

SZAKDOLGOZAT

Szalai Máté

2023

Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Szent István Campus

Környezetmérnök alapképzési szak

A Szilas-patak vízminőség vizsgálata

Belső konzulens: Kruppiné Dr. Fekete Ilona Krisztina

Egyetemi adjunktus

Környezettudományi Intézet, Környezetanalitikai
és Környezettechnológiai Tanszék,
Környezetkémiai Csoport

Készítette: Szalai Máté

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3
2. Szakirodalmi áttekintés	4
2.1. Felszín alatti vizek.....	4
2.2. Felszíni vizek	4
2.3. Vízfolyások.....	5
2.4. A patakok szerepe a vízhálózatban	5
2.5. Szilas-patak	5
2.6. Szilas-patak jelentősége.....	7
2.6.1. Dunával való kapcsolata.....	7
2.6.2. Naplás-tóval való kapcsolata	7
2.6.3. Ökológiai jelentőség.....	8
2.6.4. Gazdasági jelentőség	8
2.6.5. Társadalmi jelentőség.....	8
2.7. EU Víz Keretirányelv	9
2.7.1. A Víz Keretirányelv általános célkitűzései.....	9
2.7.2. A Víz Keretirányelv intézkedései.....	10
2.8. Szilas-patak minőségét befolyásoló események	11
2.8.1. Dunakeszi szennyvíztisztító telep fejlesztése	11
2.8.2. Budapest XVII. kerület, Rákosmente csapadékelvezetés	12
2.8.3. Az M31 autópálya vízelvezetése Nagytarcsa térségében	12
2.8.4. Illegális szennyvízbevezetés a Pólus Center mögött	13
2.9. Vizsgált komponensek.....	14
2.9.1 Nitrát (NO_3^-)	14
2.9.2. Szulfát (SO_4^{2-})	16
2.9.3. Foszfát (PO_4^{3-}).....	17
2.9.4. Ammóniumion (NH_4^+).....	18
2.9.5. Kloridion (Cl^-)	20
2.9.6. Vízkeménység	21
2.9.7. pH érték.....	21
2.9.8. Vezetőképesség	21
2.9.9. Redoxipotenciál.....	22

3. Anyag és módszer	23
3.1. Mintavételezés	23
3.2. A víz összetevőinek meghatározása	25
3.3. Kloridion argentometriás meghatározása	25
3.4. A víz kalcium- és magnéziumion tartalmának, valamint összeskeménységének komplexometriás meghatározása	27
3.4.1. Összes keménység meghatározás	27
3.4.2. Kalciumion koncentrációjának meghatározása	27
3.4.3. Magnéziumion koncentrációjának meghatározása	28
3.5. Foszfát-tartalom meghatározása molekulaabszorpciós módszerrel	28
3.6. Szulfát-tartalom meghatározása turbidimetriás módszerrel	29
3.7. Ammóniumion meghatározása spektrofotometriás módszerrel.....	31
3.8. Nitrát-tartalom meghatározása	32
3.9. Vezetőképesség, redoxipotenciál, pH, hőmérséklet	32
4. Eredmények és értékelésük	33
4.1. Helyszíni mérések	33
4.2. Laboratóriumi mérések	35
4.2.1. Nitrát-nitrogén	36
4.2.2. Ammónium-nitrogén.....	37
4.2.3. Klorid	39
4.2.4. Foszfát-foszfor	40
4.2.5. Szulfát.....	41
4.2.6. Összes keménység, kalcium- és magnéziumion	42
4.3. Eredmények összehasonlítása korábbi eredményekkel	44
5. Következtetések	46
6. Összefoglalás	47
7. Irodalomjegyzék	49

1. Bevezetés

A mai világban egyre inkább felértékelődik az igény arra, hogy jobban megismerjük, tanulmányozzuk, és megértsük a körülöttünk lévő környezetet. Bár ez az igény növekszik, az emberek életvitelében még mindig nem érvényesül kellőképpen a fenntarthatóság elve környezetünk szempontjából. A környezetet számos antropogén hatás károsítja, többek között ipari és mezőgazdasági tényezők miatt. Ezen okokból kifolyólag a környezeti monitoring elengedhetetlen a tudomány minden területén. Az ipar, a mezőgazdaság, és összességében az emberi élet elengedhetetlen fő forrása a víz. A rendelkezésünkre álló vízkészlet azonban aggasztó mértékben fogy, miközben az antropogén szennyezések csak csekély mértékben csökkennek. Emellett a kisvízfolyások, melyek gyakran háttérbe szorulnak a védelmi intézkedések terén, sok esetben teljesen figyelmen kívül maradnak, nem is veszünk róluk tudomást.

Az édesvízi ökoszisztéma kiemelkedő fontossággal bír Magyarországon. Az ország gazdag vízhálózattal rendelkezik, amely a természeti és gazdasági élet számos területén meghatározó szerepet játszik mind a felszínen, mind a felszín alatt. Az Európai Unió kiadta a Víz Keretirányelvet, mely rákényszeríti a tagállamokat felszíni és felszín alatti vizeik védelmére, állapotromlásuk megállítására és állapotuk javítására.

A szakdolgozatban kiemelt figyelmet szeretnék fordítani a kisvízfolyások kiemelkedő jelentőségére, különösen a Szilas-patakra irányulva. A patak vízminőségét különböző vízanalitikai módszerekkel vizsgálva szeretném ráirányítani a figyelmet azokra a tényezőkre, amelyek befolyásolhatják és jellemzik ezt az értékes víztestet. A dolgozat célja, hogy néhány fiziko-kémiai komponens vizsgálatával hozzájáruljon a Szilas-patak állapotának felméréséhez, valamint feltárja ezek lehetséges szennyezőforrásait.

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. Felszín alatti vizek

A felszín alatti vizek olyan vízkészletek, melyek a talajban, kőzetek repedéseiben és üregeiben tárolódnak, és közvetlen kapcsolatban állnak a földfelszínnel, vagy az altalajjal. Oldottanyag-tartalma és minősége nagymértékben függ a talajrétegtől. Általában nagy keménységűek, különösen dolomitos vagy mészköves területeken. Az ország ivóvízellátásának több mint 95%-a felszín alatti vizekből származik. Ezenkívül számos termál-, és gyógyfürdők medencéinek feltöltését is ezen kutak biztosítják. Emellett ipari és mezőgazdasági felhasználásban is jelentősen nagy szerepük van. A felszínalatti vizek főbb típusai a talajvíz, a rétegvíz, a parti szűrészű víz, a rétegvíz, a karsztvíz és a termálvíz.[1; 2; 3]

2.2. Felszíni vizek

A felszíni vizek olyan természetes vagy mesterséges víztározók, amelyek a föld felszínén találhatóak. Ezeket lehet csoportosítani állóvizekre és folyóvizekre.

A felszíni víz kémiai minőségét a vízgyűjtő geológiai felépítése határozza meg, amelyen keresztül folyik, miközben kémiai minősége kialakul. Bár összetétele hasonló az alatta lévő talajvízhez, oldott sótartalma alacsonyabb, 200-500 mg/L között ingadozik. A felszíni vizek kémiai összetételük alapján a következőképpen osztályozhatók:

- vízfolyás
- állóvíz
- tengervíz

Ezen víztározóknak nagy jelentősége van Magyarországon is. Kulcsfontosságú szerepet játszanak az ivóvízkészlet biztosításában, különösen a Duna és a Tisza. A felszíni vizek nem csak ivóvízként szolgálnak, hanem energia előállításra is használjuk őket. A Dunán például számos vízerőmű található, melyek hidroelektromos energiát állítanak elő, ez megújuló energiaforrásnak minősül.

Ezek a vizek otthont adnak különféle növény- és állatfajoknak, hozzájárulnak az ökológiai egyensúly fenntartásához, valamint mezőgazdasági szempontból is kiemelkedő jelentőségük van. [3; 4]

2.3. Vízfolyások

A vízfolyások vize a hidrogeológiai földterületen összegyűlő csapadékvízből, a talajból kiszivárgó és a mesterégesen kitermelt vízből tevődik össze. A felszíni vizek érintkeznek a talajjal, melyből jelentős sôt oldanak fel, ezért összetételükben hasonlóak a talajvizéhez, de a minőségük között mégis lényeges különbség van. A vízfolyások jelentős mennyiségű szervesanyagot tartalmaznak, melyet nagymértékben növelnek a bevezetett települési szennyvizek és egyéb antropogén hatások. A folyóvizek kémiai összetételét a vízgyűjtő terület nagysága, a csapadék mennyisége, a talaj minősége, az évszak, a hőmérséklet, valamint a folyószakasz mentén telepített ipari és mezőgazdasági létesítmények, továbbá a befolyó kommunális szennyvíz befolyásolja.[3; 4]

2.4. A patakok szerepe a vízhálózatban

A patakok kiemelkedő fontossággal bírnak a vízhálózatban. Ezek az apró vízfolyások összegyűjtik és továbbítják az édesvizet a nagyobb folyókba és tavakba. Emellett a patakok hozzájárulnak a vízminőség fenntartásához is, mivel mozgásban tartják és oxigénnel dúsítják a vizet. Ez kulcsfontosságú az élőlények életében és a vízi ökoszisztéma fenntartásában.

Az édesvízi ökoszisztéma sokféle élőlényt és növényt tartalmaz, amelyek fontos szerepet játszanak az ökológiai egyensúly fenntartásában. A folyók és patakok élővilága gazdag és változatos, beleértve a halakat, rákokat, kagylókat és vízínövényeket is. Ezek az élőlények nemcsak a vízi ökoszisztémán belül fontosak, hanem táplálékforrást is jelentenek az emberek és más állatok számára.

Az édesvízi ökoszisztéma gazdasági szempontból is kiemelkedő fontossággal bír Magyarországon. A patakok és folyók hozzájárulnak az ivóvízellátáshoz, az öntözéshez és az energiatermeléshez. Továbbá, a halászat és a turizmus is jelentős bevételi forrásokat biztosítanak az édesvízi ökoszisztémával kapcsolatos tevékenységek révén.

2.5. Szilas-patak

A Szilas-patak egy magyarországi vízfolyás, amely a Gödöllői-dombságban, Kerepes közelében két forrásból ered, az egyik Kerepestől nyugatra a 248 méter magas Látó-hegy aljánál, a másik Kerepestől délkeletre a 288 méter magas Hüdői-hegy lábánál található. A patak ezután Szilasligeten, Kistarcsán és Nagytarcsán keresztül folyik, mielőtt éles kanyart vesz Cinkota felé. Végül az M0 -s autópálya alatt halad át, és a Budapest Káposztásmegyer városrészében található, 1978-ban épített Naplás-tóba ömlik.

A Naplás-tótól mesterséges csatornákat hoztak létre, hogy annak vizét Mátyásföldön, Rákospalotán és Káposztásmegyeren keresztül irányítsák, majd a Megyeri-erdőben a Mogyoródi-patakba ömlik.

Nagytarcsa közötti, nagyrészt észak-déli irányú völgye a kavicstakaró és a homok határán alakult ki. Nagytarcsától a völgy délnyugatnak, majd a Cinkotai-erdőnél északnyugatnak fordul, és átvág egy újabb kavicstakarót. Cinkota és Rákosszentmihály között két terasza alakult ki.

A Megyeri-erdő alatt a Szilas-patakba beömlik a Mogyoródi-patak, s a két vízfolyás mintegy másfél kilométert tesz meg a Duna árterén, majd a Dunába torkollanak. Mielőtt a két patak találkozna, a Pesti-síkság legidősebb hordalékkúp-kavics szintjét (átlagosan 180-250 térszín feletti magasság) fogja közre. Ezen a vidéken gyakran találkozhatunk mély eróziós völgyekkel és vízmosásokkal. A Szilas-patak vízgyűjtő területe, beleértve a Mogyoródi patakot is, összesen 169 km², míg a Mogyoródi nélkül csupán 85 km². A területet főként a pleisztocén korból származó laza homokos-kavicsos üledék borítja, ezért a patak rendkívül alacsony lefolyású, mindössze 2 liter/másodperc négyzetkilométerenként.

Nedves időben, nagyobb záporok után ez az érték 250 liter/másodpercet is elérhet. Amikor heves árvize találkozik a Mogyoródi-patakéval, a vízhozam meghaladhatja a 28 köbméter/másodpercet is. A medrét csak 5 köbméter/másodperces maximális vízhozamra építették ki, s régebben a torkolata közelében gyakran okozott nagy elöntéseket. Ezért az utolsó 3,6 kilométeres szakaszát gátak közé szorították.

A Rákos-patak 1963-as pusztító áradása után nagyszabású partrehabilitációs munkálatokra volt szükség a Rákos- és a Szilas-patak mentén egyaránt. Ennek eredményeként alakult ki a Naplás-tó, és a Szilas-patak Rákospalotai szakaszán szilárd burkolatú meder. A beavatkozás szükségességét tovább fokozta a Rákospalota központjában lévő Énekes utcai, valamint Rákosszentmihály partja közelében található Káposztásmegyeri lakótelepeken megvalósult jelentős beruházások.[6; 7]

2.6. Szilas-patak jelentősége

2.6.1. Dunával való kapcsolata

A Duna folyó mentén több nagyváros található, amelyek jelentős részben a folyóból nyerik az ivóvizüket. Budapest, Magyarország fővárosa is a Duna partján helyezkedik el, és a város ivóvízellátásának jelentős része a Duna vízből származik. A vízszolgáltató rendszerek kiépítése és karbantartása kiemelt fontossággal bír, hogy a lakosság biztonságos és megbízható ivóvízhez jusson.

A hidrológiai rendszerek, különösen a vízhálózatok, rendkívül komplex struktúrákat képviselnek. Azzal, hogy egy folyót védünk, nem nyújt teljeskörű védelmet. Az adott folyót számos kisebb vízfolyás és patak táplálja, melyek a folyamatos hidrológiai kölcsönhatás révén egymással összekapcsolódnak. Ezen kisvízfolyások és patakok szennyezettsége esetén a kontamináció könnyen terjedhet, súlyosbítva ezzel a teljes vízhálózat szennyeződésének veszélyét. Ezen megfontolások alapján a vízhálózatok ökológiai szempontból való megőrzése és fenntartása érdekében a regionális vízfolyások és patakok együttes vizsgálata és védelme kiemelt fontosságú.

Szakedolgozatom során a Szilas-patakot vizsgáltam, mely a Dunába torkollik. A Szilas-patak, mint a Duna egyik hozzájárulója, kritikus szerepet játszik a regionális vízhálózatban. Ennek következtében a Szilas-patak hatékony védelme nem csupán a helyi, hanem a Duna egészét érintő ökológiai szempontból is kardinális fontosságú.

A patak szennyezettsége vagy más káros hatások a vízminőségére a Dunához vezető úton keresztül könnyen terjedhetnek. Ennélfogva a Szilas-patak alapos vizsgálata és megfelelő védelmi intézkedéseinek bevezetése hozzájárulhat a Duna vízminőségének megőrzéséhez is.[6; 7]

2.6.2. Naplás-tóval való kapcsolata

A Naplás-tó hivatalos neve Szilas-pataki árvízvédelmi tározó. Nevét onnan kapta, hogy 1970-es években a Szilas-patak duzzasztásával hozták létre mesterségesen Cinkotán. A tó Budapest legnagyobb kiterjedésű állóvize, 1997 óta pedig természetvédelmi területként van nyilvántartva. 2021-ben a város legnagyobb helyi jelentőségű védett területe.

A Szilas-patak tehát közvetlen kapcsolatban áll a Naplás-tóval, mely ökológiai és turisztikai jelentőségű vízbázis.

A tó és környéke számos állat- és növényfajnak ad otthont, mint például a rétisas (*Haliaeetus albicilla*), a fekete gólya (*Ciconia nigra*), a barna ásóbéka (*Pelobates fuscus*), a pettyes gőte (*Triturus vulgaris*), a mocsári teknős (*Emys orbicularis*), ezen kívül számos tölgyes és akácos.[8; 9; 10]

2.6.3. Ökológiai jelentőség

A Szilas-patak rendkívül fontos ökológiai szerepet tölt be a térségben. A patak mentén található élőhelyek sokfélesége lehetővé teszi a különböző növény- és állatfajok fennmaradását, kedvező környezetet teremt a vízi élőlények számára, például a zsombéksás (*Carex elata*), a bugás sás (*Carex paniculata*), a fekete ribiszke (*Ribes nigrum*), a kislepke hangyabogáncs (*Jurinea mollis*). Emellett a patak partján található növényzet és erdők fontos szerepet játszanak az éghajlat szabályozásában és a talajvíz megőrzésében.

