

Debreceni Egyetem
Műszaki Kar
Környezet- és Vegyészmérnöki tanszék



Tárolás és koaguláció hatása szürkevizek zéta- potenciál és mikrobiológiai jellemzőire

Készítette:

Ungvári Levente, harmadéves környezetmérnök hallgató
Petrányi Andrea, negyedéves környezetmérnök hallgató

Belső konzulens: Keczánné Dr. Üveges Andrea
Dr. Boros Norbert

Tanszékvezető: Dr. Bodnár Ildikó

Debrecen
2014.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés, célkitűzések	3
2. Szakirodalmi áttekintés	5
2.1. Szürkevizek fogalma, jelentősége	5
2.2. Szürkevizek hasznosítása	6
2.3. Oldott és kolloidális szennyezők a szürkevízben	8
2.3.1. Oldott szennyezők	8
2.3.2. Kolloidális szennyezők	9
2.3.3. Zéta-potenciál alkalmazhatósága	10
2.4. Mikrobák a szürkevizekben	13
2.5. Mikrobiológiai vizsgálatok	14
2.6. Szürkevizek tárolása és kezelése	16
3. Anyag és módszer	20
3.1. Mintavétel.....	20
3.2. Tárolási vizsgálatok körülményei	20
3.3. Alkalmazott koagulálószer és adagolásuk	20
3.4. Alkalmazott analitikai módszerek	21
4. Eredmények és kiértékelésük	23
4.1. Szürkevizek minőségi vizsgálata	23
4.1.1. Különböző eredetű szürkevizek általános jellemzése	23
4.1.2. Kezelés alapjául szolgáló szürkevíz minták jellemzése	25
4.2. Szürkevizek minőségének változása a tárolás alatt	27
4.3. Szürkevizek kezelése vas és alumínium sókkal	29
4.3.1. FeCl_3 , mint koaguláló- és flokkulálószer	29
4.3.1.1. Optimális FeCl_3 -koncentráció meghatározása fürdővíz esetén.....	29
4.3.1.2. Fürdővíz minőségének változása FeCl_3 -kezelés hatására	30
4.3.1.3. Optimális FeCl_3 -koncentráció meghatározása mosóvíz esetén.....	32
4.3.1.4. Mosóvíz minőségének változása FeCl_3 -kezelés hatására.....	33
4.3.2. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, mint koaguláló- és flokkulálószer	34
4.3.2.1. Optimális $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -koncentráció meghatározása fürdővíz esetén	34
4.3.2.2. Fürdővíz minőségének változása $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés hatására.....	35
4.3.2.3. Optimális $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -koncentráció meghatározása mosóvíz esetén	37
4.3.2.4. Mosóvíz minőségének változása $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés hatására	39
5. Következtetések, javaslatok	40
6. Összefoglalás.....	42
7. Köszönetnyilvánítás	43
8. Irodalomjegyzék.....	44
9. Ábrajegyzék	50

1. Bevezetés, célkitűzések

Víz nélkül nem létezne az élet a Földön, hiszen ez a legfontosabb életfeltételeinkhez. Vízet nap, mint nap használunk sokféle célra, legyen az főzés, ivás, mosás, tisztálkodás, öntözés vagy autómosás. Életünk elképzelhetetlen lenne nélküle, nem beszélve arról, hogy mi emberek is vízből épülünk fel, minden testrészünk tartalmaz valamennyit belőle, legyen ez kötött, vagy nem kötött formában.

Naponta hallhatunk a globális problémákról, melyben kiemelkedő szerepet foglal a rendelkezésre álló ivóvízkészleteink rohamos csökkenése és a vízigény növekedése. Nemcsak gazdasági, hanem környezetvédelmi szempontból is fontos, hogy mennyit és milyen minőségben használunk el a vízkészleteinkből, hiszen akárcsak kőolaj- és földgázkészleteink, megfelelő minőségű vízkészleteink is végesek. A probléma azonban nem ilyen egyértelmű, gyakran nagymértékű szennyezőanyag kerül be a felszíni és felszín alatti vizeinkbe, melynek hatására a még hasznosítható víz is alkalmatlanná válik.

Sok helyen, a Földön nem jutnak egészségügyi szempontból megfelelő ivóvízhez sem. Hazánk helyzete rendkívül kedvező, vízrajzi adottságaink kiemelkedőek, azonban mi sem hagyhatjuk figyelmen kívül azt a tényt, hogy igényeink növekedésével egyre nagyobb mennyiséget használunk fel. A szakemberek világszerte különböző technikákkal próbálnak a tengerből és élő vízfolyásokból kiemelni vizet, és azt kellőképp megtisztítani, több-kevesebb sikerrel.

Ezen okok miatt az ivóvíz felhasználásának csökkentése elsődleges célja a legtöbb víz iránt érdeklődő kutatónak, szakembernek. Újabb és újabb alternatívákat keresnek azon tevékenységek helyett, amelyekhez nem szükséges ivóvíz tisztaságú víz. Ilyen alternatíva a szürkevíz újrahasznosítása.

Az ENSZ adatai szerint naponta nagyon sok ember olyan vizet fogyaszt, ami nem megfelelően tiszta, minden 6. ember a világon nem jut tiszta ivóvízhez [1]. Szükség van arra, hogy a szürkevizeinket újra használva víztakarékosságot érjünk el. Sokan nem is tudják, hogy a víz, amit egy kézmosás vagy fürdés után leeresztünk a közcsontra, az valójában nem biztos, hogy szennyvíznek számít. A szürkevizek korszerű és szabályos kezelésével megfelelő minőségű vizet lehet kinyerni, melyet adott körülmények között újra felhasználhatunk.

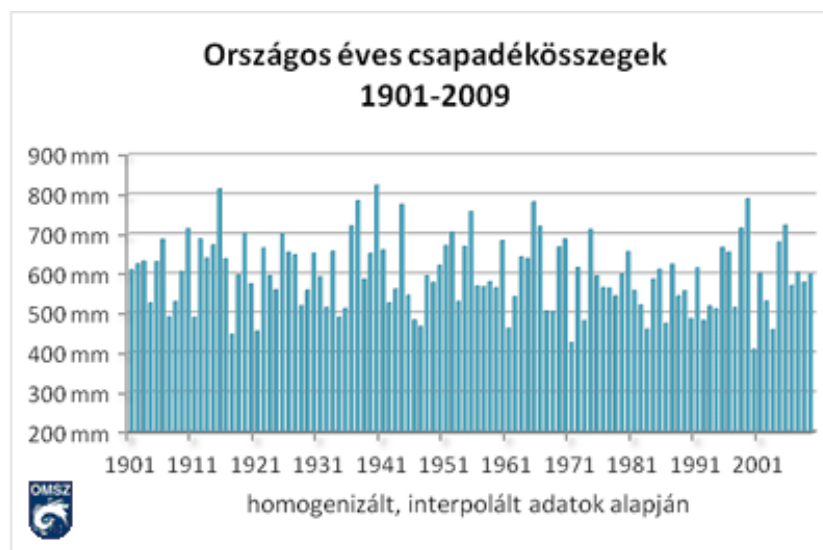
Kutatásunk céljaként tűztük ki, hogy a különböző eredetű szürkevizek minőségéről átfogó képet kapjunk, különös tekintettel a zéta-potenciál és mikrobiológiai paraméterekre. E paraméterek vizsgálata elősegíti annak megállapítását, hogy milyen vegyszeres kezeléssel érhetünk el hatékony szürkevíztisztítást az újra használat szempontjából. Emellett választ

adhatnak arra, hogy milyen területen hasznosítható a háztartásokban keletkező szürkevíz. Munkánk során elemeztük a 48 órás tárolás során bekövetkező változásokat, illetve vizsgáltuk két vegyszerrel (vas(III)-klorid és alumínium-szulfát) történő kezelés hatásait az egyes szürkevíz mintákra.

