - Hydrogeology Journal, 19: 1431-1442.

MAGYAR SZABVÁNY 12749 (1994).

MÁRIALIGETI KÁROLY (SZERK.) 2013.: Bevezetés a prokarióták világába – Eötvös Loránd Tudományegyetem. pp. 296-302.

NÉMETH NORBERT, FÖLDESSY JÁNOS 2011.: Nyersanyagkutatói módszerek - Miskolci Egyetem Földtudományi Kar.
(http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0033_SCORM_MFFTT600341/adatok.html) (Utolsó letöltés: 2016.04.11.).

N. M. CONNOLY, R. G. PEARSON, D. LOONG, M. MAUGHAN, J. BRODIE 2015.: Water quality variation along streams with similar agricultural development but contrasting riparian vegetation - Agriculture, Ecosystems and Environment 213, 11-20.

PADISÁK JUDIT 2005.: Általános limnológia – ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. pp. 178-179., pp. 222-223.

PÉCSI MÁRTON (SZERK.) 1958.: Budapest természeti képe - Akadémia Kiadó, Budapest

PÉCSI MÁRTON (SZERK.) 1959.: Budapest természeti földrajza - Akadémia Kiadó, Budapest

STELCZER KÁROLY 2000.: A vízkészlet-gazdálkodás hidrológiai alapjai - ELTE Eötvös Kiadó, Budapest. pp. 100-101.

SALMA IMRE (SZERK.) 2012.: Környezetkémia - Eötvös Loránd Tudományegyetem, Természettudományi Kar. pp. 165-188., pp. 193-198.

S. JANKOWFSKY, F. BRANGER, I. BRAUD, F. RODRIGUEZ, S. DEBIONNE, P. VIOLLET 2014.: Assessing anthropogenic influence on the hydrology of small peri-urban catchments: Development of the object-oriented PUMMA model by intergrating urban and rural hydrological models - Journal of Hydrology 517, 1056-1071.

SZÜCS PÉTER, SALLAI FERENC, ZÁKÁNYI BALÁZS, MADARÁSZ TAMÁS (SZERK.) 2009.: Vízkészletvédelem - Bíbor Kiadó, Miskolc. pp. 37-46., pp. 49., pp. 78-87., pp. 108-113.

WILHELM EISENREICH, ALFRED HANDEL, UTE E. ZIMMER 2005.: Állatok és növények kézikönyve - M-ÉRTÉK Kiadó Kft., Budapest. pp. 244.

ZS. NAGY, A. JUNG 2005.: A case study of the anthropogenic impact on the catchment of Mogyoród-brook, Hungary - Physics and Chemistry of the Earth 30, 588-597.

ZÁRAY GYULA (SZERK.) 2012.: Környezetminősítés - Typotex Kiadó. pp. 75., pp. 136., pp. 179.

Internetes források:

[1.] <http://www.agr.unideb.hu/~kremper/titralas.pdf> (Utolsó letöltés: 2016.04.05.)

[2.] <https://www.bucksci.com/catalogs/PFP7.pdf?phpMyAdmin=97c9c4cc71cb0t6d5c9a3er5a21> (Utolsó letöltés: 2016.04.05.)

[3.] <http://enfo.agt.bme.hu/drupal/sites/default/files/A%20v%C3%ADz%20k%C3%A9miai%20jellemz%C5%91i.pdf> (Utolsó letöltés: 2016.03.02.)

[4.] www.euvki.hu (Utolsó letöltés: 2016.02.10.)

[5.] www.groundwaterscience.com (Utolsó letöltés: 2016.03.17.)

[6.] www.laboreszkozcatalogus.hu (Utolsó letöltés: 2016.04.04.)

[7.] www.spachoptics.com/v/vspfiles/photos/NIKON-80I-FLUOR-2T.jpg (Utolsó letöltés: 2016.03.16.)

7. Mellékletek

1. számú melléklet: Fizikai és kémiai vízminősítés vízfolyásokra az EU Víz Keretirányelv alapján. Zöld színnel jelöltem a síkvidéki kisvízfolyásokat, mivel a Mogyoródi-patakra is ezek a határértékek vonatkoznak, valamint narancssárgával azokat a komponenseket, amelyeket meghatároztam a vízminőségi vizsgálatok során.