Budapest XV. kerületén átfolyó részén, az újpalotai lakóteleptől nem messze, a patak jobb partján található a Nagy-turjános, egy hajdani mocsár maradványa. Ezt a XV. kerületi önkormányzata 1993-ban helyi védelem alá helyezte. Itt többek között több száz éves mandulalevelű fűz (Salix triandra), zsombéksás (*Carex elata*) és nád (*Phragmites australis*) található.[12; 13; 14]

2.6.4. Gazdasági jelentőség

A Szilas-patak gazdasági szempontból is jelentőségét mutatja. A patak partján található termőföldek lehetőséget nyújtanak a mezőgazdasági tevékenységekre. A patak vize is kihasználható öntözésre. Emellett a patak turisztikai vonzerőként is szolgál a természetkedvelők számára.

2.6.5. Társadalmi jelentőség

A Szilas-patak társadalmi szempontból is kiemelkedő jelentőséggel bír. A patak és környezete lehetőséget nyújt a lakosság számára a kikapcsolódásra és rekreációra. A szabadidős tevékenységek, mint például a kirándulás, a kerékpározás, futás és a piknikezés, népszerűek a helyiek és a turisták körében egyaránt. Emellett a patak mentén található területek fontos közösségi találkozóhelyek, amelyek elősegítik a közösség összetartását.

A Szilas-patak kiemelkedő jelentősége miatt létfontosságú a védelme, mégis sajnálatos módon a kisvízfolyások nem kapnak megfelelő figyelmet. Az Európai Unió által meghatározott vízkeretirányelv azonban igyekszik előmozdítani a patak védelmét, és kikényszeríteni a szükséges intézkedéseket.

2.7. EU Víz Keretirányelv

Az Európai Unió által 2000-ben elfogadott Víz Keretirányelv célja volt, hogy 2015-re a felszíni és felszín alatti víztestek jó állapotba kerüljenek.

Az ezredfordulón az Európai Unió ambiciózus programot indított útjára, hogy vizeinkkel fenntartható módon és korunk természetvédelmi értékeivel összhangban gazdálkodjon. Ez a terv a meglévő gazdasági szabályozásokon és szociális megállapodásokon alapult. A program jogi alapjának biztosítása érdekében 2000-ben kiadták a Víz Keretirányelvet. Az irányelv célja volt, hogy 2015-re elérjük a felszíni és felszín alatti víztestek "jó állapotát".

A Víz Keretirányelv végrehajtásának irányításáért Magyarországon a Belügyminisztérium felel. [15]

2.7.1. A Víz Keretirányelv általános célkitűzései

Az Európai Parlament és a Tanács 2000.október 23-i 2000/60/EK irányelvéből idézve:

- „megakadályozza a vízi ökoszisztémák, és - tekintettel azok vízszükségletére - a vízi ökoszisztémáktól közvetlenül függő szárazföldi ökoszisztémák és vizes élőhelyek további romlását, védi és javítja állapotukat;
- előmozdítja a rendelkezésre álló vízkészletek hosszú távú védelmére alapozott fenntartható vízhasználatot;
- fokozottan védi és javítja a vízi környezetet, többek között az elsőbbségi anyagok bevezetéseinek, kibocsátásainak és veszteségeinek fokozatos csökkentésére, továbbá a kiemelten veszélyes anyagok bevezetéseinek, kibocsátásainak és veszteségeinek megszüntetésére vagy fokozatos kiiktatására irányuló specifikus intézkedésekkel;
- biztosítja a felszín alatti vizek szennyezésének fokozatos csökkentését és megakadályozza további szennyezésüket;
- hozzájárul az árvizek és aszályok hatásainak mérsékléséhez.”

Az Európai Unió szabályozásainak célja az volt, hogy biztosítsa az EU tagállamainak kötelezettségét a vízfolyások és állóvizek ökológiai és kémiai állapotának megőrzésére vagy javítására, valamint a felszín alatti víztestek kémiai és mennyiségi állapotának fenntartására. Ezek a szabályozások hozzájárulnak a vízi ökoszisztémák egészségének megőrzéséhez és a vízforrások fenntartható használatához az EU területén. A kívánt "jó állapot" elérése érdekében szükséges intézkedéseket szoros összhangban kell tervezni a vízkárok csökkentését célzó tevékenységekkel, valamint más településfejlesztési és területfejlesztési kezdeményezésekkel. [15]

2.7.2. A Víz Keretirányelv intézkedései

Azon vízgyűjtők esetében, ahol a vízhasználat hatásai országhatárokon átnyúlnak, ebben az irányelvben meghatározott környezeti célok eléréséhez szükséges követelményeket kiemelten a vízgyűjtő terület egészén kell koordinálni minden intézkedési program esetében. Az EU határain kívül elterülő vízgyűjtők esetében a tagállamoknak aktívan törekedniük kell a koordinációra az érintett nem-tagállamokkal.

A vízgyűjtő jellemzőinek és az emberi tevékenységek hatásainak részletes elemzése, valamint a vízhasználat gazdasági vizsgálata elengedhetetlen. A tagállamoknak kötelességük rendszeresen és összehasonlítható módon monitorozni a vizek állapotának javulását.

A tervek összehangolása kizárólag akkor lehetséges hatékonyan, ha az érintett területen élő lakosok, az önkormányzatok, az illetékes intézmények és a területen működő különböző érdekcsoportok részt vesznek az intézkedések tervezési folyamatában. A víztestek megóvása és folyamatos javítása közérdekű, és nem csupán az államnak és közigazgatási intézményeknek, hanem az állampolgároknak is törvény által előírt kötelezettsége.

A keretirányelv minden felszíni víztípusra megállapítja a típusra jellemző hidrológiai-hidromorfológiai és fizikai-kémiai feltételeket, melyet össze lehet vetni a jogszabályban lévő táblázat szerint meghatározott „kiváló” állapothoz tartozó értékekkel.

A tagállamok gyűjtik és fenntartják azokat az információkat, amelyek a vízgyűjtő területek felszíni víztestét potenciálisan érő jelentős antropogén terhelésekről szólnak, beleértve ezek típusát és nagyságát is.[15]

Annak ellenére, hogy a vízkeretirányelv érvényben van, továbbra is fennállnak olyan antropogén tényezők, amelyek befolyásolják a patak minőségét. Ezek közé tartoznak illegálisan létrejött potenciális szennyezőforrások, valamint legálisan létrejött tényezők, amelyek ugyan kisebb mértékben, de hozzájárulnak a patak szennyezettségéhez.

2.8. Szilas-patak minőségét befolyásoló események

2.8.1. Dunakeszi szennyvíztisztító telep fejlesztése

Egy 2020 októberében kiadott dokumentum az 2019 szeptemberében elkészült dokumentáció felülvizsgálatát tárgyalja, amely a Dunakeszi központú szennyvízelvezetési agglomerációval, különös tekintettel a dunakeszi szennyvíztisztító teleppel kapcsolatos. A dokumentáció az 2019-es állapot releváns adatain alapul, mind a Központi Statisztikai Hivatal (KSH) által, mind az önkormányzati és üzemeltetői adatszolgáltatások tekintetében. Az előzőleg elkészített dokumentáció felülvizsgálata szükségessé vált, egyrészt, mivel több önkormányzat jelentős eltéréseket jelezett a KSH adataival kapcsolatban, másrészt pedig a szennyvíztisztító telep terhelése tekintetében a SAMSUNG SDI Hungary kommunális szennyvízelvezetési megoldásában koncepcionális változás következett be.

A tisztított szennyvíz végső befogadója a Duna (1648,5 fkm szelvénye). Jelenlegi állapot szerint a tisztított szennyvíz kb. 700 méter hosszú, zárt csővezetékeken vezetik el az Óceán-árok (1+615 fkm) szelvényébe. Innen az Óceán-árok medrén keresztül jut el a Mogyoródi patak (2+431,5 fkm) szelvényébe, amely a Szilas-patakba torkollik (0+889 fkm szelvény). Végezetül a Szilas-patak medrén keresztül a Duna (1648,5 fkm) szelvényébe torkollik.

A közvetlen- és közvetett befogadók vízminőségének és hidraulikai viszonyainak megismeréséhez helyszíni méréseket alkalmaztak, felállítottak egy koncentrációprofil, melyben megállapították, hogy bizonyos vízminőségi paraméterek tekintetében a tisztított szennyvíz hígító hatást gyakorol a befogadók vizére. $\text{NH}_4\text{-N}$ esetén a víz bevezetése a Szilas-patakon kisvíz esetén csökkenést, középvíz esetén enyhe koncentrációnövekedést okoz. A BOI_5 érték negatív irányba billenne a bevezetés által, az ő számításuk szerint a Szilas-patak enélkül is „rossz” minősítést kapna, tehát osztályhatár átlépés nem történik. Az OKIR adatai szerint viszont az érték átlaga a torkoltnál 9,6 mg/L, mely a „jó” kategóriába tartozik.

A felmérések alapján határérték szigorítása nem indokolt egyik szennyező tekintetében sem. Javasolták, hogy nagyobb hangsúlyt kell fordítani arra, hogy a tisztított víz oldott oxigénben dús legyen, ezzel segítve a BOI₅ további csökkenését. KOI esetén pedig azt javasolták, hogy az előírt 75 mg/L határérték helyett felső határként tartsák a 70 mg/L-t, ezzel meggátolva a patak alsó szakaszán előfordulható vízminőség-romlást.

Mérési eredményeként kimutatták, hogy a patak által szállított ammónium csak kis részét képezi a szennyvíztisztító által okozott terhelésnek.[16]

2.8.2. Budapest XVII. kerület, Rákosmente csapadékelvezetés

A kerületben a csapadékvíz-elvezetést biztosító rendszer karbantartása és szükség esetén felújítása a tulajdonviszonyoktól függően az Önkormányzat, bizonyos esetekben az FCSM Zrt., vagy a Fővárosi Önkormányzat felelősségi körébe tartozik. A csatornahálózat elválasztott rendszerű, azaz a szennyvíz és a csapadékvíz elszállítása külön történik, általában nyílt árkokon keresztül. A csapadékvizek a kerületből a Rákos-patakba és a Szilas-patakba kerülnek elvezetésre az FCSM Zrt. információi szerint.[17]

2.8.3. Az M31 autópálya vízelvezetése Nagytarcsa térségében

A Szilas-patak Nagytarcsai mellékágának vízgyűjtőjét keresztező 2x2 sávú autópálya első szakasza jelentős mértékben módosítja a természetes lefolyási viszonyokat. Ennek következtében a pálya-víztelenítés egyik célja az útpálya felett gyülemelő terepi vizek kártétel nélküli átvezetése a patakmederbe, amit övárkok, talpárkok, átereszek és kőrákatok alkalmazásával valósítanak meg. Mivel a patak vízjárása erősen ingadozó, egy árvíztározó létesítése is szükségessé vált a szakaszon, hiszen árvíz esetén a völgy víz alá kerülhet, előtéssel fenyegetheti Nagytarcsa községét is. Az Víz Keretirányelv rendelkezéseinek figyelembevételével megállapítható, hogy az árvízcsúcs-csökkentő tározó és annak lehetséges fejlesztése, ideértve az állandó víztartású tározót is, nem hordoz veszélyeket a patak kiváló ökológiai állapotára nézve.

Az autópálya 5,85 km-es szakasza esik a Szilas-patak vízgyűjtő területére. Az út teljes szélessége 26,60 méter.

A vízelvezetés három szakaszban történik, a pályáról érkező csapadék összegyűjtése és elvezetése, a földmű víztelenítése, illetve az autópálya által módosított lefolyású terepi vizek elvezetése. A terepi vizek gyűjtése és károsításmentes elvezetése árkokkal, átereszekkel és energiatörő kőrákatokkal valósul meg.

A területéről érkező vizek hatékony összegyűjtésére övárokokat használnak. Ezek az övárokok egységesen 0,4 méteres fenékszélességgel és 1,5-ös rézsűhajlással rendelkeznek, kivitelezésük során pedig előre gyártott betonlapokat alkalmaznak. Az övárokok fő szerepe az, hogy megakadályozzák a területről származó vizek bejutását az autópálya árkába. Ennek köszönhetően lehetőség nyílik az autópályára lehulló csapadékvíz és a tisztább, szennyeződésmentes terepi víz elkülönítésére. A burkolatra lehulló csapadékvizet egy 2,5 méter sugarú csészeszelvényű árok gyűjti össze a pálya mellett. Az árok szélessége 2,5 méter, és ugyancsak előre gyártott betonlapokból épül. Az árok kapacitása és terhelése alacsonyabb, mint az övároké.

Az autópálya aszfaltburkolatán összegyűlő, csapadékvíz által továbbított szennyeződések nem kerülhetnek közvetlenül az élővizekbe. Ennek érdekében tisztító- és ülepítő műtárgyak elhelyezése elengedhetetlen a bekötés előtt. Az ülepítő műtárgy hatékonyan összegyűjti a patakba kerülő hordalékot, így megakadályozva további szennyeződések kerülését. A műtárgyban a meder szélesedik, a víz sebessége csökken, és az alacsonyabb energia a vizet arra kényszeríti, hogy a hordalékát lerakja.

A tisztító műtárgy egy perlites olajfogó, amit az árokba helyeznek. A perlit hatékonyan köti meg a víz felszínén lebegő olajat, és rendszeres tisztításra, cserére van szükség. Az árkot nem lehet közvetlenül a patakba bekötni, mivel a biológiai élőhely védelmét szem előtt tartva meg kell őrizni annak integritását.

Az árvíz elkerülése érdekében épített gát 11,36 méter széles, 1,87 méter magas, melyen egy 3 méter széles 50cm magas bukó alakítható ki. Képes a hordalékot összegyűjteni, így az már nem terheli a patak medrét. A gát az autópálya építése során feleslegesen megmaradt agyagból épült.[18]

2.8.4. Illegális szennyvízbevezetés a Pólus Center mögött

A Magyar Kétfarkú Kutya Párt 2022.10.18-án kiadott egy cikket, miszerint Újpalotán a Pólus Center mögött feltehetőleg illegális szennyvíz ömlik a Szilas-patakba. Civil összefogásból 9 magánszemély vizsgálatot indítványozott a víz biológiai szennyezettségének vizsgálatára. Ezt a vizsgálatot akkreditált körülmények között végezték.

A mérés során bebizonyosodott, hogy a területen Enterococcus, Coliform és E.coli baktériumtörzsek szennyezik a patak vizét.

Mindhárom baktériumtörzs határértéke 0 TKE/100ml (telepképző egység 100ml vízben), ennek ellenére Enterococcusból 150, Coliformból 300+, E.coliból pedig 150 TKE/100ml egységet mértek. Összes baktérium telepszámból 10000+ TKE/100ml volt a mérési eredmény, a határérték 400 TKE/100ml.[19]

A patak természetes és emberi tevékenységek által kiváltott szennyezettségének alapos megértése elengedhetetlen. Mivel a patak környékén számos mezőgazdasági művelet zajlik, szennyvíz kifolyásokat vezetnek be több helyen, és a közlekedés is szerepet játszik a területen, fontos kiemelni és vizsgálni az ebből eredő potenciális szennyezőforrásokat.

2.9. Vizsgált komponensek

2.9.1. Nitrát (NO_3^-)

A nitrát 1 nitrogénből és 3 oxigénből álló szervesetlen, összetett anion, negatív töltéssel rendelkezik. A salétromsav konjugált bázisa. Moláris tömege 62 g/mol.

Majdnem minden szervesetlen nitrát só magas vízdékonysággal rendelkezik, vízben való oldódásuk során színtelen, szagtalan és íztelen jellegűek. A nitrogén, amely a Föld légkörének 78%-át alkotja, a természetes biológiai körforgás során keletkezik nitrát formájában.

A nitrát és nitrit okozta elsődleges egészségügyi probléma a methemoglobinémia. Ebben a folyamatban a szervezetbe bevitt nitrát a gyomorban nitritté alakul, amely aztán methemoglobinná alakítja a hemoglobint, mely felelős az oxigénszállításért. A methemoglobin nem képes hatékonyan oxigént szállítani, amint koncentrációja eléri a normál hemoglobin 10%-át, oxigénhiány léphet fel. 25% methemoglobin koncentráció felett gyengeség és szapora pulzus jelentkezik, 50-60% esetén eszméletvesztés, kóma, illetve végül halál következik be. A normál methemoglobin szint 3 hónapos kor alatti csecsemőknél 3%, míg egy átlagos felnőtt szervezet esetében 0,5-2%.

A 3 hónaposnál fiatalabb csecsemők különösen érzékenyek a methemoglobinémiára, mivel alacsony gyomorsavtermelés miatt a bélbaktériumok nagyobb arányban alakítják a nitrátot nitritté. Ezen kívül a magzati hemoglobin könnyebben oxidálódik methemoglobinná, és a csecsemők szervezetében még nem áll rendelkezésre elegendő mennyiségű "metHb reduktáz" enzim, amely képes visszaalakítani a methemoglobint hemoglobinná.