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. Szürkevizek fogalma, jelentősége

Az emberiség édesvíz készletei végesek, folyamatosan fogyasztjuk és szennyezzük ivóvizeinket, rontva ezzel annak minőségét. A Föld népességének növekedésével a napi vízigény is egyre nő, nem beszélve a különböző helyeken egyre kevesebb lehulló csapadékról [2]. A klímaváltozás azonban mindig is megfigyelhető volt a Földön, így nem csoda, hogy jelenünk éghajlata nem olyan, mint 30-40 évvel ezelőtt. [3]. Az 1. ábrán látható az elmúlt 100 évben lehullott csapadék mennyisége Magyarországon. A legfrissebb források [4] szerint az elmúlt több mint 100 évben csaknem 10%-kal csökkent az éves csapadékösszeg hazánkban.



1. ábra: Országos éves csapadékösszegek az 1901-2009 közötti időszakban [4]

A Föld számos részén napjainkban is nagy az ivóvízpazarlás, többek közt a WC öblítése és a gépjárművek mosása megoldható lenne más módon is. Fontos lenne, hogy ne termeljünk ki korlátlanul vízkészleteinket, hanem megfelelő módon használjuk fel azokat [5].

A szürkevíz meghatározásakor a szakirodalmak azon háztartási szennyvizet nevezik meg, melybe a WC öblítése során keletkező feketevíz nem kerülhet be. Ide tartoznak tehát a fürdésből, zuhanyzásból, kézmosásból, mosó- és mosogatógépek használatból, konyhai mosogatókból származó szennyvizek [6]. Friedler (2004) csak a kevésbé szennyezett szürkevizek (fürdés, mosás, kézmosás) újra használatát javasolja, hiszen e szürkevizek tisztítási költségei jóval alacsonyabbak, illetve kevesebb kedvezőtlen hatással járnak, ezzel szemben a mosogatásból származó szürkevíz gyakran több, nehezen eltávolítható szennyeződést tartalmaz, ezért nem gazdaságos a hasznosítása [7].

Annak ellenére, hogy a szürkevizet is a szennyvíz kategóriába soroljuk, számos paraméter tekintetében különbözik tőle. A KOI/BOI arány (1. táblázat) a szürkevizekben magasabb, de mindkét esetben 3 körüli érték. Ezzel szemben a kezelt vízben a KOI/BOI arány 3-10, ami arra enged következtetni, hogy a szürkevíz több biológiailag le nem bomló anyagot tartalmaz, mint a szennyvíz [8]. Ez alátámasztja a szürkevíz biológiai kezeléseinek korlátozását és támogatja a nem biológiai úton történő kezelések vizsgálatát.

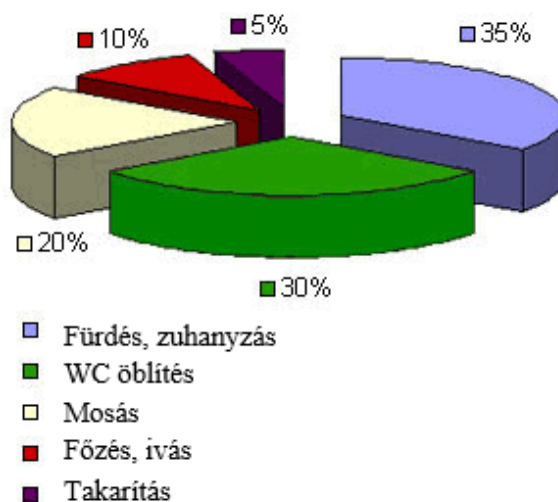
A DOC eredmények a vegyes szürkevízben 12 ± 4 mg/l, ami megegyezik az ivóvíz értékével.

1. táblázat: Szürkevíz és szennyvíz paramétereinek összehasonlítása [9]

Paraméterek	Szürkevíz		Szennyvíz
	Vegyes	Fürdővíz	
BOI (mg/l)	39 ± 17	166 ± 37	110-450
KOI (mg/l)	144 ± 63	575 ± 98	250-800
KOI/BOI	$3,7 \pm 1,2$	$3,5 \pm 0,4$	1-3
DOC (mg/l)	12 ± 4	56 ± 7	80-260
Zavarosság (NTU)	35 ± 16	42 ± 9	na
pH	6,6-7,6	7,3-7,8	na

2.2. Szürkevizek hasznosítása

A 2. ábrán egy átlagos háztartás ivóvíz fogyasztása figyelhető meg. Látható, hogy a legtöbb ivóvizet fürdésre, zuhanyzásra, és WC öblítésre használunk fel. Az UNESCO szerint a 2020-as évekre a vízhiány világméretű problémává válik [10]. Egyes irodalmak a naponta termelődő szürkevizet a napi vízfelhasználás 60-70%-ának becsülik [11], mely megfigyelhető az ábrán is. Ez a mennyiség akár 60-120 l/fő/nap mennyiséget is elérheti [11].



2. ábra: Ivóvízfogyasztás megoszlása napi szinten [10]

Vidéki és városi szinten is újraértelmezték az elmúlt években a szürkevíz fogalmát, mint új vízforrást a fent említett tevékenységekre. Fontos lenne nemzetközileg is együttműködni a legtöbb országgal (Izrael, Ausztrália, arab országok), akik a szürkevíz újrahasználatát támogatják, ezáltal is segítve az erre irányuló kutatásokat, illetve beruházásokat, emellett pedig vízpolitikailag is elfogadottá tenni, hogy a lakóházakban egy új vízrendszer kiépítésével megoldják a szürkevíz újra felhasználását [12].

A környezetvédelmi szemléletváltás erősítésével az emberekben nem biztos, hogy elérhetőek komolyabb változások. Az ivóvízhasználat ma igen pazarló, mely komoly problémája a 21. századnak, hiszen rengeteg tevékenységünkhöz használjuk e természeti értéket. Emellett komoly gazdasági-pénzügyi korlátokba ütközik bevezetni a szürkevíz újra használatot, ezek a tényezők megakadályozzák, hogy lépéseket tegyenek ez ügyben [13]. Nemzetközi együttműködésre lenne szükség, hiszen mindenhol eltérőek a gazdasági-fejlettségi viszonyok, nem minden ország tudja megteremteni a szükséges pénzügyi háttérrel az említett beruházásokra. A vízgazdálkodási stratégia megváltoztatása nagyon fontos volna, ahol a szürkevíz hasznosítás, mint egy új innováció szerepelhetne [14]. Ha csökkentenénk a vízhasználatot akár csak a WC öblítésének kizárásával az ivóvízhasználatból, nemcsak a közmű díjakban érhetnénk el csökkenést, hanem a környezetszennyezés is csökkenthető lenne, így egy élhetőbb környezetet alakíthatnánk ki [15, 16]. Az elmúlt időkben a szennyvíztisztítás és a szennyvízkezelés nagy szerepet kapott, nagyszabású beruházások is készültek, ám be kell látnunk, hogy vízkészleteinket ugyanúgy terheljük azáltal, hogy ilyen mennyiségű szennyvizet termelünk. A szennyvízkezelés által vízminőségromlás következett be mind a felszíni, mind felszín alatti vizeinkben [17]. A fenntartható vízgazdálkodás érdekében szükség van olyan alternatívákra, melyekkel csökkenthetjük az ivóvíz fölösleges felhasználását, melynek következtében a szennyvíz mennyisége is csökkenne. [18].