Komponens	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások felső szakaszai (1,2, 4, 8 típusok)	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások (3, 5, 9 típusok)	Síkvidéki kisvízfolyások (11,12,15,18 típusok)
pH	6.5-7.5 7-8.5 6-6.5, 7.5-8 (szil) 6.5-7, 8.5-9 (mesz)	7-8.5 6.5-7, 8.5-9	7-8.5 6.5-7, 8.5-9
Vezető-képesség (µS/cm)	300 (szilikátos) 600 (meszes) 500 (szilikátos) 900 (meszes)	<600 600-900	<700 700-1000
Klorid (mg/l)	<35 35-50	<35 35-50	<40 40-60
Oxigén telítettség (%)	90 - 100 85-90	90 – 100 80-90, 100 – 110	70 - 120 60-70,120-130
Oldott oxigén (mg/l)	>9 8-9	>8 7-8	>7 6-7
BOI ₅ (mg/l)	<2 2-3	<2.5 2.5-3.5	<3 3-4
KOI _{cr} (mg/l)	<10 10-15	<10 10-20	<20 20-30
NH ₄ -N (mg/l)	<0.05 0.05-0.1	<0.1 0.2	<0.2 0.4
NO ₂ -N (mg/l)	<0.02	<0.03	<0.03

Komponens	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások felső szakaszai (1,2, 4, 8 típusok)	Hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások (3, 5, 9 típusok)	Síkvidéki kisvízfolyások (11,12,15,18 típusok)
	0.02-0.02-0.04	0.03-0.06	0.03-0.06
NO3-N (mg/l)	<0.5 0.5-3*	<1.0 1-3*	<1 1-2
Összes N (mg/l)	<1	<1.5	<1.5
	1-4*	1.5-4*	1.5-3
PO4-P (mg/m ³)	<30** 30-100*	<50** 50-100*	<150 150-250
Összes P (mg/m ³)	<80** 80-200*	<100** 100-200*	<250 250-500

2. számú melléklet: A Magyar Szabvány 12749 vízfolyásokra vonatkoztatott határértékei

A vizsgálandó vízminőségi jellemzők és a vízminőségi követelmények (határértékek) 2. táblázat

Vízminőségi jellemzők	Mértékegységek	Határértékek az					A vizsgálati szabvány-kiadványok azonosító jelzete	Megjegyzés
		I. kiváló	II. jó	III. tűrhető	IV. szennyezett	V. erősen szennyezett		
vízminőségi osztályokban								
A csoport: az oxigénháztartás jellemzői								
Oldott oxigén	mg/L	7	6	4	3	< 3	MSZ ISO 5813	
Oxigénelérés	%	80-100	70-80	50-70	20-50	< 20		
Biológiai oxigénigény (BOI ₅)	mg/L	4	6	10	15	> 15	MSZ 12750-22	
Kémiai oxigénigény (KOI ₂₀)	mg/L	5	8	15	20	> 20		
Kémiai oxigénigény (KOI ₅)	mg/L	12	22	40	60	> 60	MSZ 12750-21	
Összes szerves szén (TOC)	mg/L	3	5	10	20	> 20		
Szaprobiás (Pantle-Buck) index	-	1,8	2,3	2,8	3,3	> 3,3	1)	
B csoport: a nitrogén- és a foszforháztartás jellemzői								
Ammonium (NH ₄ -N)	mg/L	0,2	0,5	1,0	2,0	> 2,0	MSZ ISO 7150-1	
Nitrát (NO ₃ -N)	mg/L	0,01	0,03	0,1	0,3	> 0,3		
Nitrát (NO ₂ -N)	mg/L	1	5	10	25	> 25	MSZ 448-12	
Szerves nitrogén	mg/L	100	200	400	1000	> 1000		
Összes foszfor	µg/L	40	100	200	500	> 500	MSZ 260-20	
Orthofoszfát (PO ₄ -P)	µg/L	50	100	200	500	> 500		
Orthofoszfát (PO ₄ -P)	µg/L	20	50	100	250	> 250	MSZ 12750-17	
a-Klorofil	µg/L	10	25	75	250	> 250		
C csoport: mikrobiológiai jellemzők								
Coliformszám 1 mL-ben	-	1	10	100	1000	> 1000	MSZ ISO 9308-1	
Fekális (termotoleráns) coliformszám 1 mL-ben	-	0,2	1	10	100	> 100		
Fekális streptococcus 1 mL-ben	-	0,2	1	10	100	> 100		
Salmonella 1 L-ben	-	nem mutatható ki		2)	kimutatható			
Összes telepszám 37 °C-on	-						MSZ ISO 9308-2	
Összes telepszám 22 °C-on	-							

(A táblázat folytatódik)

MSZ 12749:1993

(Az 2. táblázat folytatása)