A terhesség alatti nitrátbevitel számos terhességi kimenetel kockázatát növeli, beleértve a spontán abortuszt, magzati halálozást, koraszülést, méhen belüli növekedési retardációt, veleszületett rendellenességek, valamint újszülöttkori halálozást.

A legtöbb korai epidemiológiai vizsgálat a gyomorrák halálozásáról szólt, és a halál időpontjával párhuzamos expozíciós becsléseket használt. Az eredmények vegyesek voltak, néhány tanulmány pozitív asszociációkat mutatott, sok nem mutatott összefüggést, és néhány fordított asszociációt mutatott.

Állatkísérletek azt mutatják, hogy a nitrát nagy dózisban történő lenyelése versenyképesen gátolhatja a jódfelvételt és a pajzsmirigy hipertrófiáját idézheti elő.

A nitrát természetes módon részt vesz a nitrogén-körforgalmakban. Nitrifikáció során a nitrifikáló baktériumok a közegben lévő ammóniát először nitrissé, majd nitráttá oxidálják. Ehhez elengedhetetlen megfelelő mennyiségű foszfát, oldott oxigén és megfelelő kation (nátrium vagy kalcium). A kation lesz az a komponens, ami képes megkötni a keletkező salétromsavat és salétromossavat, mellyel meggátolják a környezet elsavanyodását.

Az elmúlt század vége óta az emberi tevékenységek által kibocsátott nitrogén jóval meghaladja az összes egyéb forrásét együttesen. Ennek következtében a nitrogén-ciklus természetes egyensúlya felborult.

A nitrogéntartalmú vegyületek (trágyák, hígtrágyák, műtrágyák, szennyvíz, szennyvíziszap, rovarirtószerek) kijuttatása a művelt területekre folyamatos diffúz (nagy területre kiterjedő) környezetterhelést jelent, és a fosszilis energiahordozók elégetése során, melléktermékként is kikerülhetnek a környezetbe. A nitrát szennyezés legfőbb diffúz forrása az agrárterületekről származó elfolyás, az utak, külvárosi területek vízelvezetése, valamint az eső által szállított nitrogén. Pontforrásokat jelentenek a szennyvízülepítő tartályok és a megrongálódott, szivárgó szennyvízcsatornák.

A nitrát erősen vízdékony, és nem tud erősen kötődni a talajhoz, így a növények által fel nem vett mennyiség elszivároghat a talajvízbe vagy a folyókba. Ennek a folyamatnak az erőssége a talaj szerkezetétől (vízvezető-képesség, porozitás) és kémiai jellemzőitől függ.[20; 21; 22; 23; 24; 25; 38; 62]

2.9.2. Szulfát (SO_4^{2-})

A szulfát 1 kénből és 4 oxigénből áll, szabályos tetraédert formálva. Szervetlen, összetett anion, negatív töltéssel rendelkezik. Moláris tömege 96 g/mol.

A szulfát, mint a vízi környezetben gyakori anion, széles körben elterjedt a különböző természeti környezetekben, és fontos szerepet játszik a biogeokémiai ciklusokban. Az oldott szulfátot különböző vízinövények, gombák, és algák képesek hasznosítani kénforrásként. Anaerob viszonyok között szulfátredukáló baktériumok a szulfátot kén-hidrogénné (H_2S) redukálják. A vízi környezet állandó összetevőjeként azonban gyakran elhanyagolják szennyezési problémáját. Az utóbbi években az iparosodás és az urbanizáció fejlődésével a vizes környezet szulfátszennyezése egyre szembetűnőbbé vált.

Ha az emberi szervezet túlzott mennyiségű szulfátot vesz fel, számos betegséget okoz, pl. hasmenést, kiszáradást és gyomor-bélrendszeri rendellenességeket. A vízben lévő szulfát bizonyos körülmények között mérgező anyaggá alakulhat, ami a vízi növényekben az alapvető fémek elvesztését és az eredeti ökohidrológiai funkció megváltozását eredményezheti.

A vízben oldott szulfát elsősorban természetes és antropogén forrásokból származik. A természetes források közé tartozik a szulfátásványok (pl. gipsz) oldódása, a szulfid ásványok oxidációja (pl. pirit), a csapadék és a vulkáni tevékenység és még számos tényező. Az antropogén források közé tartozik a szennyvíz beszivárgása, műtrágyák, szintetikus mosószerek, ipari szennyvíz és bányászati vízelvezetés. Ezenkívül a felszín alatti vizek túlzott kiaknázása felgyorsítja a szulfátszennyezést, valamint kimutatták, hogy a szulfát magas koncentrációja édesvízi gerinctelenek halálát okozza.[26; 27; 28; 62]

Savas szulfát talajok, más néven szulfidikus üledékek, akkor alakulnak ki, amikor a szulfát redukáló baktériumok a szulfátiont használják az anaerob légzés során terminális elektron akceptorként. Ennek a reakciónak a légzőrendszeri végeredménye a hidrogén-szulfid. A szulfid ezután reakcióba lép a vas (és egyéb fémek) részecskéivel, és olyan ásványi szulfidokat hoz létre, mint például a pirit. A szulfidikus üledékek oxidációja (például egy víztest részleges lecsapolása révén) környezeti problémákat okozhat, ideértve a savasodást, az oxigénhiányt és a nehézfémek mobilizációját.

A szulfát koncentrációjának növelése a víztestben szintén megzavarhatja az üledék biogeokémiai folyamatait és ezáltal az ökológiai állapotot. Például a szulfátredukció szerepet játszik a higany metilációjában a vizes élőhelyek üledékeiben. A szulfátkoncentráció növekedése szintén szerepet játszik a belvízi foszfor mobilizálása révén történő eutrofizációjában. A szulfid elég erős redukálószer ahhoz, hogy megkönnyítse a szilárd vas ásványok redukálását oldott vasionokká egyidejű foszfor felszabadulással.[29; 30; 62]

2.9.3. Foszfát (PO_4^{3-})

A foszfát 1 foszforból és 4 oxigénből áll, szabályos tetraédert formálva. Szervetlen, összetett anion, negatív töltéssel rendelkezik, a foszforsav sói. Moláris tömege 95 g/mol.

A foszfátok a foszfor oxidjai, és ez az egyik leggyakoribb vízszennyező anyag. A foszfor a tizenegyedik leggyakrabban előforduló elem a Föld felszínén, és leggyakrabban foszfátként található meg.

A világszerte termelt összes foszfát körülbelül 5%-át mosó- és tisztítószerekben használják fel. A foszfát kémiai formája a mosószerekben túlnyomórészt pentanátrium-trifoszfát. A vízben található foszfát két fő forrása természetes és antropogén tevékenységből ered. A természetes forrás magában foglalja a foszfát kimosódását a kőzetlerakódásokból, az antropogén tevékenységek pedig a tisztítószeres használatát, a szerves hulladékok lebontását, a mezőgazdasági elfolyásokat és az ipari szennyvizeket. A műtrágyák nagy mennyiségű foszfátot tartalmaznak, és lefolyás vagy talajerózió révén kerülnek a vízbe.

A foszfor fontos tápanyag a növények növekedéséhez, az egyik legfontosabb tápanyag, amely hozzájárul a tavak és más természetes vizek fokozott eutrofizációjához. Ez számos vízminőségi problémához vezetett, beleértve a megnövekedett tisztítási költségeket, az állatállomány elvesztését és az algatoxinok lehetséges szubletális hatásait az eutróf vízkészleteket használó emberekre. A mezőgazdasági munkálatok negatív hatással lehetnek a felszíni vizekre és a vízminőség romlására, különösen vidéki környezetben. Mivel a mezőgazdaság a vidéki területek fő tevékenysége, a műtrágyák, például a nitrogén-foszfor-kálium, a trágya használata széles körben alkalmazzák a mezőgazdasági területeken a termés hozam javítására, ezáltal veszélyeztetve a vízforrások minőségét. Ezen kívül szintetikus mosószerek alkalmazásával polifoszfátok juthatnak a vizekbe, melyek ortofoszfátokká redukálódnak.

A fokozott foszfátszint hatására a vízgyűjtőkben eutrofizációs folyamatok indulnak el, mely serkenti az alga növekedést. Ahogy az algák elpusztultak, különböző mikroorganizmusok lebontják azokat, ezzel fogyasztva az oldott oxigént. Ennek következtében a folyó nem képes fenntartani a vízi élővilágot, mivel anaerob körülmények alakulnak ki. Az ilyen anaerob környezet szeptikus hatást vált ki a vízből, megváltoztathatja annak színét, csökkentheti a stabil ásványi anyagok mennyiségét, és kellemetlen szagokat eredményezhet oxidációs folyamatok során.

A szervezetben túlzott mennyiségben felhalmozódott foszfát foszfáttoxicitáshoz vezet, mely számos sejt- és szöveti sérülést okozhat. A foszfáttoxicitás szorosan összefügg a kardiovaszkuláris meszesedéssel, valamint fokozza a tüdődaganatok növekedését.[31; 32; 33; 34; 62]

2.9.4. Ammóniumion (NH_4^+)

Az ammóniumion 1 nitrogénből és 4 hidrogénből áll. Szervetlen, összetett kation, pozitív töltéssel rendelkezik. Moláris tömege 95 g/mol.

Az ammónium egy viszonylag nagy mobilitással rendelkező szervetlen szennyező, melynek mobilitása szorosan kapcsolódik az agyagokkal történő kationcserén alapuló adszorpcióhoz. Ennek az adszorpciónak a foka számos tényezőtől függ, ideértve a pH-t, a hőmérsékletet, a páratartalmat, a nitrifikációs folyamatokat, valamint az illékonyságot, amely a környezeti hőmérséklettől és pH-tól függ. Az adszorpció jelentősen lassítja az ammónium mobilitását a vízáramlás átlagos sebességéhez képest.

Az ammónia két formában található meg a vizekben: szabad ammóniaként és ammónium formájában. A víz pH-értéke határozza meg a vízben lévő szabad ammónia és ammónium arányát. Ez a kémiai arány különösen fontos az élőlények számára, mivel a szabad ammónia erőteljes mérég.

Az ammónia és az ammóniumion százalékos megoszlását pH függvényében az alábbi táblázatban ábrázolom:

1.Táblázat: Az ammónia és az ammóniumion százalékos megoszlása pH függvényében
(Forrás: Saját készítés)

pH	6	7	8	9	10	11	12
NH ₃	0	1	4	25	78	96	100
NH ₄ ⁺	100	99	96	75	22	4	0

Az ammónium koncentrációját természetesen csökkenthetik a nitrifikációs folyamatok, melyeket a nitrifikáló mikroorganizmusok aktivitása vezérel. Ezek a folyamatok aerob körülmények között zajlanak, és akár anoxikus üledék környezetekben is folytatódhatnak.

A nitrogénkörforgást figyelembe véve megállapítható, hogy a nitrifikáció során a nitrifikáló baktériumok a vizekben lévő ammóniát nitritté, majd nitráttá oxidálják, és szerves anyagot szintetizálnak, ezzel nagy mennyiségű oxigént felhasználva a vízből. Az ammóniából nitritté való átalakulás lassabb folyamat, így a nitrit soha sem halmozódik fel nagy mennyiségben, gyorsan tovább oxidálódik nitráttá. A mikroorganizmusok többsége az ammóniát előnyben részesíti, mivel a nitrátot először ammóniává kellene redukálni, ez többlet energiát igényelne. Ebből következtethető, hogy az ammóniumion gyorsan átalakul, jelenléte viszonylag friss szennyezésre utal.

Az ammónia-nitrit-nitrát átalakulásához szükséges baktériumok hőigénye eltérő, a nitritképzők például bizonyos hőmérséklet alatt életképtelenek. Ebből következik, hogy hidegebb időben csak az ammóniáig jut el a bomlás. Az ammóniumion természetes körülmények között a felszíni vizekben alacsony mennyiségben fordul elő a vegetációs időszakban, amikor a fehérjékből ammónia szabadul fel, anaerob körülmények között redukció révén ammónia képződhet. Ammónia nagy mennyiségben elsősorban antropogén hatások eredményeként jelenik meg a felszíni vizekben, szennyvíz bevezetés következtében. [35; 36; 38; 62;]

2.9.5. Kloridion (Cl^-)

A klorid egy halogenid anion, amely akkor keletkezik, amikor a klór felvesz egy elektront, hogy aniont képezzen.

A klorid könnyen oldódik, biológiailag nem bomlik le, nem illékony, nem csapódik ki, és jelentős mértékben nem szívódik fel ásványi anyagokon. Ennek eredményeként a klorid mobilis, könnyen szállítható a felszíni vizekben, és könnyen behatolhat a felszín alatti víztározókba. Főként geológiai folyamatok során kerül a vízbe, amelyek magukban foglalják a kőzetek mállását, lerakódásokat és az oldott sók jelenlétét.

Antropogén szennyezések közé tartozik a víztestekbe bevezetett szennyvíz, hiszen a szennyvízkezelés során nagy mennyiségű klórt alkalmaznak fertőtlenítés céljából.

Ez lehet háztartási és ipari szennyvíz is. Számos felszínelatti bányászat, valamint bányászattal és olajkitermeléssel kapcsolatos ipari műveletek következtében keletkezett szennyvíz okoz klorid szennyezést.

Az északi szélességi körök téli hónapjaiban jégmentesítőt, elsősorban nátrium-kloridot (NaCl) vagy kálium-kloridot (KCl) gyakran alkalmaznak át nem eresztő felületekre, például utakra, sétányokra és parkolókra, hogy ezeket a területeket tisztán tartsák a hótól és jégtől. Ezek könnyedén bemosódnak mind a felszíni, mind a felszín alatti vizekbe, melyek jelentősen hozzájárulnak a víz teljes klorid terheléséhez.

A klorid mindenütt jelen van a természetes vizekben, és számos biológiai funkcióhoz nélkülözhetetlen, beleértve a membránon átívelő kloridcsatornákon keresztül számos ioncsere-mechanizmus elősegítését. Sókat képez a fő kationok mindegyikével (Na , K , Ca és Mg), de jól oldódik, és elsősorban disszociált egyértékű anionként létezik a környezetben.

Mivel könnyen képez sókat, a megnövekedett klorid kritikusan megnövelheti a vizek vezetőképességét.

A kis vízfolyásokban élő halfajok és makrogerinctelenek különösen érzékenyek lehetnek a megnövekedett vezetőképességre és a kloridkoncentrációra. Szaporodási, lárvafejlődési, zsákmányszerzési problémákat okozhat. [37; 38; 39]

2.9.6. Vízkeménység

A víz keménységét a vízben található kalcium (Ca^{2+}) - és magnéziumionok (Mg^{2+}) okozzák. Ezt a vízkeménységet változó és állandó keménységként kategorizáljuk. A változó keménységet hidrogén-karbonátok váltják ki, amelyek forralással eredeti oldott só formájukból eltávolíthatók. Az állandó keménységet, amely forralással nem távolítható el, magnézium-klorid (MgCl_2), kalcium-klorid (CaCl_2), magnézium-szulfát (MgSO_4) és kalcium-szulfát (CaSO_4) okozza. A változó és állandó keménység összege az összes keménység, ezt német keménységi fokban adjuk meg.

A nagy keménységű vizet sem háztartási, sem mezőgazdasági, sem ipari célokra nem lehet felhasználni, a belőle keletkező mészkő jelenléte miatt. Károsítja a csőhálózatot, talajok elmeszesedéséhez vezethet.

Az összes keménység alapján megállapítható a következő vízminőségi rangsor:

0-4 nK°	-	nagyon lágy víz
4-8 nK°	-	lágy víz
8-18 nK°	-	közepesen kemény víz
18-30 nK°	-	kemény víz
>30 nK°	-	nagyon kemény víz [40; 41; 62]

2.9.7. pH érték

A víz pH-értéke információt nyújt arról, hogy a vízben oldott sók és gázok milyen mennyiségben tartalmaznak olyan anyagokat, amelyek befolyásolják a víz savasságát vagy lúgosságát. Ez az érték 1-14 között változhat. A tiszta víz általában közel semleges kémhatású, tehát pH-értéke közel 7. A természetes vizek pH-értéke általában 4,5-8,3 között mozog. Az értéket számos természetes, és antropogén tényező befolyásolhatja, beleértve a vulkáni tevékenységet, geológiai adottságokat, szennyezésekből eredő savas esőket, szennyvíz kibocsátásokat stb. A víz pH-ja hatással lehet egyes tápanyagok felszívódására, a vízi élővilág életfolyamataira és szaporodására.[42; 62]

2.9.8. Vezetőképesség

A vezetőképesség mérésével kapcsolatban a vízben oldott sók mennyiségére vonatkozó következtetéseket vonhatunk le. A mérés alapelve az, hogy a vízben lévő sók oldódása során töltéssel rendelkező részecskékre disszociálnak, ezáltal növelve a víz vezetőképességét.[42; 62]

2.9.9. Redoxipotenciál

A redoxipotenciál egy olyan összegparaméter, amely az oxidált és redukált vegyületformák arányát fejezi ki. Biológiai rendszerekben, köztük a vizekben is, az egyes vegyületek reakciókészsége, az elemek mozgékonyasága (például mikrobiális hozzáférhetőség) szorosan kapcsolódik a redoxi viszonyokhoz.