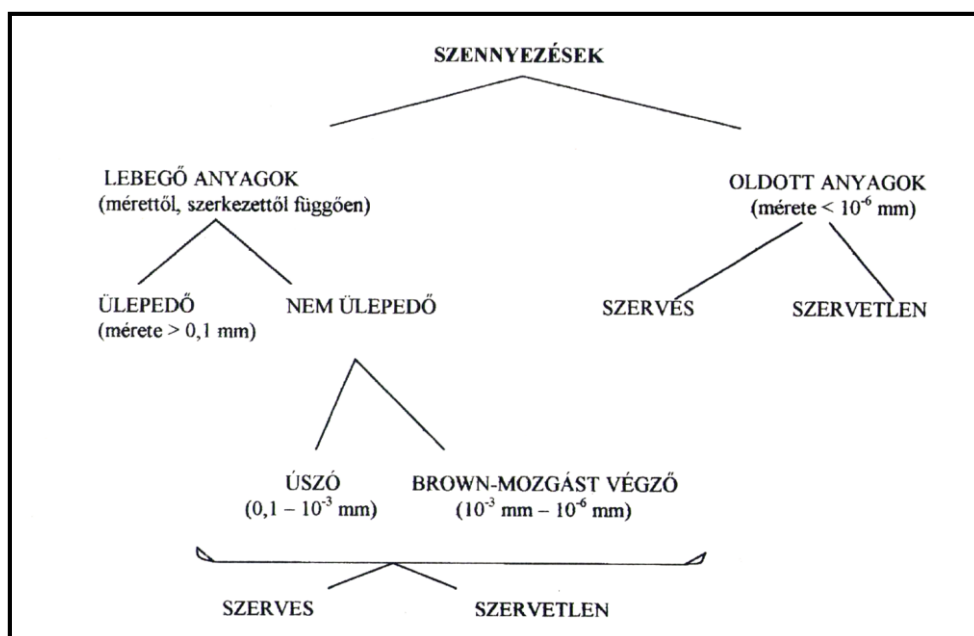
A talaj kihasználtsága igen nagy méreteket ölt, mint szilárd és iszapszerű hulladékok tárolója, melyből a szennyeződések a felszín alatti vizeinkbe is bekerülnek [19]. A talaj fizikai és kémiai tulajdonságaira nagy hatást gyakorolnak a kezeletlen és a kezelt szennyvizek egyaránt, hiszen a fokozott mezőgazdasági tevékenységek hatására sok helyütt a világban alkalmazzák a föld termékenységének növelésére, például trágyázás útján [20]. A tengerből származó sós vízzel való öntözés pedig nemcsak a növények fejlődésére van negatív hatással, de a talaj elszikesedését is elősegítheti [21].

Az szürkevíz újrahasznosítására számos lehetőség áll fent. A leggyakoribb a WC öblítésére való használat, hiszen szinte minden országban ivóvíz minőségű vizet használnak e célra [22], ami a napi vízfelhasználás körülbelül 30%-a [15]. Emellett számos országban hasznosítják

közüntézmények, parkok, golfpályák füves területeinek öntözésére [23], de néhány kutató szerint tűzoltásra és autómosásra is alkalmazható lenne [23, 24]. Egy családi házban WC-öblítésre és öntözésre hasznosítva a termelődő szürkevizet, akár 50%-os vízfelhasználás csökkenés érhető el [5, 25].

2.3. Oldott és kolloidális szennyezők a szürkevízben

A vizek minőségére kapunk választ akkor, ha a benne lévő szennyezők megjelenési formáit vizsgáljuk (3. ábra). A kezelési és felhasználási célokra is tudunk belőle következtetéseket levonni, ezáltal elkészíthetővé és kivitelezhetővé válik a megfelelő technológia, hogy milyen módon kellene megtisztítani szürkevizeinket [26]. A szennyező anyagokat vízzel szembeni magatartásuk szempontjából alapvetően két csoportra bonthatjuk: oldott és lebegő anyagok, ez utóbbiba soroljuk a kolloidokat, melyek a vizek zavarosságát is okozzák [27].



3. ábra: A szennyezések csoportosítása vízben való megjelenésük alapján [26]

2.3.1. Oldott szennyezők

Gyakorta a rendelkezésre álló szürkevíz meglehetősen nagy mennyiségű oldott szennyeződést, szerves vagy szervetlen ionokat, gázokat is tartalmazhat, ami miatt az újrahasznosítása közvetlenül nem megvalósítható. A leggyakrabban előforduló szennyező ionok közül egyesek mérgezőek, mások a fertőtlenítőszerrel reagálva kellemetlen szagot adhatnak a víznek. A Mn^{2+} és Fe^{2+} vegyületek a tározókban és szállító-rendszerekben csapadék formájában lerakódhatnak, a vascsapadékok pedig korróziót okoznak. Az ammónia a fertőtlenítőszerrel reagálva azok hatását befolyásolja és esetenként újabb szennyeződést is eredményezhet. [28]

2.3.2. Kolloidális szennyezők

Legyen szó bármilyen típusú vízről is, a kolloid méretű anyagok mindegyikben ugyanúgy jelen vannak [29]. A kolloid állapot fogalmát az anyagrendszerek általános fizikai állapotának tekintik. Kolloidoknak tekinthetők azok a rendszerek, melyek 500 nm-nél kisebb, de 1 nm-nél nagyobb méretű diszkontinuitásokat tartalmaznak [30]. Szabad szemmel és mikroszkóppal sem láthatóak [31], csak ultra- és elektronmikroszkóppal figyelhetők meg.

A vízben lévő lebegőanyag tartalmát a vízben szuszpendált anyagok adják, a kolloidális és az ülepedőképes anyagok. A vizek zavarossága szervesetlen és szerves eredetű oldhatatlan kolloid méretű anyagokkal hozható összefüggésbe [32].

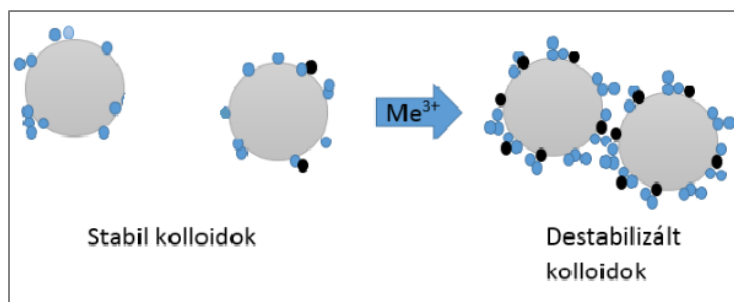
A vizek szennyeződését jelentő lebegőanyag-tartalom jelentős része nem ülepszik ki könnyen, ezek a részecskék nagyobb többsége kolloid mérettartományba esik [26].

E kisméretű részecskék negatív töltésűek, taszító hatást fejtenek ki egymásra. Spontán módon nem tapadnak össze, pelyhesedésük bármilyen vegyszeres kezelés nélkül nagyon nehezen, hónapok alatt megy végbe [26].

A lebegőanyag eltávolítására hidrolizáló fémsókat adagolnak a vizekhez, ami a szürkevíz kezelésére is használható módszer. Flokkuláció során összetapadnak a koagulált részecskék, melyek együtt a taszítóerő megszűnését eredményezik. Ha ilyen óriásmolekulához kapcsolódnak a kolloid részecskék, akkor a köztük lévő taszítóerő megszűnik és összetapadnak, úgynevezett töltésemlegesítés történik. Összefüggő részecskerendszer jön létre, melyet flokkulumnak neveznek.