Vízminőségi jellemzők	Mértékegységek	Határértékek az					A vizsgálati szabvány-kiadványok azonosító jelzete	Megjegyzés
		I. kiváló	II. jó	III. tűrhető	IV. szennyezett	V. erősen szennyezett		
vízminőségi osztályokban								
D csoport: mikroszennyezők és toxicitás								
D ₁ alcsoport: szervetlen mikroszennyezők								
Alumínium	µg/L	20	50	200	500	> 500	MSZ 12750-52	
Arszén	µg/L	10	20	50	100	> 100	MSZ 12750-11	
Bór (B)	µg/L	100	200	500	1000	> 1000	MSZ 10889-2	
Cianid	µg/L	10	20	50	100	> 100	MSZ 260-30	
Cink	µg/L	50	75	100	300	> 300	MSZ 12750-8	
Higany	µg/L	0,1	0,2	0,5	1	> 1	MSZ 12750-12	
Kadmium	µg/L	0,5	1	2	5	> 5	MSZ 12750-7	
Króm	µg/L	10	20	50	100	> 100	MSZ 260-32	
Króm (VI)	µg/L	5	10	20	50	> 50	MSZ 260-34	
Nikkel	µg/L	15	30	50	200	> 200	MSZ 260-34	
Ólom	µg/L	5	10	50	100	> 100	MSZ 12750-33	
Réz	µg/L	5	10	50	100	> 100	MSZ 12750-10	
D ₂ alcsoport: szerves mikroszennyezők								
Fenolok (fenolindex)	µg/L	2	5	10	20	> 20	MSZ 1484-1	
Detergenszek								
- anionaktív detergenszek	µg/L	100	200	300	500	> 500	MSZ 12750-24	
- nemionos detergenszek	µg/L							
Kócolajszármazékok								
- kócolaj és termékei	µg/L	20	50	100	250	> 250	MSZ 12750-23 ³⁾	
- poliklórosz aromás szénhidrogének (PAH-k)	µg/L							
- benz(a)pirén	µg/L	0,005	0,007	0,01	0,05	> 0,05	MSZ 448-45	
Illékony klórozott szénhidrogének								
- kloroform	µg/L	5	10	30	100	> 100	MSZ 448-50	
- szén-tetraklorid	µg/L	1	2	3	10	> 10	MSZ 448-51	
- triklor-etilén	µg/L	3	5	10	50	> 50	MSZ 448-51	
- tetraklor-etilén	µg/L	3	5	10	50	> 50	MSZ 448-51	
Peszticidok								
- klórozott szénhidrogén típusú peszticidok	µg/L	0,1	0,2	0,5	2	2	MSZ 448-42	
- lindán	µg/L							
- szerves foszfor-szészter típusú peszticidok	µg/L	0,1	0,2	0,5	2	2	MSZ 448-40	
- malatón	µg/L							
- fenol-ecetsav származékok	µg/L	0,5	1	2	5	5	MSZ 12750-27	
- 2,4-D	µg/L	0,2	0,3	0,5	2	2	MSZ 12750-27	
- MCPA	µg/L							
- triazinszármazékok	µg/L	0,5	1	2	5	5	MSZ 12750-28	
- atrazin (Aktinil PK)	µg/L							

(A táblázat folytatódik)

3) A kócolaját és termékeit az alumínium-oxidos oszlopkromatográfás elválasztás után ultrabolyva spektrofotometriás módszerrel kell meghatározni.

MSZ 12749:1993

(Az 2. táblázat folytatása)

Vízminőségi jellemzők	Mértékegységek	Határértékek az					A vizsgálati szabvány-kiadványok azonosító jelzete	Megjegyzés
		I. kiváló	II. jó	III. tűrhető	IV. szennyezett	V. erősen szennyezett		
vízminőségi osztályokban								
Poliklórozott bifénilek (PCB-k)								
Pentaklor-phenol (PCP)	µg/L	0,01	0,05	0,2	2	> 2		
	µg/L	2	5	10	20	> 20		
D ₃ alcsoport: toxicitás (Daphnialeszt, csirányérvnyeszt, statikus halteszt ⁴⁾)								
		nem toxikus		gyakorl. nem toxikus	toxikus	hígításban is toxikus		
D ₄ alcsoport: radioaktív anyagok								
Összes β-aktivitás	Bq/L	0,17	0,35	0,55	1,1	> 1,1	MI 19376	
Cézium	Bq/L	0,011	0,10	0,22	0,44	> 0,44	MI 19379	
Stroncium ⁹⁰	Bq/L	0,003	0,01	0,055	0,11	> 0,11	MSZ 19392	
Trícium	Bq/L	8,3	50	165	330	> 330	MSZ 19387	
E csoport: egyéb jellemzők								
pH		6,5-8,0	8,0-8,5	6,0-6,5	5,5-6,0	< 5,5	MSZ 448-22	
		500	700	8,5-9,0	9,0-9,5	> 9,5		
Feltámasztás (20 °C-on)								
Víz	µS/cm	0,1	0,2	0,5	1	> 1	MSZ 448-32	
Mangán	mg/L		0,1	0,1	0,5	> 0,5	MSZ 12750-34	
	mg/L	0,05					MSZ 12750-5	
Víz hőmérséklet	°C						MSZ 1484-2	
Levegő hőmérséklet	°C						MSZ 448-2	
Összes lebegő anyag	mg/L						MSZ 12750-6	
Zavarosság	NTU						MSZ ISO 7027	
Lúgosság	mmol/L						MSZ 448-11	
Keményesség (CaC)	mg/L						MSZ 448-21	
Nátrium	mg/L						MSZ 448-10	
Nátriumszármazék	%						MSZ 448-10	
Kalcium	mg/L						MSZ 448-3	
Magnézium	mg/L						MSZ 448-3	
Karbonát	mg/L						MSZ 448-11	
Hidrogén-karbonát	mg/L						MSZ 448-11	
Szulfát	mg/L						MSZ 12750-16	
							MSZ 448-13	
Klorid	mg/L						MSZ 448-15	
Szín							MSZ 448-2	
Szag							MSZ 448-35	
Átlátszóság							MSZ 12750-4	