A redoxifolyamatok lényege, hogy a redukálószer elektronokat átad az oxidálószernek. Ezt a folyamatot formálisan hasonlónak tekinthetjük a protoncsere-reakciókhoz, és gyakran kapcsolatban áll sav-bázis reakciókkal is. A redoxipotenciál megmutatja, hogy egy rendszerben az elektronok átadása mennyire könnyen vagy nehezen zajlik le. A pozitív értékek oxidatív, míg a negatív értékek redukzív viszonyok uralkodását mutatják.

A redoxipotenciált millivoltban (mV) mérik a standard hidrogénelektroddhoz viszonyítva, és általában platinaelektrodot használnak, referenciaként telített kalomel elektróddal. [43; 44; 45]

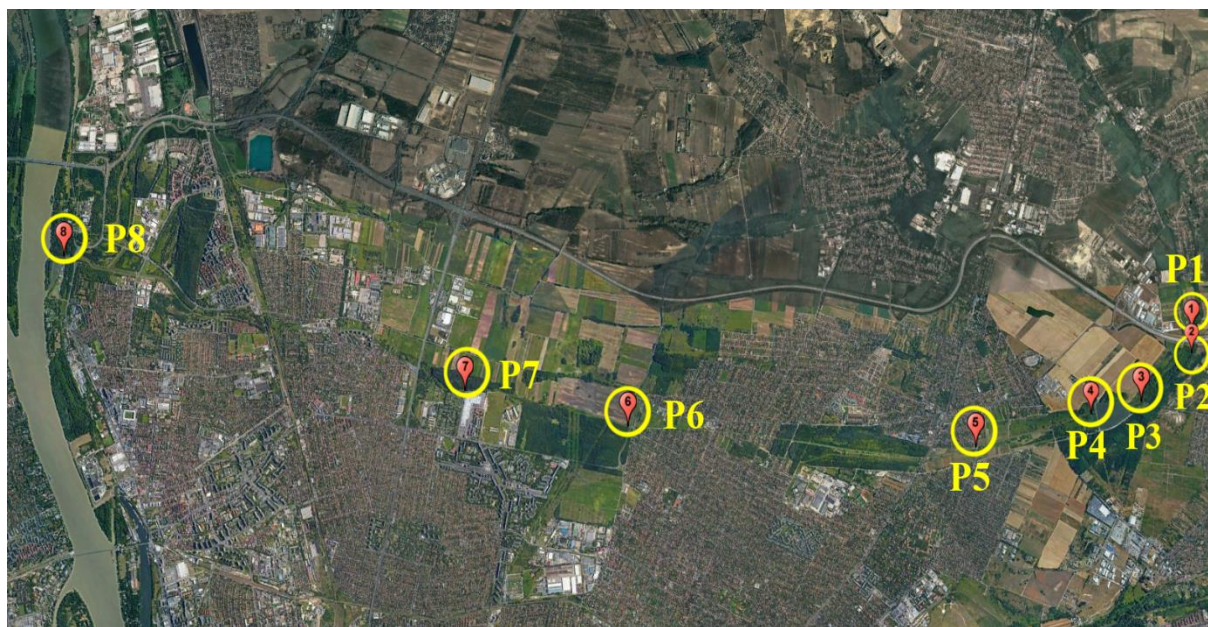
A vizsgálandó tényezők mérésére számos elfogadott módszer áll rendelkezésre. A szakdolgozatom írása során arra törekedtem, hogy a vízanalitikai módszerek lehető legpontosabb metódusait alkalmazzam a méréseim során.

3. Anyag és módszer

A vizsgálat fő célja, hogy megismerjük és információkat kapjunk a patak jelenlegi környezeti állapotáról. A mintavételezés során a vízfolyás 8 különböző pontjáról vettem vízmintát. Az autópálya előtt és után (P1, P2), a Naplás-tó előtt és után (P3, P4), lakóterületek és mezőgazdasági területek mellett (P5, P6), a Pólus center mögött (P7), illetve a dunai torkolatnál (P8). Ezeket a pontokat az alábbi térképen ábrázoltam:

1. ábra: Mintavételi pontok a Szilas-patakon

(forrás: Google Earth alapján saját szerkesztés)



A vízanalízis folyamata a mintavételezés szakaszával kezdődik, melynek módszere és menete kritikus jelentőségű a mérés pontossága tekintetében.

3.1. Mintavételezés

A mintavétel alapelve az, hogy a vett víz minta kémiai összetétele tükrözze az eredeti víz összetételét, vagyis a mintának reprezentálnia kell az elemzett vizet.

A vízből megfelelő helyen, mintavevő edényekkel történik a mintavétel. Vízmintához leggyakrabban teleszkópos nyelű mintavevő edényt alkalmazunk.

Mivel a folyadékokban számos kémiai, fizikai, fizikai-kémiai és biológiai folyamat zajlik, ezért szükséges néhány fontos paramétert azonnal ellenőrizni, mint például a pH-érték, oldott gázok, vezetőképesség, redoxpotenciál, hőmérséklet stb.. Továbbá a mintát laboratóriumi vizsgálatokhoz konzerválni kell annak érdekében, hogy megőrizze a mintavételkori tulajdonságait.

Amennyiben a minta helyszíni szűrést igényel, 0,45 µm pórusméretű kézi pumpás vákuumos membránszűrőt kell alkalmazni. Ez a pórusméret felel meg az oldott és lebegő anyag határának. A vízminták tartósítására és kezelésére jelenleg a MSZ EN ISO 5667-3:2018-as szabványt kell alkalmazni.

Nitrát esetén a mintát műanyag, vagy üveg edényben kell tárolni. Konzerválás érdekében a mintát helyszínen 0,45 µm-es szűrővel át kell szűrni, majd 2-5 °C-ra kell hűteni.

Foszfát (orto-, és oldott) esetén a mintát üveg, vagy boroszilikátüveg edényben kell tárolni. Helyszínen szűrni kell, majd 2-5°C-ra hűteni.

Szulfát vizsgálat során a mintát műanyag, vagy üveg edényben kell tárolni, majd 2-5°C-ra hűteni.

Ammónium esetén a mintát műanyag, vagy üveg edényben kell tárolni, szűrni kell, valamint szervesetlen sav hozzáadásával (H_2SO_4) a pH-t 2-nél kisebb értékre kell állítani. Ezek után 2-5°C-ra hűteni.

Alkáli-földfémek esetén műanyag vagy üveg edény használható, a mintát szűrni kell, valamint szervesetlen sav hozzáadásával (HNO_3) a pH-t 2-nél kisebb értékre kell állítani. Ezek után 2-5°C-ra hűteni.

Klorid esetén műanyag vagy üveg edény használható, a mintát 2-5°C-ra hűteni kell.[46; 47]

A mintavételezés és a megfelelő tartósítási módszerek alkalmazása után a MSZ EN ISO 5667-3:2018-as szabványban leírt tartósítási határidő keretein belül végeztem a vizsgálatokat.

Mivel a mért komponensek különböző konzerválási eljárásokat igényel, annyi edénybe vettem minden szakasról mintát, ahány tartósítási módszert alkalmaztam. A minta mennyiségét a módszerek mintaszükséglete határozta meg, mely során figyelembe vettem a többszörös mintavételi vizsgálatokat is.

3.2. A víz összetevőinek meghatározása

A víz szennyezőinek azonosítására különböző fizikai, fizikai-kémiai és kémiai módszereket alkalmazunk. A legelterjedtebb eljárások közé sorolhatók a klasszikus analitikai módszerek közül a titrimetria és a gravimetria, műszeres módszerek az elektroanalitikai vizsgálatok (potenciometria, konduktometria), atomspektroszkópia (atomabszorpciós és atomemissziós spektrometria), molekulaszpektroszkópia (molekulaabszorpció, turbidimetria) gázkromatográfia, folyadékkromatográfia). A Szilas-patak vizsgálata során különböző összetevők jelenlétét tanulmányoztam, ilyen többek között a kloridion, vízkeménység, foszfát, szulfát, ammóniumion, és nitrát. Ezeket az értékeket titrimetria és molekulaszpektroszkópiai módszerek alkalmazásával határoztam meg.

3.3. Kloridion argentometriás meghatározása

A patak vizsgálata során argentometriás módszert alkalmaztam a kloridion meghatározására. Az argentometria a titrimetria specifikus alcsoportjába sorolható, amely a csapadékos titrálás eljárására épül. A csapadékos titrálás alapelve abban rejlik, hogy a meghatározandó komponenst egy ismert koncentrációjú mérőoldattal titráljuk, amely a komponenst csapadék formájában kicsapja.

Az argentometria egy olyan analitikai módszer, melyben a mérőoldat ezüst-nitrát (AgNO_3) oldat, meghatározására több, mérendő komponenstől, és alkalmazott indikátortól függő módszer létezik, melyek a Gay-Lussac-, a Fajans-, a Volhard- és a Mohr-módszer.

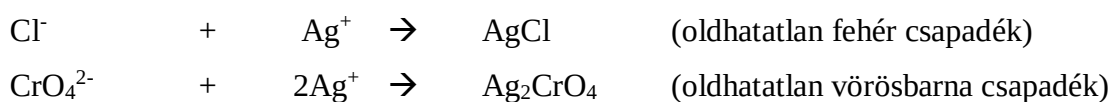
Gay-Lussac módszer alapján az egyenértékpont elérésekor a kolloid részecskék a mérőoldattal való reakció eredményeként koagulálnak. Ebben a kritikus pontban, ahol a titrálás teljes, a koagulált csapadék fölött az oldat tisztul, ennek a jelenségnek a vizuális megfigyelése pontos információt nyújt a reakció végpontjáról.

Fajans módszer esetén adszorpciós indikátorokat alkalmazunk. A mérés során halogenid ionok titrálása történik ezüst-nitráttal, fluoreszcein és eozin indikátorok jelenlétében. A módszer során az egyenértékpont előtti vagy utáni állapottól függően az indikátor anionos formában, illetve ezüstionnal együtt adszorbeálódik a csapadék kristályainak felületén. Ez a jelenség két különböző színű formát eredményez.

Mérhető komponensek közé tartoznak a kloridion, bromidion, jodidion és rodanidion, amelyek semleges közegben fluoreszcein indikátor mellett mérhetők, illetve bromidion, jodidion és rodanidion savanyú közegben eozin indikátor használatával.

Volhard-módszer alapján a titrálás színes, oldható vegyületet képző indikátorral történik. Segédmérőoldat használata szükséges, ennek feleslege képez az indikátorral élénk színű komplexet. Segédmérőoldatként ammónium-rodanid (NH_4SCN) oldat használható. A módszerrel bromidion, jodidion, cianidion és rodanidion mérhető. Indikátorként komplexképző Fe^{3+} jelenléte szükséges. Ezüst-nitrát mérőoldattal titráljuk a mérendő oldatot, majd a felesleges mérőoldatot visszatitráljuk a segédmérőoldattal, a visszatitrálás jelzését pedig a vas-rodanid oldható komplex sötétvörös színe adja. A magas vas(III)ion koncentráció elengedhetetlen, mert a nagy koncentráció eltolja az egyensúlyt a komplexképződés felé. Ha a koncentráció kicsi, akkor a komplex disszociál, tehát csak nagy rodanidion felesleg esetén jelenik meg a komplex színe. Ez a jelenség fontos, mert a kis vas(III)ion koncentráció jelentős mérőoldat túlfogyást eredményezhet. A savas közeg alkalmazása szintén elengedhetetlen, mert ez megakadályozza a vas(III)ion hidrolízisét.

A Szilas-patak vizsgálata során Mohr-módszert alkalmaztam a vízben lévő kloridion meghatározása érdekében. Mohr-módszer alapján, csapadékképző indikátort alkalmazunk. A mérés során egy sötét színű, nehezen oldható csapadék képződik. A módszerrel mérhető komponensek közé tartoznak a kloridionok és bromidionok, az alkalmazott indikátort a kálium-kromát (K_2CrO_4) képviseli. Kromátion jelenlétében, semleges vagy gyengén lúgos közegben, kezdetben ezüst-kloridból (AgCl) álló csapadék keletkezik, majd további ezüst-nitrát adagolása esetén ezüst-kromát (Ag_2CrO_4) csapadék képződik az egyenértékpont elérésénél.



Fontos kiemelni, hogy a semleges környezet kulcsfontosságú ebben a reakcióban, mivel savas közegben az ezüst-kromát oldhatóvá válik, dikromátot képezve, míg erősen lúgos közegben ezüst-oxid-hidrát keletkezhet.

A mérés során ismert faktorú (1,000) 0,1 mólos ezüst-nitrát mérőoldatot, és 5%-os kálium-kromát oldatot használtam. A mérést minden minta esetén háromszor végeztem el.

A mérés a MSZ 448-15:1982-es szabvány alapján történt. [48; 49; 50]

3.4. A víz kalcium- és magnéziumion tartalmának, valamint összeskeménységének komplexometriás meghatározása

A patak vizsgálatakor a víz kalcium- és magnéziumion tartalmát, valamint az összes keménységét komplexometriás módszerrel határoztam meg.

Komplexbéskézési titrimetriai eljárásokat fémek meghatározására alkalmazzuk. Mérőoldatként az EDTA (etilén-diamin-tetraecetsav) dinátrium sóját (komplexon III) használtam, mely egy kelátképző vegyület. A kelát az a koordinációs komplex, melyben több elektronpárral kapcsolódik ligandum ugyanahhoz a központi atomhoz, ennek eredményeként egy gyűrűs szerkezet jön létre. Ezek a komplexek kiemelkedően stabilak, jelentősen stabilabbak, mint az egyfogú ligandummal képzett komplexek.

A kalcium és magnézium EDTA komplexének stabilitása csak lúgos tartományban optimális, azonban erősen lúgos pH-n újra csökken a hidroxidok képződése miatt. [51; 52; 53]

3.4.1. Összes keménység meghatározás

A víz kalcium- és magnéziumion tartalmának meghatározásához EDTA segítségével végzett komplexometriás titrálást alkalmazunk. Ezen folyamat során a minta pH-ját pufferoldatokkal (ammónium tartalmú) lúgos tartományba állítjuk (9,5-10 pH), és eriokrómfekete-T indikátorral figyeljük a kialakuló komplexek megjelenését, ami lila színnel jellemezhető. A komplexometriás titrálás során az EDTA először a kalcium-, majd a magnéziumionokkal reagál, az egyenértékpontot a szabadná váló indikátor búzakék színváltozása jelzi. [51; 52; 53]

3.4.2. Kalciumion koncentrációjának meghatározása

A kalciumionok az EDTA-val 12 pH felett szoros komplexet alkotnak, miközben a magnéziumionok rosszul oldódó hidroxid csapadék formájában válnak ki az oldatból. Ez a jelenség lehetővé teszi a kalciumionok meghatározását még a magnéziumionok jelenlétében is. Ezen mérés során MUREXID indikátort kell alkalmazni. A megfelelő pH beállításához nátrium-hidroxid (NaOH) tartalmú pufferoldat szükséges. A mérés során az oldat először lazacvörös, majd bíborvörös, végül lila színű lesz, ez jelzi a titrálás végpontját. [51; 52; 53]

3.4.3. Magnéziumion koncentrációjának meghatározása

A magnéziumion koncentráció könnyen kiszámolható az együttes mennyiség, és a kalciumion mennyiség ismeretében.

A mérés során 0,9975 faktorú 0,0080 mólos EDTA mérőoldatot, eriokrómfekete-T és MUREXID indikátort, ammónium tartalmú puffert, valamint nátrium-hidroxid tartalmú puffert alkalmaztam. A mérést minden minta esetén három ismételtsben végeztem.

A mérés a MSZ 448-21:1986-os szabvány alapján történt.[51; 52; 53]

3.5. Foszfát-tartalom meghatározása molekulaabszorpciós módszerrel

A patak vizsgálata során a reaktív foszfát-tartalom meghatározásához molekulaabszorpciós módszert alkalmaztam. Reaktív foszfátoknak nevezünk olyan foszfát-formákat, amelyek a különböző kémiai hatásoknak kitett vizsgálatok során ortofoszfáttá (vízoldható PO_4^{3-}) képesek átalakulni és reagálni.

A spektrofotométerek működési elve molekulaabszorpciós vizsgálatok során az, hogy az elektromágneses spektrum egy adott tartományában elnyelt fény intenzitását mérik. Az abszorbanciát (A) a minta által elnyelt fény mennyiségként fejezik ki. A Lambert-Beer törvény alapján az abszorbancia és a koncentráció között lineáris kapcsolat áll fenn:

$$A = \varepsilon \cdot c \cdot l$$

ahol:

- A az abszorbancia,
- ε az abszorpciós tényező (molekula fényelnyelő képessége),
- c a koncentráció,
- l az út hossza a mintában.