A mikropelyhek képződését követi a jól ülepedő pelyhekké való összekapcsolódás. A polimer szerkezet teszi lehetővé a makropehely képződést, így a kolloid felületén a polimermolekula egy része szorbeálódik, míg többi része képes szabadon mozogni tovább ezzel is elősegítve az újabb és újabb részecskékhez való kötődést.

A gazdaságos megoldások közé sorolhatóak a három vegyértékű fémsók (Me^{3+}), melyekkel megváltoztatják a kolloid méretű részecskék felületi töltéseloszlását, ami a 4. ábrán látható [33]. A diffúz kettős réteg vastagságának csökkentését, kolloid részecskék csapadékba való beépülését, adszorpciót és hídkötés keletkezését segítjük elő a kolloid destabilizációval. A kolloidok zéta-potenciál értékének csökkentésére alkalmas módszernek bizonyul a három vegyértékű fémsók általi kezelés.



4. ábra: Kolloid destabilizáció három vegyértékű fémekkel (Készítette: Ungvári Levente)
negatív töltés, pozitív töltés

A különböző fémek nem csak a kolloidokra vannak hatással azáltal, hogy semlegesítik a töltéseiket, hanem a biológiai lebontási folyamatokra is. A 2. táblázatban a különböző fémek hatása figyelhető meg a BOI_5 lebontására vonatkozóan. A fémek használatával tehát nem csak kedvező, hanem gátló folyamatok is beindulhatnak a szürkevíz és szennyvíz kezelése során is.

2. táblázat: Fémek hatása a biológiai lebontási folyamatokra [27]

Fém	Koncentráció, mg/l	Hatás
Alumínium (Al)	10	gátolja a lebontási folyamatot
Ólom (Pb)	0,1	gátolja a lebontási folyamatot
Króm (Cr(VI))	100	33%-ra csökkenti a BOI_5 -öt
Króm (Cr(III))	75	82%-ra csökkenti a BOI_5 -öt
Réz (Cu)	25	34%-ra csökkenti a BOI_5 -öt
Nikkel (Ni)	10	32%-ra csökkenti a BOI_5 -öt
Nikkel (Ni)	25	BOI_5 csökkenése már nem mérhető
Cink (Zn)	50	18%-ra csökkenti a BOI_5 -öt

2.3.3. Zéta-potenciál alkalmazhatósága

A zéta-potenciál mérése szorosan kötődik a kolloidikához és a vízkezeléshez, mert a vízben lévő kolloid részecskék kimutatására jól alkalmazható módszerről van szó.

A zéta-potenciál a részecskék felületi töltésének mértékét adja meg. Vizes oldatban az elektromos töltéssel rendelkező részecskéket egy ellentétes töltésű diffúz ionréteg veszi körül, amelynek egy része erősen kötött, amit egy könnyebben megbontható réteg követ. A két réteg határvonalán mérhető a zéta-potenciál. Ha értéke 0 mV, akkor a kolloid rendszerek stabilitása lecsökken, a részecskék könnyen összetapadnak és aggregátumok alakulnak ki. Ha a zéta-potenciál értéke pozitív vagy negatív irányban messzebb van az izoelektromos ponttól (0 mV), a kolloid rendszer stabil, a részecskék taszítják egymást, tehát az aggregátumok kialakulásának

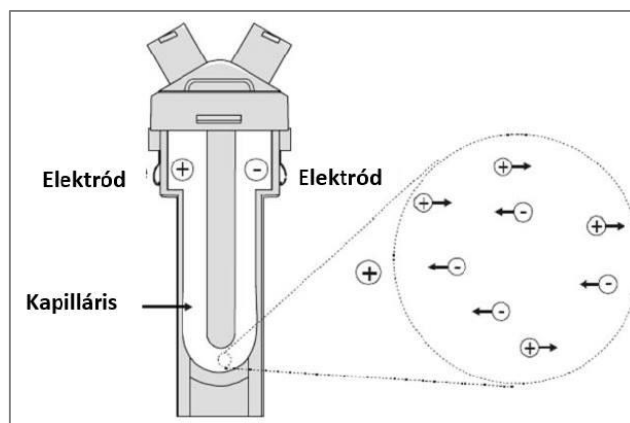
valószínűsége csökken. Értékét befolyásolja a pH, a vezetőképesség, illetve a vízben lévő oldott ionok. [34]

Fontos, hogy el tudjuk távolítani a vízből a különböző szennyezőket, legyen az lebegőanyag formájában vagy akár nagyobb méretű szennyeződésként, mely nem kolloid mérettartományba esik. Hozzáadott vegyszer segítségével csökkenthető a zéta-potenciál érték (abszolút értékben értve), ha olyan mennyiségű és minőségű vegyszer adagolása történik meg, amely beindítja a vízben lévő lebegőanyagok kiülepedését. A kolloid részecskék közötti taszító hatás megszűnése miatt nullához közeli potenciálérték áll be, mely elérése következtében a már ülepedni is képes részecskék szűrése megvalósítható. A zéta-potenciál mérése által elérhetővé válik egy optimális vegyszerigény meghatározása a vízkezelésben, hiszen ezáltal mérhető a vízben lévő kolloidok potenciálja, a taszítás mértéke mV-ban [35].

A vízkezelésnél tehát 0 mV zéta-potenciál elérése a cél. Ekkor szűnik meg a vízben lévő kolloidok töltése és indul meg a pelyhesedés folyamata. 0 ± 5 mV már ideális eredménynek számít a mérés során, ekkor már a kolloidok között bekövetkezik a semlegesítődés, a taszító hatás megszűnése.

A zéta-potenciál mérését több iparágban is alkalmazzák, például kerámia iparban, gyógyszeriparban, vegyiparban, ásványi anyag feldolgozóknál, elektronikában, vízkezelésben.

A zéta-potenciál csak oldatban mérhető, a készülékek a fényszórás elvét és az elektroforézist egyesíti, melyekkel szilárd halmazállapotú minták nem mérhetők [36]. Az elektroforézis nem más, mint a töltött részecskék (ionok, felületi töltéssel rendelkező részecskék) vándorlása elektromos erőter hatására [37]. A mintatartókba (5. ábra) a legtöbb készülékben általában nagyon kis mennyiségű minta bevitele szükséges a mérés elvégzéséhez.



5. ábra: Egység a Malvern Zetasizer NanoZ készülékhez [38]

A zéta-potenciál az elektrokinetikai jelenségek adataiból is számítható a következőképpen:

$$\zeta = 4\pi de / D,$$

Ahol D a közeg, vagyis az áramló folyadék dielektromos állandója, e az elektromotoros erő egységnyi felületi töltése, d a kettősréteg vastagságát jelöli, míg a ζ a zéta potenciál, azaz az elektrokinetikai potenciál [30].

A Debreceni Egyetem Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszék Vízhatalóságvédelmi laboratóriumában Malvern Instruments Ltd. által gyártott Zetasizer NanoZ készülék segítségével mértük folyadék minták zéta-potenciál értékét. A készülék segítségével a napjainkban egyre fontosabbá váló kolloidális szennyezőket tudjuk vizsgálni. A gyógyszeripartól a festékiparon át az élelmiszeriparig mindenhol használatos lehet. A készülék nagy segítség egy szennyvíztisztítási technológiában is, mivel az adagolni kívánt vegyszerek mennyiségét könnyen kiszámíthatjuk a mérések alapján. Emellett a mérések rámutatnak, hogy milyen hatékonysággal távolíthatóak el adott mennyiségű vegyszerrel a lebegő anyagok, részecskék a mintából. A gyártó szerint a Zetasizer Nano rendszer biztosítja az ülepített és már aggregálódott részecskék megtisztítása utáni víz számszerű paraméterét mV-ban mérve, mely egy megbízható eredményt ad. A Nano rendszer a gyártó első rendszere, mely az elektroforetikus fényszórás elvét alkalmazza. Kiegészítő eszközökkel szemcseméret mérésére is alkalmassá tehető az eszköz. A gyártó 0 ± 5 mV tartomány közöttire becsüli a már kellő módon flokkulált vízszennyezők potenciál értékét. MPT-2 automata titrálóval összekötve az eszközt még hatékonyabb mérési metódus érhető el, emellett a koagulálási folyamatot is elősegítené e kiegészítő eszköz [39, 40].