4) A meghatározást az MSZ 22902-1- az MSZ 22902-3- az MSZ 22902-4 és az MSZ 22902-6 szabványok szerint végezzük. "Gyakorlatilag nem toxikus" az a víz, amelyeknek vizsgálata esetén a minták kétharmad részében a vizsgálat eredménye negatív.

MSZ 12749:1993

3. számú melléklet: A mért értékek összehasonlítása a Magyar Szabványban (12749) szereplő határértékekkel. Színek magyarázata: kék=kitűnő víz, zöld=jó víz, sárga=tűrhető víz, piros=szennyezett víz, fekete=erősen szennyezett víz.

Oldott oxigén [mg/l]	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
2015.03.05.	8,6	9,2	9,6	7,9	7,6	8,4	8,4
2015.06.02.	8,0	8,8	8,6	5,2	8,2	n.a.	9,2
2015.09.14.	8,6	8,8	8,8	8,9	8,6	n.a.	8,7
2015.12.07.	9,0	8,8	9,2	3,4	8,6	8,8	10,0

Oxigéntelítettség [%]	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
2015.03.05.	79,1	78,5	81,0	65,5	67,0	73,4	73,0
2015.06.02.	85,0	97,0	96,6	58,0	92,4	n.a.	99,0
2015.09.14.	89,7	84,0	93,5	92,0	92,0	n.a.	79,0
2015.12.07.	82,4	76,3	79,2	28,4	74,4	74,8	83,5

NH ₄ -N [mg/l]	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
2015.03.05.	0,000	0,010	0,007	0,021	0,022	0,103	0,065
2015.06.02.	0,023	0,054	0,046	0,046	0,155	n.a.	0,186
2015.09.14.	0,007	0,007	0,007	0,108	0,007	n.a.	0,000
2015.12.07.	0,000	0,015	0,031	0,015	0,090	0,310	0,290

NO ₂ -N [mg/l]	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
2015.03.05.	0,006	0,022	0,038	0,004	0,043	0,037	0,040
2015.06.02.	0,000	0,042	0,040	0,006	0,061	n.a.	0,056
2015.09.14.	0,000	0,000	0,000	0,000	0,005	n.a.	0,007
2015.12.07.	0,007	0,023	0,035	0,003	0,044	0,036	0,040

NO ₃ -N [mg/l]	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
2015.03.05.	15,55	17,52	19,27	0,77	15,94	2,17	9,32
2015.06.02.	15,05	17,65	18,09	0,29	13,93	n.a.	8,95
2015.09.14.	12,27	13,49	13,16	3,16	12,55	n.a.	12,40
2015.12.07.	12,92	16,35	16,16	0,19	15,35	1,45	2,80

PO ₄ -P [mg/l]	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
2015.03.05.	0,034	0,055	0,090	0,020	0,196	0,073	0,126
2015.06.02.	0,036	0,073	0,118	0,036	0,230	n.a.	0,226
2015.09.14.	0,035	0,057	0,080	0,400	0,425	n.a.	0,296
2015.12.07.	0,016	0,049	0,067	0,235	0,185	0,089	0,718

Vezetőképesség [μS/cm]	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
2015.03.05.	620	660	760	735	945	855	900

2015.06.02.	410	770	950	1300	1150	n.a.	1150
2015.09.14.	723	856	913	726	1120	n.a.	1143
2015.12.07.	100	580	660	1190	810	840	840

pH	1.	2.	3.	4.	5.	6.	7.
2015.03.05.	8,36	8,49	8,52	8,25	8,43	8,39	8,39
2015.06.02.	8,81	8,74	8,71	8,30	8,71	n.a.	8,75
2015.09.14.	8,64	8,78	8,81	8,91	8,68	n.a.	8,63
2015.12.07.	8,11	8,02	8,00	7,23	7,86	7,88	7,89