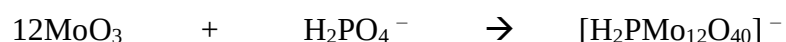
A spektrofotométerekben egy fényforrás sugároz egy adott hullámhosszon, és a minta áthaladása után egy detektor méri a kimenő intenzitást.

Az elemzés ultraibolya (UV), ritkábban a látható (VIS) tartományban történik, mely nagyjából 190-800 nm.

A mérés során a molekulában lévő kettős (hármas) kötések vagy az aromás rendszer π -elektronjainak gerjesztése következtében fellépő fényelnyelésből eredő információkat használjuk fel a molekula szerkezetének, azaz az elnyelés hullámhosszával kapcsolatos jellemzőinek, valamint a koncentrációjának becsléséhez.

A molekulák spektruma sávos jellegű, és az elnyelési sávok szélessége miatt a módszer önmagában nem biztosít elegendő részletességet a molekula szerkezetének pontos meghatározásához. Mindemellett az intenzív elnyelési sávok kiemelkedő érzékenységgel rendelkeznek és alacsony kimutatási határral bírnak, így kiválóan alkalmazhatók mennyiségi analízisre.

A foszfát-tartalom meghatározása során a vízmintához molibdén-trioxid (MoO_3) tartalmú reagens-keveréket kell adni, hiszen a mérés elve az, hogy az ortofoszfátionok a molibdenátionokkal foszfor-molibdenát komplexet képeznek. Ez savas közegben kék színű vegyületté redukálódik.



Az aszkorbinsav a redukálószer, míg a reakció katalizátora a kálium-antimonil-tartarát. Az oldat színintenzitása közvetlenül arányos az ortofoszfátionok koncentrációjával, amit spektrofotométer segítségével mérni lehet.

A mérést minden minta esetén három ismételtsben végeztem, és a MSZ 448-18:2009-es szabványt alkalmaztam.[54; 55]

3.6. Szulfát-tartalom meghatározása turbidimetriás módszerrel

A patak szulfát-tartalmának meghatározásához turbidimetriás módszert alkalmaztam.

A turbidimetria egy optikai analitikai eljárás, amely a kolloid oldatok fényszórásának mérésén alapul. Amikor fénysugarat irányítunk egy kolloid oldat vagy diszperzió felé, a fény egy része elnyelődik, másik része szóródik, míg a harmadik része változatlanul halad tovább. Ugyan minden anyag képes valamilyen mértékben a fényszóródásra (Tyndall-effektus), a kolloid rendszereknél ez a hatás sokkal erősebb, ezen rendszerek esetén a az észlelhető zavarosság (turbiditás) a fényszórásnak köszönhető.

A szórt fény intenzitása megfelelő körülmények között összefügg a diszperz rendszer koncentrációjával. A turbidimetriás vizsgálatok során a hullámhossz növelésével az intenzitás csökken, ezért általában kisebb hullámhosszúságú fényt alkalmaznak (általában 400-500 nm).

Mivel a szórt fény intenzitása a részecske sugarának hatodik hatványával arányos, a reprodukálható eredmények érdekében elengedhetetlen a részecskeméret konzisztens szinten tartása. Ezt a célt kolloidstabilizáló anyagok használatával érhetjük el, amelyek megakadályozzák az egyes részecskék összetapadását.

A kolloid oldaton áthaladó fény intenzitása csökken, mivel a fény egy része szóródik a kolloid részecskékkel történő ütközés során. Ezt a jelenséget turbiditásnak nevezzük.

A szulfát-tartalom meghatározásánál a szulfátionokat bárium-klorid (BaCl_2) segítségével csapjuk ki, mivel a megfelelő körülmények között a szulfát reakcióba lép a báriumionokkal, és oldhatatlan csapadékot képez.



Kolloidstabilizátorként citromsav alkalmazásával a szulfát nem csapódik ki, hanem finomszemcsés homogén kolloid formában marad, zavarosságot okozva. A módszer az ezen részecskéken szóródó fény intenzitás csökkenésén alapul. Kis koncentráció és az azonos körülmények közötti mérések esetén a turbiditás leírása formálisan megegyezik a Lambert-Beer törvényével, tehát az abszorbanciával analóg. Ezen zavarosság fotométerrel mérhető, 450 nm hullámhosszon.

$$\tau = \lg(I_0/I) = \alpha_{\text{turb}} \cdot l \cdot c$$

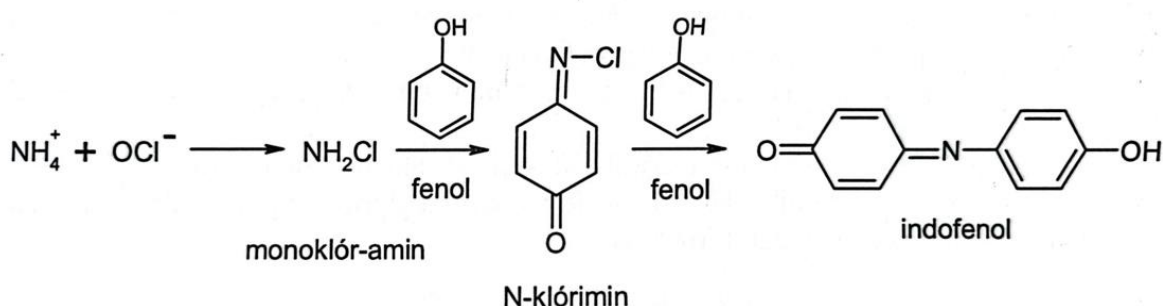
ahol

- τ a turbiditás
- I_0 a belépő fény intenzitása
- I a kilépő fény intenzitása
- l a minta rétegvastagsága
- c a kolloid rendszer koncentrációja
- α állandó

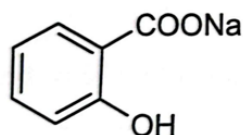
A mérést minden minta esetén három ismétlésben végeztem.[56; 57; 58]

3.7. Ammóniumion meghatározása spektrofotometriás molekulaabszorpciós módszerrel

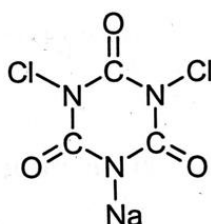
Az ammóniumionok a hipokloritok jelenlétében lúgos közegben reakcióba lépnek fenollal vagy fenol-tartalmú vegyületekkel. Ennek során kékes (a reagens sárga színének köszönhetően zöld) színű indofenol képződik. A szabad ammóniából és ammóniumionokból felszabaduló ammónia katalizátor ($\text{Na}_2[\text{Fe}(\text{CN})_5\text{NO}] \cdot 2\text{H}_2\text{O}$) jelenlétében reagál az oxidálószerrel (ami jelen esetben izocianurát) és a szaliciláttal.



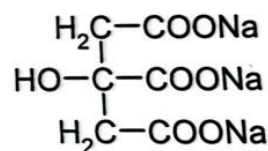
1. ábra Indofenol reakció során végbemenő reakció, forrás: MATE vízanalitikai segédlet



3. ábra Na-szalicilát



4. ábra Na-diklór-izocianurát



5. ábra Trinátrium-citrát

Forrás: MATE vízanalitikai segédlet

Forrás: MATE vízanalitikai segédlet

Forrás: MATE vízanalitikai segédlet

Ennek a reakciónak a színintenzitása arányos az ammóniumion koncentrációjával. A folyamat lehetővé teszi az ammóniumionok érzékeny és pontos mérését, spektrofotométer segítségével 680 nm hullámhosszon, ahol a katalitikus hatás és a színváltozás segítségével monitorozható a koncentráció változása.

A mérést minden minta esetén három ismételtsben végeztem, és a MSZ ISO 7150-1:1992-es szabványt alkalmaztam.[59; 60]

Mivel a tartósításhoz használt szervesetlen sav túl savanyú közeget hozott létre a mintában, a reakció végbemenetelének céljából lúgosítani kellett az oldatot, ehhez 0,5ml 1mólos nátrium-hidroxidot alkalmaztam.

3.8. Nitrát-tartalom meghatározása

A patak nitrát-tartalmának meghatározására a Horiba LAQUAtwin NO_3^- műszerét alkalmaztam.

Ez a készülék egy kompakt mérőműszer, mely ionszelektív elektródák segítségével képes meghatározni a nitrát koncentrációját. A mérés során a nitrátionok membránon keresztül reagálnak az elektród felszínén lévő szenzorral. Ez generálja az elektromos jelet, amely arányos a nitrátionok koncentrációjával a mintában. Az eszköz ezt az elektromos jelet érzékeli és átalakítja, majd megjeleníti a mérési eredményt.

A műszer megfelelő kalibráció után 6-9900 mg/l koncentrációértékek között képes meghatározni a nitrát-tartalmat $\pm 10\%$ pontossággal. Üzemeltetési hőfoka 5-40 °C, 85% vagy kevesebb relatív páratartalom mellett.[61]

3.9. Vezetőképesség, redoxipotenciál, pH, hőmérséklet

A helyszíni mérések során a vezetőképességet, a redoxipotenciált, a pH-t, valamint a hőmérsékletet WTW pH/Cond 340i típusú hordozható mérőműszerrel mértem.

A műszer a pH-t és a redoxipotenciált potenciometriás elven, míg a vezetőképességet konduktometriás elven méri.

Felhasznált szabványok:

pH	-	MSZ 1484-22:2009 8.1.szakasz
Fajlagos vezetőképesség (EC)	-	MSZ EN 27888:1998
Redox-potenciál (ORP)	-	Standard Methods 2580:1998
Hőmérséklet (víz)	-	MSZ 448-2:1967

4. Eredmények és értékelésük

4.1 Helyszíni mérések

A helyszíni mérések összesített eredményei az alábbi táblázatban láthatók:

2.Táblázat: A helyszíni mérések összesített eredményei

(Forrás: Saját készítés)

Név	Hőmérséklet [°C]	Redoxipotenciál [mV]	Vezetőképesség [μS]	pH	Vízmélység [cm]
P1	11,9	252	1154	7,61	28,7
P2	12,1	185	1121	8,03	8,6
P3	11,16	228	1117	8,08	12,1
P4	13,4	208	826	7,38	3,6
P5	13,1	210	1086	7,12	3,8
P6	13,2	193	1065	7,4	12,7
P7	13,5	183	1028	7,36	58,6
P8	16	188	1094	7,47	29,8

A helyszínen mért vízminőségi paraméterek vizsgálata során, a táblázatból jól leolvasható módon megállapítható, hogy a hőmérséklet a P3 ponton volt a legalacsonyabb, míg a P8 ponton a legnagyobb. Ennek oka feltehetőleg a partszakaszok növényborítottsága, árnyékoltsága. A legtöbb árnyékos terület a P3 ponton, míg a legkevesebb a P8 ponton volt.

A patak különböző szakaszaiban mért redoxipotenciál értékeinek alapos elemzése azt mutatja, hogy ezek az értékek nem térnek el nagymértékben egymástól. A redoxipotenciál értékei egy szűk tartományban, konkrétan 183 és 252 között mozognak. Ez a szűk tartomány azt jelzi, hogy a patak különböző szakaszain a víz kémiai tulajdonságai és az azt befolyásoló tényezők hasonlóak. Ezen eredmények alapján megállapítható, hogy a patak különböző szakaszai közötti redoxipotenciálbeli variabilitás nem kiemelkedő, és a víz kémiai egyensúlya konzisztens az adott területen. A pozitív értékek oxidatív viszonyokra utalnak.

Vezetőképesség szempontjából is hasonló következtetéseket lehet levonni. A patak különböző szakaszain mért vezetőképességi értékek többségében hasonlóak vagy közel azonosak. Kivételt képez azonban a P4 pont, ahol a vezetőképességi érték 826 μS , mely kisebb, mint a patak többi részén. A 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben leírtak alapján csak ez az egy pont felelt meg a határértéknek. Síkvidéki kisvízfolyások tekintetében a vezetőképesség határértéke $<1000 \mu\text{S/cm}$. A patak többi pontján a vezetőképesség 1028-1154 μS érték között mozog. A P4 pont a patak Naplás-tó utáni szakasz, ez indokolhatja a kisebb értéket. A tó vizében feltehetőleg több oldott szerves anyag, alga és fitoplankton található, melyek csökkentik a vezetőképességet. Ezen kívül az eltérő hőmérséklet is befolyásolhatja a tó utáni szakasz értékeit. Valamint a tóban lévő kiüledés is okozhatja az érték csökkenését.

A természetes víztestek pH értéke általában 4,5-8,3 érték között változik. A 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben látható, hogy a síkvidéki kisvízfolyások pH határértéke 6,5-9. Ezen határértékeknek a Szilas-patak teljes mértékben megfelel, hiszen a vizsgált szakaszokon a pH 7,12-8,08 között változik.

A Szilas-patak vízmélysége nagymértékben változik az egyes mérési pontok között. Bizonyos szakaszokon jól megfigyelhető, hogy a patakot benövő növényzet számottevően csökkenti a vízmélységet. Az elburjánzó növényzet hatása látványosan érvényesül, és jelentős mértékben befolyásolja a vízszintet ezeken a területeken. Ezek a szakaszok a P2 - P4 - P5 mérési pontok. Itt a vízmélység 8,6cm – 3,6cm – 3,8cm. Emellett érdekes megfigyelni, hogy a patak egy részén, a P7 pontban, a mélység 58,6cm, amit feltehetőleg az ott élő európai hód (*Castor fiber*) tevékenysége okozza. A hód gátépítő munkássága jelentős változásokat indukál a patak medrében, létrehozva a mélyebb területet.

A helyszíni mérésekből származó eredmények bemutatása után térjünk át a laboratóriumi mérésekre.

4.2. Laboratóriumi mérések

A laboratóriumi mérések során kapott összesített eredmények az alábbi táblázatokban követhetők:

3.Táblázat: A laboratóriumi mérések összesített eredményei I.

(Forrás: Saját készítés)

Név	Nitrát-N [mg/l]	Ammónium- N [mg/l]	Klorid [mg/l]	Foszfát-P [mg/l]	Szulfát [mg/l]
P1	16,48	1,05	1228,93	0,06	5,97
P2	16,94	1,33	968,97	0,04	6,31
P3	16,71	1,01	945,33	0,06	6,31
P4	17,84	3,60	626,28	0,01	3,57
P5	18,52	2,53	827,17	0,004	5,11
P6	18,97	2,63	898,07	0,05	5,21
P7	17,16	7,51	838,10	0,03	5,61
P8	20,10	3,07	898,07	1,15	4,35

4.Táblázat: A laboratóriumi mérések összesített eredményei II.

(Forrás: Saját készítés)

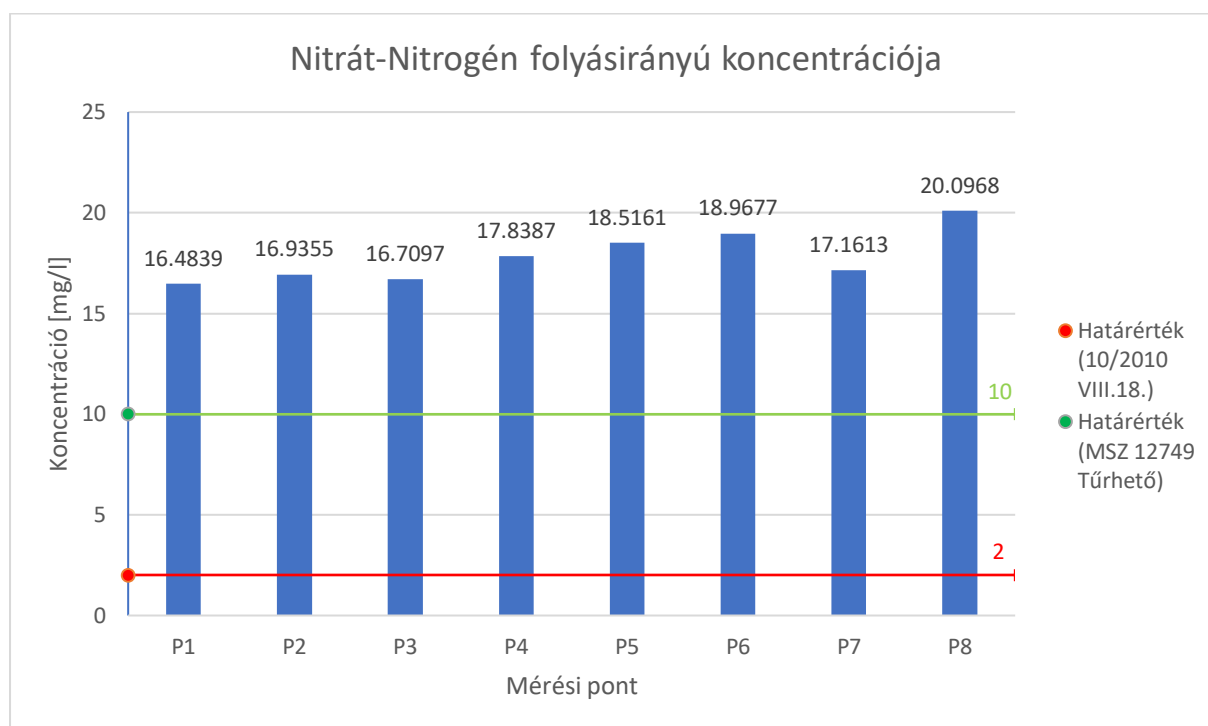
Név	Keménység [nK°]	Kalcium [mg/l]	Magnézium [mg/l]
P1	15,19	54,26	32,56
P2	15,40	59,80	30,13
P3	14,60	51,71	31,54
P4	10,87	44,05	20,17
P5	13,50	52,77	26,17
P6	13,079	46,82	27,96
P7	12,93	45,54	28,09
P8	10,37	38,52	21,32

4.2.1. Nitrát-nitrogén

A folyásirányú nitrát-nitrogén koncentrációjának bemutatására az alábbi grafikon szolgál:

6. ábra: A nitrát-nitrogén folyásirányú koncentrációja

(Forrás: Saját készítés)



Az ábrán jól látszik, hogy a nitrát-nitrogén értékek között nincs túl nagy különbség a patak egyes szakaszai között. A legkisebb érték a P1 ponton mért 16,4839 mg/l, míg a legnagyobb a P8 ponton mért 20,0968 mg/l.