6. ábra: Malvern Zetasizer NanoZ készülék Debreceni Egyetem Műszaki Kar Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszék Vízhatalóságvédelmi Laboratórium

2.4. Mikrobák a szürkevizekben

A legtöbb szakirodalom az alábbi mikroorganizmusokat említi, mint potenciális veszélyforrásokat a szürkevízben: *Escherichia coli* (*E. coli*) [41], *Salmonella* [42], *Shigella* [43], *Enterococcus* [44], *Pseudomonas aeruginosa* [45], *Staphylococcus aureus* [45], vírusok [41].

Az *E.coli*, *Salmonella* és *Shigella* Gram-negatív pálcika alakú baktériumok, az *Enterobacteriaceae* család tagjai. A család néhány tagja, mint az *E.coli*, a természetes bélflóra tagja, *Salmonella* és *Shigella* azonban csak kóros körülmények között van jelen szervezetünkben. A család tagjai fakultatív anaerobok, azaz aerob és anaerob körülmények között egyaránt tenyészthetők. [46]

Az *E.coli* baktérium a legtöbbet tanulmányozott mikroorganizmus. A természetes bélflóra jellegzetes tagja, jelentős szerepe van a vitaminok szintézisében és visszaszorítja más kórokozó baktériumok elszaporodását a szervezetben. Vannak azonban patogén törzsei is (pl. a K5 típusba tartozó törzsek), melyek exotoxint termelnek, és emésztőrendszeri zavarokat okoznak. Nem szaporodik jelentősen, de képes hetekig megélni a vízben, ezért hasznos a fekáliás eredetű szennyeződések indikálására, ezen kívül a patogén bélbaktériumok index mikroorganizmusa is. Ha a megengedettnél nagyobb számban vannak jelen, akkor fokozottan kell számolni kórokozó mikrobák jelenétével is. A többi fekális coliformtól abban különbözik, hogy nem tartalmaz ureáz enzimet, azonban β -glükoronidázt igen. [47, 48]

A *Salmonella* talajban, vízben, szennyvízben, növényben és állatokban egyaránt előfordulhat. Fertőzése a tápanyaggal, tejjel, vagy az ürülékkel szennyezett vízzel terjed. A *Salmonellosis* gyomorbetegségeket okoz, mint gyomor- és bélhurut, hasmenés, gyomorgörcs, és lázzal, illetve hányingerrel jár. A szennyvíztisztítással csökkenthető a mennyiségük, de el nem távolítják az indikátorbaktériumokkal együtt. Nem fertőtlenített szennyvízben akár 1-1100/ 100 ml is lehet a koncentrációjuk. A megfelelő fertőtlenítés gátolhatja a fertőzés kialakulását. [49]

A *Shigella* baktérium ürülék révén terjed. A *Salmonellától* eltérően, állatokban nem fordul elő. Túlélése a vízben változó, de alacsony hőmérsékleten, tápanyagdús közegben fokozódik [49]. A szájon át a szervezetbe jutott kórokozók bejutnak a vastagbél hámsejtjeibe és az alattuk lévő szövetbe, elszaporodnak és endotoxinjaik segítségével a hámot elpusztítva fekélyeket idéznek elő [50].

Az *Enterococcusok* Gram-pozitív mikroorganizmusok, az *Enterococcaceae* családba tartoznak és elsősorban a normál bélflóra tagjaiként fordulnak elő. A nemzetség két

legfontosabb tagja az *E. faecalis* és *E. faecium*. Jelentőségüket a különböző környezeti hatásokkal szembeni ellenálló képességük és nagyfokú antibiotikum-rezisztenciájuk magyarázza. Az esetek többségében az *E. faecalis* okozhat megbetegedést, mint húgyúti fertőzéseket, fekélyes fertőzéseket, ételben elszaporodva pedig ételmérgezést. [46, 51]

A *Staphylococcus aureus* Gram-pozitív gennykeltő baktérium, a *Staphylococcaceae* baktériumcsalád igen fontos tagja. Melegvérű állatok és az ember bőrén, nyálkahártyáján fordulnak elő, innen kerülhetnek be a mosó-, fürdő-, és mosogatóvizekbe. A fizikai és kémiai hatásokkal szemben ellenállóbbak, mint a többi spóra nélküli mikroba. [46, 47, 51]

A *Pseudomonas aeruginosa* nem fermentáló Gram-negatív pálcika alakú baktérium, mely vizekben, növényekben, állatokban és az emberi szervezetben egyaránt előfordul. Nedves környezetben minimális tápanyagforrás mellett képes hosszú ideig túlélni és korlátozottan szaporodni, gyakorlatilag mindenütt megél. Számos antibiotikummal szemben is ellenálló, a kórházi fertőzések 10%-át e baktériumok okozzák. Humánpatogének, az immunrendszer legyengülésekor sebek gennyesedését és húgyúti fertőzéseket okoznak. [46, 51]

Vírusok közül humánpatológiai szempontból három RNS-vírus vizsgálatának van jelentősége: enterovírus, rotavírus és norovírus, melyek gastroenteritis (bélgyulladás) megbetegedést okozhatnak az embernél. Az enterovírusok nem enterális betegségeket okoznak, ugyanakkor ezúton terjednek, a bélben szaporodnak és megjelennek a székletben, mely meghatározó a terjesztésükben. Viszonylag rezisztensek, folyóvizekben akár hónapokig is fertőzőképesek maradnak. A rotavírusok nagy jelentőséggel bírnak a gyermekkori vírusos gastroenteritisben. A vékonybélbolyhok sejtjeit fertőzik meg és az így elpusztult sejtek leválása és szétesése révén jutnak a székletbe is nagy mennyiségben [46]. A norovírus a *Caliciviridae* család tagja és a rotavírushoz hasonlóan a vékonybélbolyhok sejtjeit károsítja. Ezt a típust nem lehet tenyésztéssel vizsgálni, helyette genetikai alapú a kimutatása a székletmintából. [46, 51]

2.5. Mikrobiológiai vizsgálatok

A mikrobiológiai vizsgálatok célja a kórokozók kimutatása. Minőségi vizsgálattal a mikroba faji hovatartozását határozhatjuk meg (pl. Gram-festés), mennyiségi vizsgálattal pedig a mikrobák számát adhatjuk meg adott térfogatra, tömegre vagy felületre nézve.[52]

Mikroszkópos (morfológiai) vizsgálat

A mikroszkópos vizsgálatok segítségével a mikroorganizmusok alakját, nagyságát és struktúráját tudjuk meghatározni fénymikroszkóppal vagy elektronmikroszkóppal. A 250 nm-

nél kisebb vírusokat már csak az elektronmikroszkóp segítségével lehet meghatározni. Ide tartoznak például a natív vizsgálatok, a festett kenetek vizsgálata, a mozgás vizsgálata, stb. [52, 53]