A P6 pontban lévő nagyobb, 18,5161 mg/l érték a terület mezőgazdasági felhasználásából ered. Feltehetőleg a mezőgazdaság során alkalmazott trágya, műtrágya vagy hígtrágya bemosódott a patakba.

A P8 ponton mért legnagyobb koncentrációt több dolog is befolyásolhatja. A Dunakeszi szennyvíztisztító telep tisztított szennyvize ezen a szakaszon van bevezetve a Szilas-patakba. Ezen kívül a Duna jelenléte is hozzájárul ehhez az értékhez, hiszen a Duna olyan területeken is áthalad, ahol több antropogén hatás következtében a víz több szennyezőanyagot szállíthat, mely a két vízfolyás találkozásánál keveredik.

A P1 és P2 pontok a patak autópálya előtti és utáni szakaszát jelölik. Ezeken a helyeken a nitrát-nitrogén koncentrációját befolyásolja a közlekedés, valamint csapadék is belemoshatja a szennyeződést az útról a patakba.

A 10/2010 (VIII.18.) VM rendelet alapján a síkvidéki kisvízfolyások esetén előírt nitrát-nitrogén koncentrációs határérték <2 mg/l. Azonban a patak teljes hosszán mért koncentráció lényegesen meghaladja ezt a határértéket, melynek szemléltetésére határértéket jelölő piros vonalat alkalmaztam.

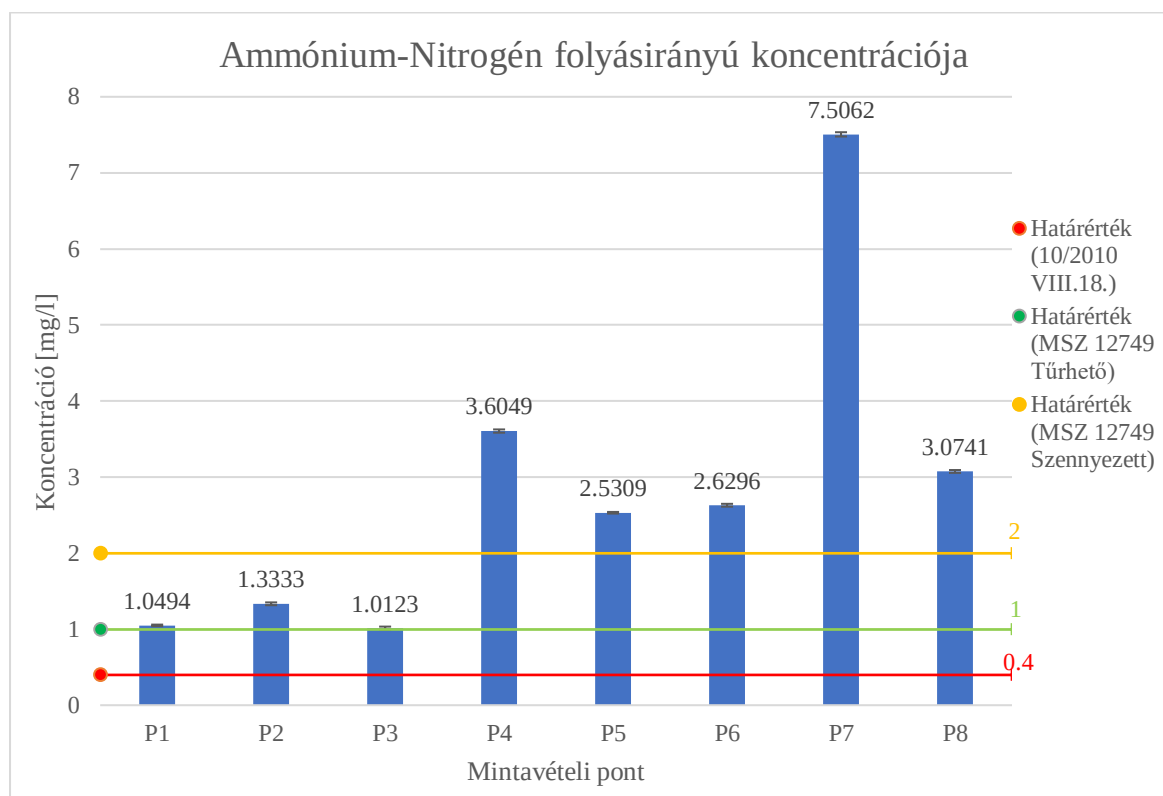
A MSZ 12749 rendelet alapján is megvizsgáltam a határértéket. A grafikonon zöld színnel jelöltem a „tűrhető” kategóriához tartozó koncentráció értéket. Szemmel látható, hogy az összes mérési ponton magasan átlépte a nitrát-nitrogén tartalom ezt az értéket (10 mg/l), tehát a komponens szempontjából a patak a „szennyezett” kategóriába sorolható.

4.2.2. Ammónium-nitrogén

Az alábbi grafikon a folyásirányú ammónium-nitrogén koncentrációját szemlélteti:

7. ábra: Az ammónium-nitrogén folyásirányú koncentrációja

(Forrás: Saját készítés)



Az ammónium-nitrogén határértéke a 10/2010 (VIII.18.) VM rendelet szerint $<0,4$ mg/l síkvidéki kisvízfolyások esetén. A patak teljes területén a patakban a határérték többszöröse volt mérhető, ezt jól szemlélteti a határértéket ábrázoló piros vonal. A legkisebb mért érték 1,0123 mg/l, míg a legnagyobb 7,5062 mg/l.

A P7 ponton a koncentráció kiugróan nagy. Ez a pont Újpalotán, a Pólus Center mögötti területet jelöli. Az ammóniumion jelenléte friss szennyezésre utal, mivel a nitrifikáció során gyorsan nitríté majd nitráttá oxidálódik. Ez az érték azt mutatja, hogy a Magyar Kétfarkú Kutya Párt által vizsgált illegális szennyvízbevezetés még mindig nem oldódott meg, a szennyvíz továbbra is ömlik a patak medrébe.

A többi ponton a nagy koncentrációt közlekedés, és mezőgazdasági tevékenységek okozzák.

A P8 ponton mért értéket a Dunakeszi szennyvíztisztító telep működése, valamint a Duna hatása befolyásolja.

A vizsgálat során minden minta esetén háromszor végeztem el a mérést, majd szórást számoltam az értékekből. A szórás csekély, átlagosan 0,037 mg/l. A grafikonon ábrázoltam az egyes mintavételi pontokhoz tartozó szórást.[62]

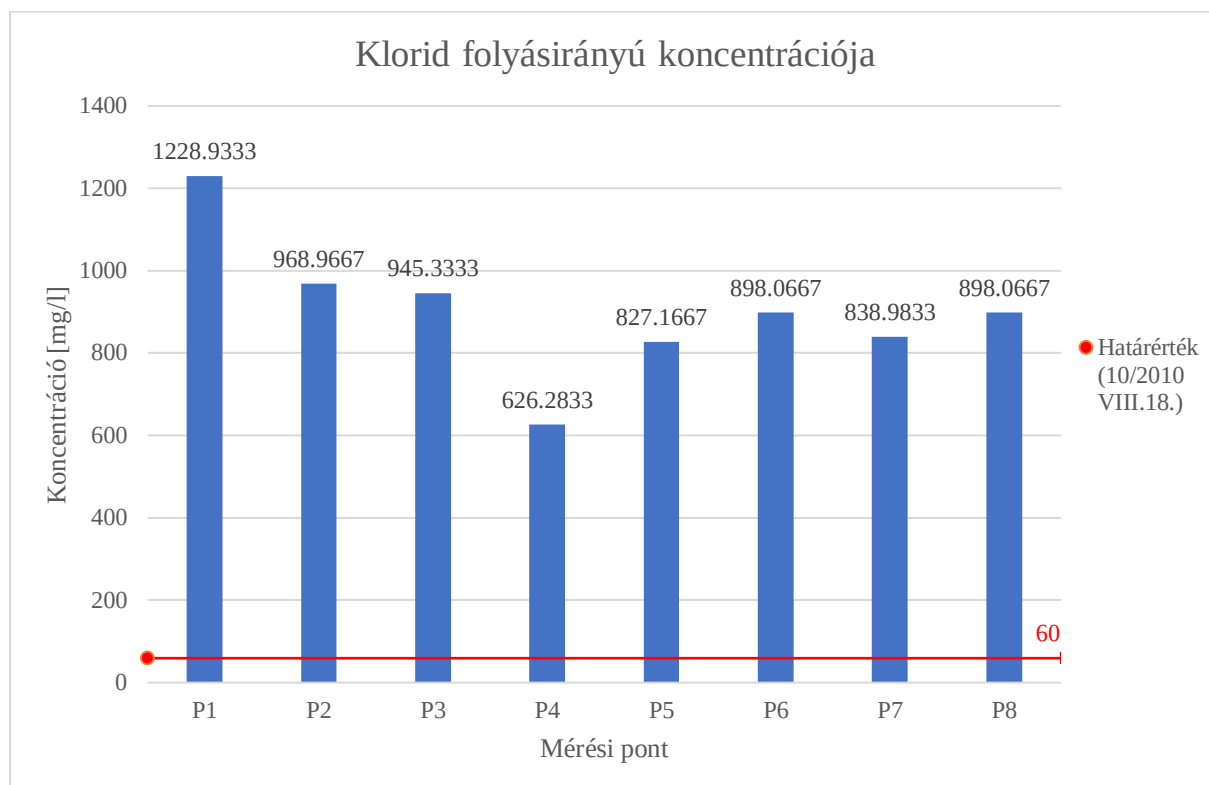
A MSZ 12749 rendelet alapján is megvizsgáltam a határértéket. A grafikonon zöld színnel jelöltem a „tűrhető”, míg sárga színnel a „szennyezett” kategóriához tartozó koncentráció értéket. A P1, P2 és P3 pontok ugyan alig lépték át a „tűrhető” értéket (1 mg/l), a többi mérési pont látványosan nagyobb értéket mutatnak, már meghaladják a „szennyezett” koncentráció értéket is (2mg/l), tehát ezen pontok már az „erősen szennyezett” kategóriába sorolhatók.

4.2.3. Klorid

A folyásirányú klorid koncentrációjának bemutatására az alábbi grafikon szolgál:

8. ábra: A klorid folyásirányú koncentrációja

(Forrás: Saját készítés)



Ezen komponens esetén számottevő, legjelentősebb eltérés tapasztalható a határértéktől. A 10/2010 (VIII.18.) VM rendeletben látható, hogy síkvidéki kisvízfolyások vizsgálatakor a klorid határértéke <60 mg/l. A végzett mérés során a legkisebb koncentráció a P4 ponton volt kimutatható, melynek értéke 626,2833 mg/l, a legnagyobb, kiugró érték a P1 ponton 1228,9333 mg/l. A grafikonon a határértékek jelölésére szolgáló piros vonal jól szemlélteti a pataokban lévő jelentős klorid-koncentrációt. Az összes mérési ponton a koncentráció nagymértékben túllépte a megengedett határértéket.

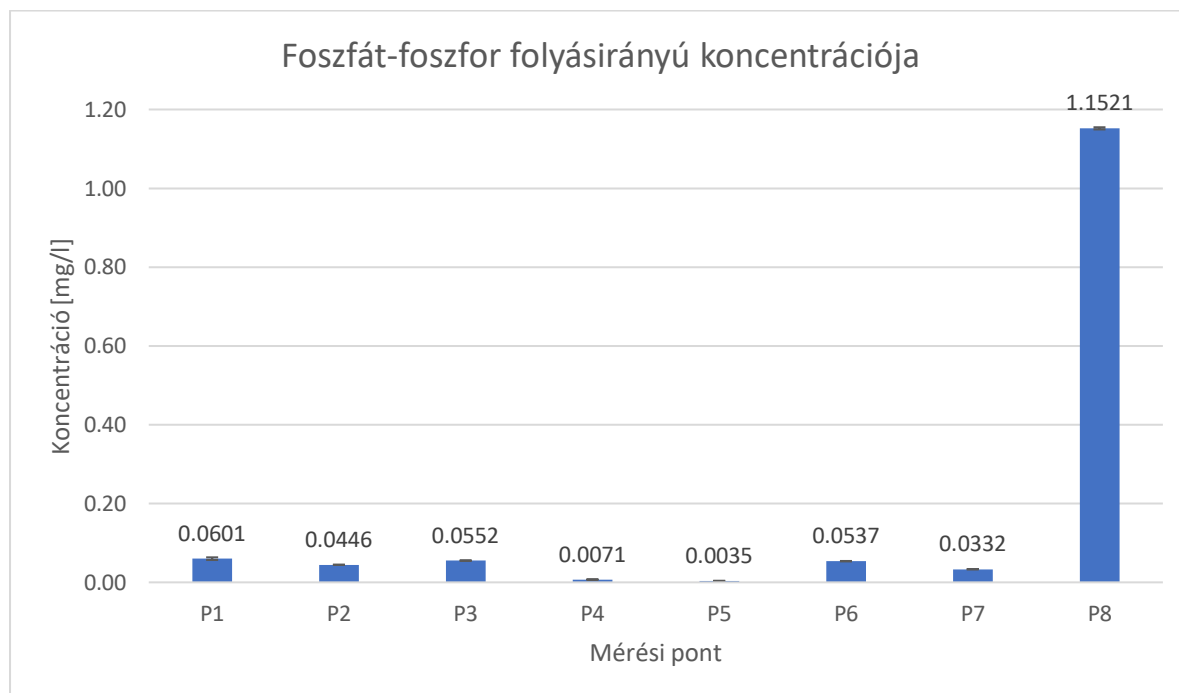
A kloridszennyezést feltehetőleg háztartási szennyvíz és tisztítószerbevezetés okozza a geológiai adottságok mellett.

4.2.4. Foszfát-foszfor

Az alábbi diagramot használok a foszfát-foszfor koncentrációjának ábrázolására a folyásirány mentén:

9. ábra: A foszfát-foszfor folyásirányú koncentrációja

(Forrás: Saját készítés)



A mért komponensek közül a foszfát-foszfor koncentrációja a legkisebb az egész patak területén. A szakaszok közötti koncentráció nagyjából hasonló, egy kiugró érték figyelhető meg, a P8 pont, ahol a foszfát-foszfor koncentráció 1,1521 mg/l.

A 10/2010 (VIII.18.) rendelet alapján, a patakra vonatkozó foszfát-foszfor koncentráció határértéke <200 mg/l. Ebből következtethetünk arra, hogy a foszfor-foszfát szennyezés egyértelműen nem jellemző a patakra. Azonban a P8 ponton mért kiugró érték arra utal, hogy ezen a területen specifikus tényezők vagy helyi források növelik a foszfát-foszfor koncentrációt. A nagyobb koncentrációhoz hozzájárul a Dunakeszi szennyvíztisztító telep vízbevezetése. Érdekes megfigyelni, hogy sem a mezőgazdasági terület mentén (P6) sem pedig a feltehetően illegális szennyvízbevezetés területén (P6) nem jellemző a foszfor szennyezés.

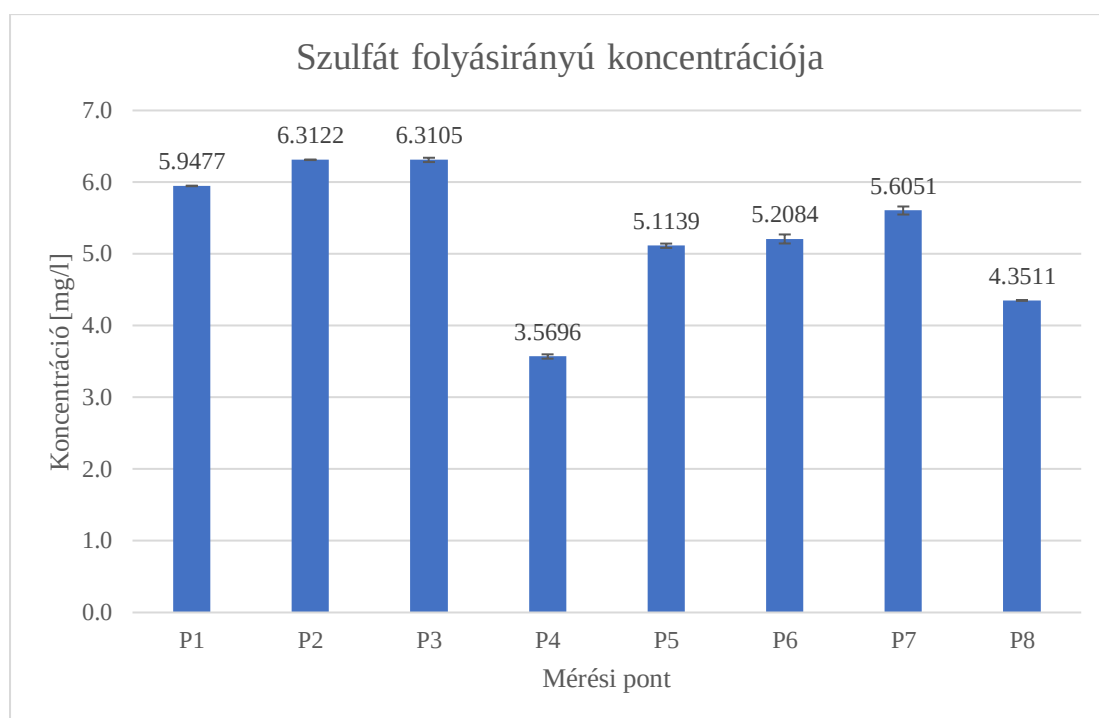
A vizsgálat során minden minta esetén háromszor végeztem el a mérést, majd szórás számoltam az értékekből. A szórás mértéke igen kicsi, átlagosan 0,0022 mg/l. A grafikonon ábrázoltam az egyes mintavételi pontokhoz tartozó szórást.

4.2.5. Szulfát

A folyásirányú szulfát koncentrációjának bemutatására az alábbi grafikon szolgál:

10. ábra: A szulfát folyásirányú koncentrációja

(Forrás: Saját készítés)



A Szilas-patak területén mért legkisebb szulfát koncentráció a P4-es pontban 3,5696 mg/l, legnagyobb pedig a P2-es pontban 6,3122 mg/l.

A mérések alapján látható, hogy a szulfát koncentráció azokon a pontokon a legnagyobb, ahol jellemző a közlekedés (P1, P2, P3). A kipufogógázokban keletkező kénvegyületek, mint például a kén-dioxid (SO_2), kén-tetrafluorid (SF_4) és a kén-hexafluorid (SF_6) képes lemosódni a patakba.

A patak szulfát-tartalma feltehetőleg geológiai eredetű, P7 és P8 pontokban szennyvíz bevezetés befolyásolja.

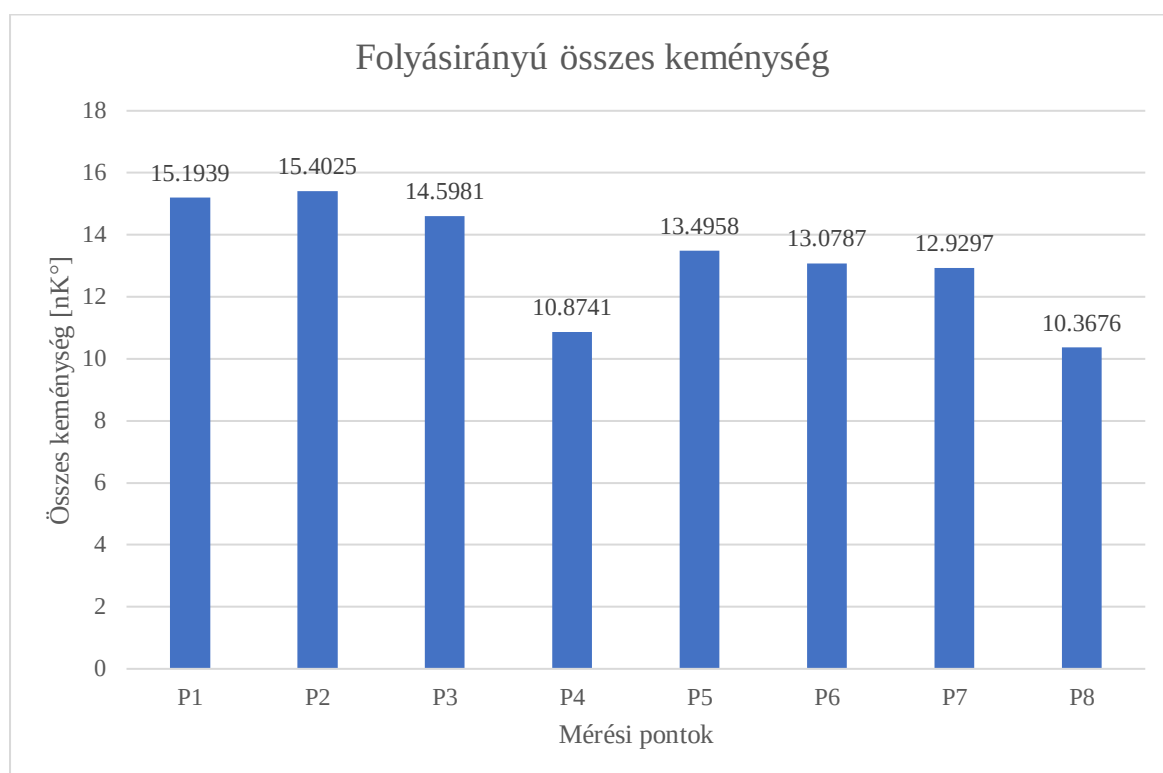
A méréseket minden mintánál három ismétlésben végeztem, az értékekből szórásokat számoltam. Az átlagos szórás mértéke 0,0550 mg/l. A grafikonon ábrázoltam a különböző mintavételi pontokhoz rendelt szórási értékeket.

4.2.6. Összes keménység, kalcium- és magnéziumion

A folyásirányú összes keménység bemutatására az alábbi grafikon szolgál:

11. ábra: Az összes keménység folyásirányú koncentrációja

(Forrás: Saját készítés)



A mérési eredmények alapján jól látható, hogy az összes keménység a mérési pontok között ugyan nem teljesen egységes, a patak minden pontján a vízminőség közepesen kemény víznek mondható.

Az összes keménység a P2 ponton a legnagyobb 15,4025 nK° értékkel, ez feltehetőleg geológiai eredetű. A legkisebb érték pedig a P8 ponton 10,3676 nK°, ami a Duna hígító hatásának köszönhető. A P4 ponton is hasonló érték mérhető, 10,8741 nK°, ez szintén egy felszíni víztest, a Naplás-tó hígító hatásának tudható be.

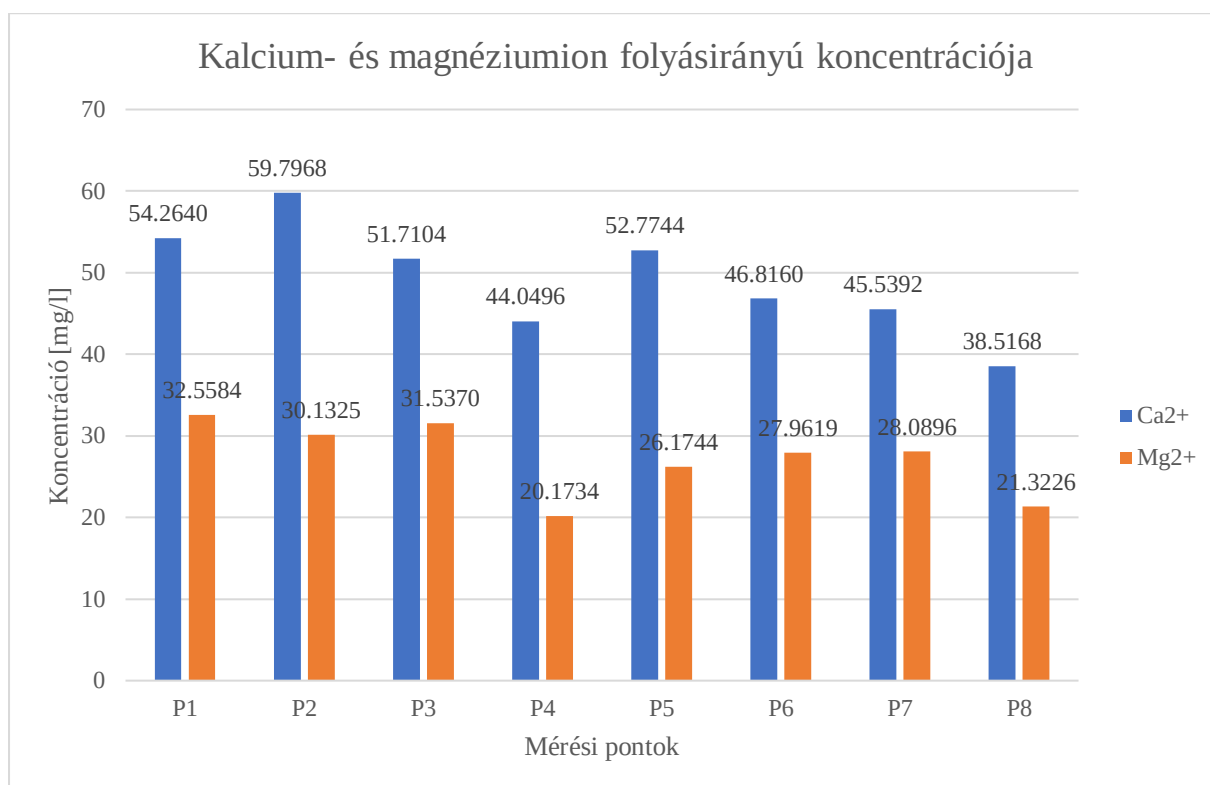
Jól látható, hogy a patak sziklásabb, kavicsosabb mederrel rendelkező szakaszain (P1, P2, P3, P5) a keménység magasabb a többi szakaszhoz képest.

A budapesti csapvíz összes keménysége átlagosan 13 nK°, ehhez viszonyítva látható, hogy a patak keménysége nem különbözik jelentős mértékben.[63]

A kalcium- és magnéziumion koncentrációt az alábbi grafikonon tudjuk követni:

12. ábra: A kalcium- és magnéziumion folyásirányú koncentrációja

(Forrás: Saját készítés)



Grafikonon jól szemléltethető, hogy a patak egész területén a kalciumionok csaknem kétszeres mennyiségben fordulnak elő, mint a magnéziumionok. Ez a meder talaj- és kőzettípusainak, tehát a terület geológiai adottságainak köszönhető.

4.3. Eredmények összehasonlítása korábbi eredményekkel

A Patak foszfát és nitrát koncentrációjának időbeni változásának megfigyelése érdekében, az általam mért értékeket összevetem Major L., Grósz J., Sebők A., Waltner I. Vízanalitikai vizsgálatok a Szilas-patakon című 2022-es tanulmányával.

A két vizsgálatban található néhány közel azonos mintavételi pont, ezek P1-S2, P2-S3, P3-S4, P4-S5, P5-S8 pontpárok.

Az összehasonlítást a 2022-es vizsgálat augusztusi szakaszával teszem, hiszen ez áll legközelebb az én általam végzett októberi időszakhoz. A kutatásban ugyan nincsenek feltüntetve pontos koncentráció értékek, egy körülbelüli értéket tudok leolvasni az ábrázolt grafikonokról.

A két időszak közötti nitrát-nitrogén koncentrációt az alábbi táblázatban lehet összehasonlítani:

5.Táblázat: Nitrát-nitrogén koncentráció 2022-ben és 2023-ban.

(Forrás: Saját készítés)

Név	Nitrát-nitrogén koncentráció [mg/l] 2022	Nitrát-nitrogén koncentráció [mg/l] 2023
P1	14,45	16,48
P2	13,10	16,94
P3	13,55	16,71
P4	6,77	17,84
P5	10,61	18,52

A két mérés összehasonlítása érdekében egytényezős variancia-analízisvizsgálatot végeztem, melynek során megállapítható, hogy az értékek között szignifikáns különbség van (szignifikanciaszint: 0,004).

Táblázat alapján is szemmel látható, hogy minden mérési ponton a nitrát-nitrogén koncentrációja növekedett, P4 ponton több mint kétszeresére. Ez a Naplás-tó utáni kifolyó szakasz, ahol már a nitrogén kedvelő növényzet elburjánzásából lehet látni, hogy nem jó irányba halad a patak állapota.

A két időszak közötti foszfát foszfor koncentrációt az alábbi táblázatban lehet összehasonlítani:

6.Táblázat: Foszfor-foszfát koncentráció 2022-ben és 2023-ban.

(Forrás: Saját készítés)

Név	Foszfát-foszfor koncentráció [mg/l] 2022	Foszfát-foszfor koncentráció [mg/l] 2023
P1	5,55	0,0601
P2	3,26	0,0446
P3	1,96	0,0552
P4	0,33	0,0071
P5	0,65	0,0035

A foszfát-foszfor koncentrációja láthatóan nagymértékben csökkent. Ezt az indokolhatja, hogy ebben az időszakban kevesebb mezőgazdasági tevékenység folyt a patak területén, vagy a mezőgazdasági tevékenységek során nem használtak annyi trágyát. Emellett a 2023-as mérések során a hónapban csapadékos időjárás volt a jellemző, mely hígító hatást gyakorol.

A két mérés összehasonlítása érdekében egytényezős variancia-analízis vizsgálatot végeztem, melynek során megállapítható, hogy az értékek között szignifikáns különbség van (szignifikanciaszint: 0,04).

5. Következtetések

A Szilas-patak vizsgálata során végzett mérések alapján összefoglalva elmondható, hogy a patak számos mérési komponens tekintetében aggasztó mértékű szennyezettséget mutat. A szennyezettség nem csupán laboratóriumi eredmények alapján állapítható meg, hanem szemrevételezéssel is egyértelmű, hiszen a patak csaknem teljes területén megfigyelhetők az eutrofizáció jelei.

A szennyezés jelenléte a patak egész ökoszisztémáját érinti, komoly veszélyt jelent, és sürgős intézkedéseket igényel annak érdekében, hogy megelőzzük a további károsodást. Az egyik kulcsfontosságú lépés a szennyezés forrásának azonosítása és megszüntetése. Különösen hangsúlyozandó az ismeretlen eredetű szennyvízbevezetés a Pólus Center mögötti szakaszon. Ennek alapos vizsgálata és az esetleges illegális szennyvíz kibocsátások felderítése elengedhetetlen a probléma gyökerének megértéséhez és a megfelelő intézkedések meghozatalához.

Amennyiben nem történik hatékony beavatkozás, fennáll a veszély, hogy a szennyeződés továbbterjed, és károsítja az élővilágot. A Szilas-patak fontos szerepet tölt be mind ökológiailag, mind gazdaságilag a környező területeken, ezért elengedhetetlen, hogy nagyobb figyelmet fordítsunk rá.

6. Összefoglalás

A szakdolgozat célja, hogy rálátást nyerhessünk a Szilas-patak jelenlegi állapotára. Különböző potenciális szennyezőanyagok jelenlétét vizsgáltam, megfelelő analitikai vizsgálatok segítségével. A kutatás a patak teljes területéről vett nyolc minta kiértékelésével szemlélteti az anyagok koncentrációjának folyásirányú alakulását.

A Szilas-patak minőségét több antropogén tényező is befolyásolja. Közöttük a Dunakeszi szennyvíztisztítótelep vízbevezetése, Rákosmente csapadékelvezetése, az M31 autópálya vízelvezetése, illetve egy ismeretlen eredetű szennyvízbevezetés a Pólus Center mögötti szakaszon. Emellett hatást gyakorol rá a Naplás-tó, valamint a környéken végrehajtott mezőgazdasági műveletek is.