Tenyésztés táptalajon

A leghagyományosabb kimutatási eljárás, melynek során a mikroorganizmust laboratóriumi körülmények között megsokszorozzuk. A tenyésztés táptalajon megy végbe. A táptalajoknak biztosítani kell a baktérium életfolyamataihoz szükséges anyagokat, mint például víz, szén, nitrogén, különböző ásványi anyagok. Ezen kívül biztosítani kell a megfelelő külső körülményeket, melyek a szaporítás számára optimálisak (megfelelő hőmérséklet, aerob vagy anaerob viszonyok, szaporodáshoz szükséges idő, illetve sterilitás). [52, 53, 54]

A hagyományos tenyésztéses vizsgálatok azonban gyakran több napot is igénybe vesznek, ami kedvezőtlen például az élelmiszeripar vagy a gyógyászat számára. Mikrobiológiai gyors tesztek alkalmazásával lerövidül az az idő, ami alatt felismerik a kórokozó típusát, ami a gyógyászatban elősegíti az azonnali specifikus antibiotikum-terápia megkezdését. A tesztek nagy előnye, hogy gyorsak, bizonyos tesztek már 24 óra után leolvashatók, emellett könnyen használhatóak, nem szükséges mikrobiológiai labor az alkalmazásukhoz. Hátrányuk viszont, hogy a tesztek eredménye csak becült érték, nem lehet a kórokozók számát pontosan meghatározni. [55]

Biokémiai vizsgálatok

A biokémiai vizsgálatok segítségével egyes enzimek meglétét vagy hiányát lehet megállapítani, vagy az anyagcsere jellegét, illetve jellemző végtermékeit lehet kimutatni. A standard biokémiai reakciók közül némelyiket rendszeres rutinvizsgálatokban használják, míg másokat, csak ha az előzőek nem elegendőek a meghatározáshoz. Biokémiai vizsgálat például a szénhidrátbontás vizsgálata, az oxidázpróba, a katalázreakció vizsgálata, stb. [53]

Szerológiai vizsgálatok

A mikroorganizmusok a szervezetbe jutva ellenanyagok termelődését váltják ki. Az antigén és ellenanyag reakciójának vizsgálatát nevezzük szerológiai vizsgálatnak. Nagy jelentőséggel bírnak egyrészt a fertőző betegségek megállapításában másrészt a kórokozók identifikálásában. Számos módszert dolgoztak ki ezek meghatározására, többek között a cső-agglutinációt, a flokkulációt, a közömbösítési próbákat, a gátlási próbákat, stb. [52, 53]

Antibiotikum-érzékenységi vizsgálatok

Az antibiotikum-érzékenység meghatározása azért szükséges, mert még napjainkban sem rendelkezünk olyan antibiotikummal, amely valamennyi mikrobára egyaránt hatékony. Ezen kívül gyakran alakul ki egyes baktériumok esetében antibiotikum-rezisztencia. Az antibiotikum-érzékenység meghatározásakor azt a legkisebb antibiotikum-mennyiséget keresik, amely 1 ml térfogatú oldatban megakadályozza a baktérium szaporodását vagy el is öli azt. [53]

2.6. Szürkevizek tárolása és kezelése

Szürkevíz tárolásának következményei

A szürkevíz felhasználás jelentős problémája, hogy gyakran nem azonnal történik meg az újrahasznosítás, mivel a szürkevíz termelődése nem arányos a fogyasztással. Emellett a hasznosítás előtt elengedhetetlen a kezelés, így rövidebb vagy hosszabb ideig mindenképp áll a víz [56]. A tárolás ideje alatt a szürkevíz minősége nagymértékben változhat. Jefferson et al. (2000) szerint 50%-os csökkenés érhető el a BOI értékben már 4 óra tárolás után, habár hosszabb tárolási idő esetén ez a baktériumok elszaporodásával járhat, ami a szürkevíz minőségének degradálódásához vezethet [57]. Nagy gondot okoznak a tárolás ideje alatt fellépő szaghatások, illetve a mikroorganizmusok számának gyors növekedése [58]. A tapasztalatok alapján maximum 48 órán belül hasznosítani kell a szürkevizet a minőségromlás megelőzése érdekében [56]:

A kezelés hatékonyságát a szürkevíz forrásának illetve termelődésének változatossága mellett a tárolás ideje alatt bekövetkező változások is jelentősen befolyásolhatják [59].

Szürkevizek kezelése

Egyre több külföldi szakirodalom foglalkozik a szürkevizek kezelésével az újra használhatóság kapcsán. Ehhez fontos figyelembe venni, hogy a szürkevíz ugyanúgy szennyvíz kategóriába tartozik, akárcsak a WC öblítéséből származó fekete szennyvíz, tehát bizonyos baktériumok, és lebegőanyagok ugyanúgy megtalálhatóak benne, melyek kezelést igényelnek felhasználás előtt [5]. Gross et al. (2007) szerint a szürkevíz újrahasználhatóságának a legnagyobb akadálya a patogén kórokozók mellett, a kémiai szennyező anyagok nagy mennyisége [60]. E kémiai szennyezők eltávolítása gyakran költséges vagy nehezen kivitelezhető.

A szennyvizek első kémiai kezelésére próbálkozások már születtek 1740-ben Párizsban is, Angliában 1890-ben már több mint 200 vegyszeres kezeléssel dolgozó szennyvíztisztító telep működött. Mésztejet, és vas sókat alkalmaztak elsősorban, a lebegőanyagok eltávolítására. 1910-re már biológiai tisztító telepek működtek, melyek felváltották vagy kiegészítették a kémiai tisztító telepeket [61].

Az 3. táblázat az MTA skandináv országokból származó adatai alapján készült, a kezelőtelepre beérkezett nyers szennyvízről mutat adatokat [62]. Elmondható, hogy a biológiai kezelést nagyban befolyásolja a részecskék mérete a szennyvízben. Ezt vonatkoztatva a szürkevizekre, levonhatjuk a következtetést, miszerint az oldott, illetve kolloidális részecskék mérete, mennyisége befolyásolja a kezelés hatékonyságát. Például egy mosogatásból és egy fürdésből származó szürkevizekben egészen más méretű részecskék vannak jelen, így más kezelési formát igényelnek.

3. táblázat: Méreteloszlás és kémiai összetétel háztartásokból származó szennyvizekben [62]

Részecske méret (μm)	Oldott	Kolloid	Kvázikolloid	Ülepíthető
	<0,08	0,08-1,0	1-100	>100
Szerves anyag megoszlása (%)				
KOI	25	15	26	34
TOC	31	14	24	31
Zsír	12	51	24	19
Fehérje	4	25	45	25
Szénhidrát	58	7	11	24
Oxidáció sebességi állandója	0,39	0,22	0,09	0,08

A szürkevizek, főképp a fürdésből és mosásból származó vizek hasznosítása, és ebből adódóan kezelése az utóbbi években előtérbe került sok országban (például Ausztrália, Izrael, arab országok) [63], ahol főként füves területek és kertek locsolására hasznosítják [64]. Az ausztrál lakosság egyre jobban elismeri a szürkevíz hasznosításának és kezelésének szükségességét, illetve a szürkevizet, mint újrahasználatos vízforrást, a kertek és pázsitok locsolására [65].