Helyszíni mérések során a vizsgált tényezők közé tartozik a vezetőképesség, a redoxipotenciál, a pH és a hőmérséklet, melyek vizsgálatához helyszíni mérőműszert (WTW pH/Cond 340i) alkalmaztam, ezen kívül mértem a szakaszok vízmélységét is.

A redoxipotenciál mérésekből megállapítható, hogy a patak teljes területén oxidatív viszonyok uralkodnak.

A patak pH-ja semleges közeli, helyenként enyhén lúgos, a felszíni vizekhez tartató átlagos pH értékeket nem lépi át.

Laboratóriumi vizsgálatok során a kloridion koncentrációt argentometriás titrálással, a kalcium- és magnéziumion koncentrációját, valamint a vízkeménységet komplexometriás titrálással, a foszfát-foszfor koncentrációt molekulaabszorpciós módszerrel, a szulfát koncentrációt turbidimetriás eljárással, az ammónium koncentrációt spektrofotometriás módszerrel határoztam meg mintánként három ismétlésben, a nitrát-nitrogén tartalmat HORIBA LAQUAtwin mérőműszer segítségével mértem.

Az eredményeket oszlopdiagrammon ábrázoltam a szórásértékek feltüntetésével, majd összevettem a hozzájuk tartozó legfrissebb határértékekkel (10/2010 VIII.18.). Ahol lehetett, a korábbi MSZ 12749 szabvány szerinti kategóriába is besoroltam a patakot, szennyezettségét tekintve.

A vizsgálati eredményekből kiderült, hogy a patak több szempontból is szennyezett. Az ammónium-nitrogén koncentráció sokszorosa a határértéknek, erősen szennyezett kategóriába sorolható.

Az ammónium-nitrogénhez hasonlóan a patakban a nitrát-nitrogén koncentrációja is túl nagy, értéke a határérték sokszorososa, szennyezett kategóriába sorolható.

A legkiugróbb eredmény a klorid koncentráció, a patak teljes területén a mért eredmény a határérték több mint tízszerese.

A foszfor-foszfát, a szulfát, a kalcium és a magnézium koncentráció nincs jelentős mennyiségben a patakban, ezen komponensek tekintetében a patak nem számít szennyezettnek.

A mért foszfor-foszfát, illetve a nitrát-nitrogén koncentrációt összevetettem egy 2022-es mérés eredményeivel, ennek érdekében egytényezős variancia-analízisvizsgálatot végeztem. Ez alapján megállapítható, hogy a foszfor-foszfát koncentráció szignifikánsan csökkent, míg a nitrát-nitrogén koncentráció szignifikánsan nőtt az eltelt idők során.

7. Irodalomjegyzék:

1. Rácz L., Tölgyessy Gy., Papp L., Lesný Gy. (2002): *Környezeti kémia, A környezet kémiája, analitikája és technológiája*. Eger: EKF Líceum Kiadó, p.74.
2. Maviz weboldala. Letöltési dátum: 2023.10.22. Forrás: [Honnan „ered” a csapvíz Magyarországon? | MaVíz - Magyar Víziközmű Szövetség \(maviz.org\)](#)
3. Pálvölgyi T. , Selmeczi P. (2016): Tudásmegosztás, alkalmazkodás és éghajlatváltozás, A Magyar Földtani és Geofizikai Intézet kutatási-fejlesztési eredményei a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer létrehozására. Budapest: Magyar Földtani és Geofizikai Intézet. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. forrás: [NATeR kotet MFGI 2016 BedeFA.pdf \(mtak.hu\)](#)
4. Szilágyi F. , Orbán V. (2007): *Alkalmazott hidrobiológia*. Budapest: Magyar Vízmű Szövetség, p. 31–32.
5. ELTE weboldala. Letöltés dátuma: 2023.11.04. forrás: [Felszíni és felszín alatti vizek, eljegesedett területek \(elte.hu\)](#)
6. Go Tourist weboldala. Letöltés dátuma: 2023.10.21. forrás: [Szilas-Patak | GoTourist](#)
- Web archive weboldala. Letöltési dátum: 2023.11.04. Forrás: [web.archive.org/web/20110828121845/http://www.sulinet.hu/eletestudomany/archiv/2001/0125/28.html](#)
7. Szabó L. (2012): A pesti zöldgyűrű koncepciója és a pestszentlőrinci Kavicsbánya szabadtérépítészeti koncepcióterve, Diplomamunka, Budapesti Corvinus Egyetem, Kert- és Szabadtértervezési Tanszék, 2012, p. 31–33.
- Wikipédia weboldala. Letöltés dátuma: 2023.10.21. forrás: [Naplás-tó – Wikipédia \(wikipedia.org\)](#)
8. Netjogtár weboldala. Letöltés dátuma: 2023.10.21. forrás: [Budapest Főváros Önkormányzata Közgyűlésének 25/2013. \(IV. 18.\) önkormányzati rendelete - 1.oldal - Önkormányzati rendelettár \(jogtar.hu\)](#)
9. Wikipédia weboldala. Letöltés dátuma: 2023.10.21. forrás: [jan-1.indd \(helyihirek.hu\)](#)
10. Németh I.: Tudásmegosztás, alkalmazkodás és éghajlatváltozás, A Magyar Földtani és Geofizikai Intézet kutatási-fejlesztési eredményei a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer létrehozására. Budapest: Magyar Természetvédők Szövetsége. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 21. forrás: [naplas_to.pdf \(mtvsz.hu\)](#)

11. Wikipédia weboldala. Letöltés dátuma: 2023.10.21. forrás: [Szilas-patak \(Duna\) – Wikipédia \(wikipedia.org\)](https://hu.wikipedia.org/wiki/Szilaspatak_(Duna))
12. Web archive weboldala. Letöltés dátuma: 2023.10.21. forrás: web.archive.org/web/20110828121845/http://www.sulinet.hu/eletestudomany/archiv/2001/0125/28.html
13. Szabó L. (2012): A pesti zöldgyűrű koncepciója és a pestszentlőrinci Kavicsbánya szabadtérépítészeti koncepcióterve, Diplomamunka, Budapesti Corvinus Egyetem, Kert- és Szabadtértervezési Tanszék, 2012.
14. Csáky P., Szénási V., Kun A., (2004): Florisztikai adatok a Gödöllői-dombság területéről I., Debrecen
15. Az Európai Parlament és Tanács 2000. október 23-i 2000/60/EK irányelve. Az európai közösségi intézkedések kereteinek meghatározásáról a víz politika területén. Letöltés dátuma: 2023.10.04. Forrás: <http://www.nyuduvizig.hu/nyugat-dunantuli/pfile/file?path=/eu-viz-iranyelvek/viz-keretiranyelv/wfdenhu20020224.pdf1>
16. BDL Környezetvédelmi Kft. (2020): *Dunakeszi szennyvíztisztító telep fejlesztés agglomerációs felülvizsgálati dokumentáció*. Budapest: BDL Környezetvédelmi Kft. A DMRV Dunamenti Regionális Vízmű Zrt. megbízásából.
17. Magyar E., Mészáros Sz., Vidéki B., (2020): *Budapest Főváros XVII. kerület Rákosmente Környezetvédelmi Program (2021-2026)*. Budapest: ÖKO Zrt. [Elektronikus kiadvány]
Letöltés dátuma: 2023.10.25. Forrás: [BUDAPEST XVII. KERÜLET RÁKOSMENTE KÖRNYEZETVÉDELMI PROGRAM \(rakosmente.hu\)](http://rakosmente.hu/BUDAPEST_XVII_KERULET_RAKOSMENTE_KORNYEZETVEDELMI_PROGRAM)
18. Bazsika E., (2006): *Az M31 autópálya vízelvezetése és vízrendezési feladatok Nagytarcsa térségében*. Csesztreg: Hidrológiai Közöny. p. 55–64.
19. A Magyar Kétfarkú Kutya Párt weboldala. Letöltési dátum: 2023.10.21. forrás: [Papírunk van róla, hogy fekáliával szennyezett a Szilas-patak vize a Pólus Centernél – Kétfarkú Kutya Párt \(mkkp.party\)](https://mkkp.party/papirunk-van-rola-hogy-fekaliaival-szennyezett-a-szilaspatak-vize-a-polus-centernel)
20. Dukay I. (2000): *Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához*. Vác: Göncöl Alapítvány és Szövetség, p. 132.
21. Fay M., Osier M., Colman J., (2004): *Interaction profile for: cyanide, fluoride, nitrate and uranium*. Georgia State: U.S. Department of Health and Human Services Public Health Service Agency for Toxic Substances and Disease Registry.
23. Kockazatos weboldala. Letöltési dátum: 2023.10.21. Forrás: <https://kockazatos.hu/anyag/nitrát>

24. Ward M.H., Jones R.R., Brender J.D., Kok T.M., Weyer P.J., Nolan B.T., Villanueva C.M., Van Breda S.G., (2018): *Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review*. International Journal of Environmental Research and Public Health
25. Agudo A., et al.(2006): *Ingested Nitrate and Nitrite, and Cyanobacterial Peptide Toxins*, Lyon. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. forrás: [IJERPH | Free Full-Text | Drinking Water Nitrate and Human Health: An Updated Review \(mdpi.com\)](#)
26. Wikipédia weboldala. Letöltés dátuma: 2023.10.21. forrás: [Szulfát – Wikipédia \(wikipedia.org\)](#)
27. Soucek D.J. , Kennedy A.J. (2004): *Effects of hardness, chloride, and acclimation on the acute toxicity of sulfate to freshwater invertebrates*. USA. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. DOI: [10.1897/04-142.1](#)
28. Wang H. , Zhang Q. (2019): *Research Advances in Identifying Sulfate Contamination Sources of Water Environment by Using Stable Isotopes*. China. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. DOI: [10.3390/ijerph16111914](#)
29. Dukay I.. (2000): *Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához*. Vác: Göncöl Alapítvány és Szövetség, p.133.
30. Baldwin D.S. , Mitchell A. (2012): *Impact of sulfate pollution on anaerobic biogeochemical cycles in a wetland sediment*. Wodonga, Victoria, Australia. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. DOI: [10.1016/j.watres.2011.11.06](#)
31. Dukay I.. (2000): *Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához*. Vác: Göncöl Alapítvány és Szövetség, p. 133.
32. Wikipédia weboldala. Letöltés dátuma: 2023.10.21. forrás: [Foszfátion – Wikipédia \(wikipedia.org\)](#)
33. Razzaque S.M. (2011): *Phosphate toxicity: new insights into an old problem*. London: Clinical Science [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. DOI: [10.1042/CS20100377](#)
- 34.. Badamasi H., Yaro M.N., Ibrahim A., Bashir I.A. (2019): *Impacts of Phosphates on Water Quality and Aquatic Life*. India: Chemistry Research Journal [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. forrás: [chemrj-2019-04-03-124-133.pdf](#)
35. Dukay I.. (2000): *Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához*. Vác: Göncöl Alapítvány és Szövetség, p. 133.
36. Martín M.T., Polo L.V., Yélamos J.G., Rodríguez J.C. (2023): *Ammonium concentration in stream sediments resulting from decades of discharge from a wastewater treatment plant*. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. DOI: [10.1016/j.heliyon.2023.e21860](#)

37. Morgan II. R.P., Kline K.M., Kline M.J., Cushman S.F., Sell M.T., Weitzell Jr. R.E., Churchill J.B. (2012): *Stream Conductivity: Relationships to Land Use, Chloride, and Fishes in Maryland Streams*. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. DOI: [10.1080/02755947.2012.703159](https://doi.org/10.1080/02755947.2012.703159)
38. Szilágyi F. , Orbán V. (2007): *Alkalmazott hidrobiológia*. Budapest: Magyar Vízmű Szövetség, p. 107–108.
39. Lax S.M., Peterson E.W., Van der Hoven S.J. (2017): *Stream chloride concentrations as a function of land use: a comparison of an agricultural watershed to an urban agricultural watershed*. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 22. forrás: [Stream chloride concentrations as a function of land use: a comparison of an agricultural watershed to an urban agricultural watershed | Environmental Earth Sciences \(springer.com\)](#)
40. Rác L., Tölgyessy Gy., Papp L., Lesný Gy. (2002): *Környezeti kémia, A környezet kémiája, analitikája és technológiája*. Eger: EKF Líceum Kiadó, p. 64–65.
41. Dukay I.. (2000): *Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához*. Vác: Göncöl Alapítvány és Szövetség, p. 133.
42. Dukay I.. (2000): *Kézikönyv a kisvízfolyások komplex vizsgálatához*. Vác: Göncöl Alapítvány és Szövetség, p. 130.
43. Barkács Katalin, et al. (2012): *Környezeti kémia*. Budapest: Eötvös Loránd Tudományegyetem Természettudományi Kar.
44. Papp S., Kümmel R. (2005): *Környezeti kémia*. Veszprém: Veszprémi Egyetemi Kiadó, p. 85–88.
45. Søndergaard M. (2009): *Redox Potential*. [Elektronikus kiadvány] Letöltés dátuma: 2023. 10. 25. DOI: [10.1016/B978-012370626-3.00115-0](https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00115-0)
46. 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízzennyezettségi határértégeiről és azok alkalmazásának szabályairól
47. Rác L., Tölgyessy Gy., Papp L., Lesný Gy. (2002): *Környezeti kémia, A környezet kémiája, analitikája és technológiája*. Eger: EKF Líceum Kiadó, p. 176.
48. Pécsi Tudomány Egyetem weboldala: [Csapadékos titrimetria \(pte.hu\)](http://Csapadékos.titrimetria.pte.hu)
49. Pokol Gy., (2011): *Analitikai Kémia*. Budapest: Typotex Kiadó
50. MSZ 448-15:1982
51. Pokol Gy., (2011): *Analitikai Kémia*. Budapest: Typotex Kiadó
52. Budapesti Műszaki Egyetem weboldala: [ATOMSPEKTROSKÓPIAI MÓDSZEREK \(bme.hu\)](http://ATOMSPEKTROSKÓPIAI_MODSZEREK(bme.hu))
53. MSZ 448-21:1986

54. Budapesti Műszaki Egyetem weboldala: [ATOMSPEKTROSKÓPIAI MÓDSZEREK \(bme.hu\)](http://bme.hu)
55. MSZ EN ISO 6878:2004
56. Pécsi Tudomány Egyetem weboldala: [5-6b turbidimetria zavaross%E1gm Bodn%E1rI.pdf \(pte.hu\)](http://5-6b.turhidimetria.zavaross%E1gm.Bodn%E1rI.pdf)
57. MATE Környezettudományi intézet, Környezetanalitikai és környezettechnológiai tanszék, Vízanalitika segédlet, Szulfáttartalom meghatározása turbidimetriás módszerrel.
58. Kőmíves J., (1997): *Környezeti Analitika*. Budapest: Műegyetem Kiadó p.100–101.
59. Dolgosné dr. Kovács A., (2015): *Bevezetés a környezetvédelmi analitikába II.*. Debrecen: Zenfe
60. MSZ ISO 7150-1:1992
61. Horiba weboldal. Letöltés dátuma: 2023.10.25. forrás: [LAQUAtwin NO3-11C/NO3-11S/NO3-11 Pocket Water Quality Meters - HORIBA](http://LAQUAtwin.NO3-11C/NO3-11S/NO3-11)
62. Fekete E., Szabó S.A., Tóth Á. (1991): *A vízzennyezés ökológiája*. Budapest: Pro Natura Kiadói Kft., 31–35.
63. Imsys weboldal. Letöltés dátuma: 2023.10.25. forrás: <https://imsys.hu/vizminoseg-vizsgalat-vizkemenyseg/>

MATE Szervezeti és Működési Szabályzat

III. Hallgatói Követelményrendszer

III.1. Tanulmányi és Vizsgaszabályzat

6.13. sz. függeléke: A MATE egységes szakdolgozat /
diplomadolgozat / záródolgozat / portfólió készítési útmutatója

4.1. sz. melléklete: Konzulensi nyilatkozat

NYILATKOZAT

Szalai Máté (név) (hallgató Neptun azonosítója: V2H450)
konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a
szakdolgozatot áttekintettem, a hallgatót az
irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól
tájékoztattam.

A záródolgozatot/szakdolgozatot/diplomadolgozatot/portfóliót a záróvizsgán történő
védésre javaslom / nem javaslom .

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem

Kelt: 2023 év 11 hó 08 nap

Kyprián Fekete
belső konzulens

NYILATKOZAT

a

**szakdolgozat
hozzáféréséről és eredetiségéről**

nyilvános

A hallgató neve: Szalai Máté
A Hallgató Neptun kódja: V2H7S0
A dolgozat címe: A Szilas-patak vízminőség vizsgálata
A megjelenés éve: 2023
A konzulens intézetének neve: Magyar Agrár és Élettudományi Egyetem
A konzulens tanszékének a neve: Környezetanalitikai és Környezettechnológiai Tanszék

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

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

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

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

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

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

Kelt: 2023 év 11 hó 08 nap


Hallgató aláírása