Az öntözéssel a talajba jutó szürkevizekről azonban nem tudhatjuk, hogy milyen hatásokat fognak kifejteni. A mosószerek például felületaktív anyagokat (detergenseket), fehérítő- és segédanyagokat, illetve egyéb adalékokat tartalmaznak, melyek kellő tisztítás nélkül környezetkárosító hatásúak [66]. Emellett a szürkevízben a detergensek és szappanok, illetve egyéb segédanyagok koncentráltabban vannak jelen, mivel a WC öblítéséből származó szennyvíz nem hígítja [60], ezáltal nagyobb koncentrációban kerülnek ki ezen anyagok a

természetbe. A szürkevíz tartalmazhat az előbb felsorolt anyagokon kívül még emulgeálószerket, illat és íz anyagokat, tartósítószerket és antioxidánsokat, lágyítószerket, oldószerket és egyéb vegyületeket, melyek szintén erősen terhelik környezetünket, a talajba és élővizeinkbe jutva olyan káros hatásokat idézhetnek elő, melyek visszafordíthatatlanok lehetnek és az élővilág pusztulásával járhatnak [66].

Kutatók vizsgálták az öntözésre felhasznált szürkevíz talajra gyakorolt hatásait, a talaj kémiai változásait (pH, vezetőképesség) és fizikai viselkedését (talajjellemzők). Referencia csapvízzel és szürkevízzel locsolták ugyanazt a talajrészletet és megfigyelték, hogy mind a pH, mind a vezetőképesség magasabb értéket mutatott a szürkevizes öntözés során, amely a talaj termékenységét csökkentheti [67]. Az oldott és szuszpendált vegyületek is kölcsönhatásba lépnek a talaj kolloidjaival, s bejuthatnak a talajvízbe is, ezért mindenképp meg kell oldani a felhasználás előtti szürkevíz kezelést [68].

A szürkevíz kezelésére ma már számos technológia áll rendelkezésünkre, melynek kiválasztása függ az adott háztartás méretétől, a kezelt szürkevíz végső felhasználásától, társadalmi-gazdasági tényezőktől (költséghatékonyság), illetve a helyi szokásoktól [12]. Egyre több technológiát fejlesztenek ki, ilyen az alapvető durva szűrés, fizikai-kémiai, kémiai és biológiai eljárások, illetve a természetes kezelési rendszerek (pl. mesterséges vizenyős területek) [69].

Fizikai és fizikai-kémiai rendszerek segítségével már viszonylag nagy hatásfokú tisztítást lehet megvalósítani. A fizikai eljárások során a víz szennyező anyagainak jelentős része eltávolítható. Meglehetősen hatékonyan csökkentik a szürkevíz szerves szennyezőanyag terhelését, ami bizonyos mértékig társul a zavarosság csökkenésével is [69]. A kolloid méretű szennyeződések, melyek a vizek zavarosságának fő okozói, viszont nehezebb eltávolítani, mert kis méretük miatt nem szűrhetőek és nem ülepednek le.

A leggyakrabban alkalmazott kezelési megoldás az úgynevezett két-lépcsős rendszer, amely durva szűrésből és azt követő fertőtlenítésből áll. A durva szűrő általában egy fém szűrőt jelent, a fertőtlenítést pedig klór vagy bróm segítségével érik el [12].

A szürkevíz fizikai kezelésére kifejlesztett általános eljárás jellemzően a nagy hatékonyságú szűrés, amely homokágyon vagy membránon keresztül valósul meg, az utóbbit általában megfelelő előkezeléssel együtt alkalmazzák. Az újabban alkalmazott fizikai-kémiai eljárások már koagulációt és oxidációt is tartalmaznak [69].

Koagulációval a szürkevíz újrahasználatával járó kockázat mérsékelhető, hiszen e módszerrel mind a kolloidális és lebegő szerves és szervetlen anyag tartalom [58], mind a mikrobák mennyisége csökkenthető. Beszélhetünk alumínium-, vas-tartalmú koagulánsokról,

szerves polielektrolitokról, vegyes szerves-szervetlen koagulánsokról, illetve elektrokoagulációról.

Az ivóvíz előállításban a legszélesebb körben alkalmazott koagulálószer az alumínium-szulfát, az utóbbi években azonban egyre elterjedtebb a különböző vas sók alkalmazása is [25]. Vizsgálatok kimutatták, hogy a pH jelentősen befolyásolja a koagulálószer hatékonyságát, alumínium-szulfáttal történő kezeléskor az optimális pH 5,0-6,5 közötti [70, 71]. A leggyakoribb vas-tartalmú koagulálószer a vas-klorid, illetve a vas-szulfát, melyek alkalmazásakor, ha a pH értéke 4,5 és 6,0 közötti volt, a szerves anyag tartalom csökkentése akár a 70%-os hatékonyságot is elérte [71, 72, 73].

A fizikai kezelés önmagában gyakran nem elegendő a szürkevíz újrahasználatához és a szerves anyag szennyezés olyan mértékű csökkentéséhez, ami megelőzi a mikrobák újraszaporodását az elosztórendszerekben [74]. E probléma kiküszöbölése miatt vált fontossá a biológiai kezelés, főként a nagy szerves anyag tartalmú szürkevizek hasznosítása esetén, illetve olyan helyeken, ahol nagy elosztórendszerek vannak, mint például hotelekben, szállodákban, kollégiumokban [69].

3. Anyag és módszer

3.1. Mintavétel

A vizsgált szürkevíz mintákat az Északkelet-magyarországi régió különböző típusú lakóhelyeiből (ház, sorház, panellakás, kollégium) gyűjtöttük össze 2013. május-júniusában (30 minta), illetve 2014. február-márciusában (20 minta). A mintavétel során átlagmintát vettünk jól zárható üvegedénybe (0,5-0,7 l). A mintatároló edényeken feltüntettük a mintavétel helyét, idejét, illetve a szürkevíz forrását. A minták eredeti összetételének megőrzése érdekében 4 °C alatt tároltuk és 24 órán belül elvégeztük a szükséges vizsgálatokat. A Debreceni Egyetem Műszaki Kar Környezet-és Vegyészmérnöki Tanszék Vízhőminőségvédelmi laboratóriumában végeztük el a vizsgálatokat.

3.2. Tárolási vizsgálatok körülményei

A különböző típusú szürkevíz minták tárolása során bekövetkező változások vizsgálatát 2014 tavaszán végeztük el. Debrecen 10 különböző háztartásából érkeztek be fürdő- és mosóvíz minták. A 10 fürdésből, illetve 10 mosásból származó szürkevízből típusonként 2-2 liter keveréket készítettünk, melyeket 20 °C-on, sötét helyen tároltunk. A szürkevíz mintákon bekövetkező változásokat 48 órán keresztül 12 óránként vizsgáltuk, mértük a pH-t, hőmérsékletet, fajlagos elektromos vezetőképességet, zéta-potenciált, oldott szerves széntartalmat (DOC), zavarosságot, összecsíraszámot, illetve a coliform baktériumok számát.

3.3. Alkalmazott koagulálószeres és adagolásuk

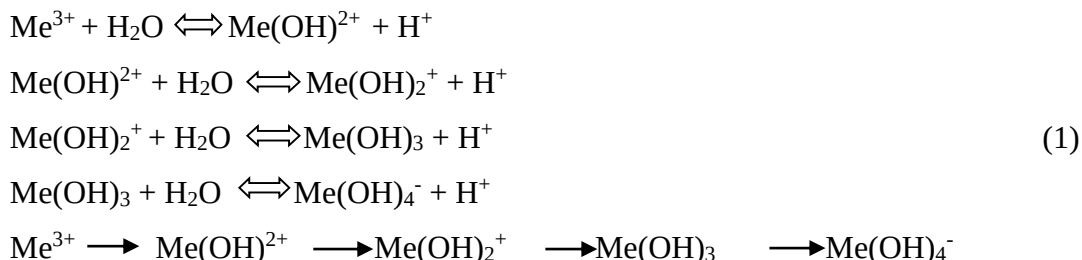
A szürkevíz kezelés legfontosabb elemei a vegyszerek, hiszen segítségükkel tudjuk biztosítani a kolloid részecskék destabilizációját. Az általunk felhasznált fém sók: vas(III)-klorid (FeCl_3) és alumínium-szulfát ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$). A 4. táblázatban látható, hogy milyen mennyiségben adtuk hozzá a szürkevíz mintákhoz a különböző vegyszereket az optimális koncentráció meghatározása végett.

Miután az optimális vegyszerkoncentrációt meghatároztunk, kezeltük a keverék mosóvizet, illetve a keverék fürdővizet, és vizsgáltuk a vegyszerek hatására végbemenő változásokat.

4. táblázat: Adagolt vegyszerek mennyisége

FeCl ₃ / Al ₂ (SO ₄) ₃ Koagulálószer oldat koncentrációja	Koagulálószer oldattérfogata		
	1,00 cm ³	5,00 cm ³	10,00 cm ³
2,00 g/dm ³	2,00 mg	10,00 mg	20,00 mg
2,50 g/dm ³	2,50 mg	12,50 mg	25,00 mg
3,33 g/dm ³	3,33 mg	16,65 mg	33,30 mg
5,00 g/dm ³	5,00 mg	25,00 mg	50,00 mg
10,00 g/dm ³	10,00 mg	50,00 mg	100,00 mg
15,00 g/dm ³	15,00 mg	75,00 mg	150,00 mg
20,00 g/dm ³	20,00 mg	100,00 mg	200,00 mg

Az (1) egyenlet megmutatja, hogy a három vegyértékű fémsók (Me³⁺) hogyan indítják be a pehelyképződést a koaguláció, flokkuláció során, mely által a szürkevizekben lévő kolloid részecskék feltapadása megtörténik a fémsók hidrolízis termékeire. A szakirodalmak szerint minél jobb a fémsónak a pehelyképző képessége, annál jobb eredmény érhető el flokkuláció során.[75]. A zéta-potenciál értékének változása figyelhető meg a háromértékű fémsók alkalmazásakor. Amikor vízbe kerülnek, polihidroxi-vegyületek képződnek, melyek a kolloid részecskék negatív töltését semlegesítik. A negatív felületi töltéssel rendelkező kolloid részecskék destabilizációja fém-hidroxid-komplexekkel történik, melyek közbelső termékei a reakciónak [25].



3.4. Alkalmazott analitikai módszerek

Általános fizikai és kémiai paraméterek mérése

Minden szürkevíz minta esetén mértük a hőmérsékletet, pH-t, fajlagos elektromos vezetőképességet, redox potenciált, sótartalmat Multi Line P4 (WTW GmbH, Germany) mérőbőrönd segítségével. Emellett vizsgáltuk a zavarosságot, oldott szerves széntartalmat (DOC), biológiai oxigénigényt (BOI₅), mikrobiológiai terheltséget, illetve zéta-potenciált (ζ).

A zavarosság meghatározása azért fontos, mert így információt szerezhetünk a vízben lévő lebegő anyagok mennyiségéről. A lebegő részecskék által szórt fény intenzitását határozzuk meg, amely NTU (Nephelometric Turbidity Unit) egységekben adja meg a minta zavarosságát.

A zavarosság meghatározása Turb 555-IR (WTW GmbH, Germany) készülék segítségével történt. [76, 77]

A BOI₅-érték a vízminta szerves anyag tartalmának meghatározott idő alatt és meghatározott hőmérsékleten történő mikrobiális lebontásához elfogyasztott oxigén mennyisége [77]. A biológiai oxigénigény mérése 5 napos inkubációs idővel történt OxiTop IS 12 manometrikus BOI-mérő készülék (WTW GmbH, Germany) segítségével.

A DOC meghatározásával a minta oldott és kolloidális méretű szerves anyag tartalmáról kaphatunk információt. A mérést Shimadzu TOC-VCNP (Shimadzu Corporation, Japan) összes szerves széntartalom mérő készülék segítségével végeztük el, a vizsgálatok előtt a mintákat 0,45 µm pórusméretű membránszűrőn leszűrtük, majd ultratiszta vízzel hígítottuk.

Zéta-potenciál mérése

A zéta-potenciál méréseket Zetasizer NanoZ készülékkel (Malvern Instruments Ltd., UK) hajtottuk végre. Minden mérés előtt a szürkevíz mintákhoz automata pipettával adagoltuk hozzá a vegyszert. Ezt követően mágneses keverővel 30 másodpercen át kevertük a vegyszert tartalmazó szürkevizet. Majd a kezelt szürkevizet 45 ml és 55 ml mintarészletre osztottuk. Az 55 ml kezelt mintából megkezdjük a zavarosság mérést, a 45 ml térfogatú mintát pedig 5 percen át ülepedni hagyunk. Majd a már ülepedett mintából a 2/3-ad magasságnál vettünk vízmintát fecskendő segítségével. A zéta-potenciál mérő kapillárisába töltöttük a mintát, melyet behelyezés után a készülék egy számítógépes szoftver segítségével elemzett.

Mikrobiológiai paraméterek meghatározása

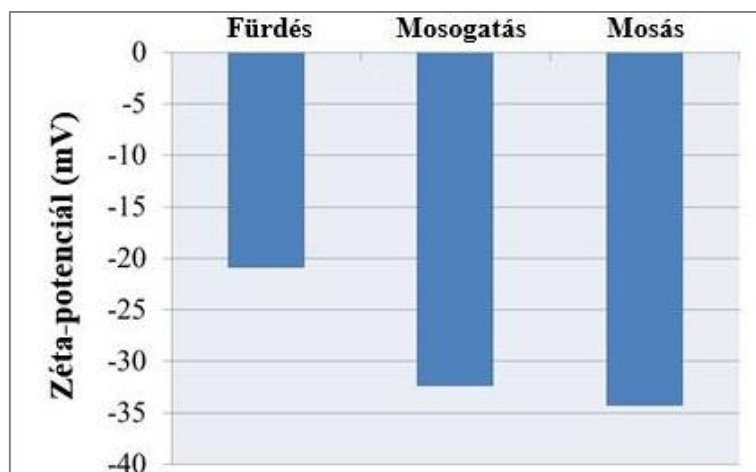
A mikrobiológiai vizsgálatok elvégzéséhez Hygiene Monitor (Transia GmbH, Germany) gyorsesztekert alkalmaztunk. E teszt a német DIN 10113-3 ipari normának megfelel, főként az élelmiszeriparban alkalmazzák a mikroorganizmusok számának becslésére [78]. A rendszer egy lecsavarható kupakú hengerből és duplaoldalú műanyag alátétből áll, aminek köszönhetően egyszerre kétféle vizsgálat végezhető el. Szennyvíz (szürkevíz) minta esetén a gyártó a következő vizsgálatok elvégzését ajánlja: összcsíraszám, coliform baktériumok, Enterobacteriaceae, *E.coli*, élesztő- és penészgombák száma, illetve fertőtlenítés kontroll [78]. Ezek közül mi vizsgáltuk a TTC összcsíraszámot, a coliform és az *E.coli* baktériumok számát, melyhez kétféle teszt volt szükséges. Az összcsíraszám és az összcoliformszám meghatározásakor az inkubációs idő 72 óra, míg az *E.coli* és coliform kolóniák esetén 24 óra volt, az inkubációs hőmérséklet pedig mindkét esetben 37 °C. Az eredményeket cfu/ml mértékegységben adtuk meg. A detekciós limit 10² és 10⁷ cfu/ml volt.

4. Eredmények és kiértékelésük

4.1. Szürkevizek minőségi vizsgálata

4.1.1. Különböző eredetű szürkevizek általános jellemzése

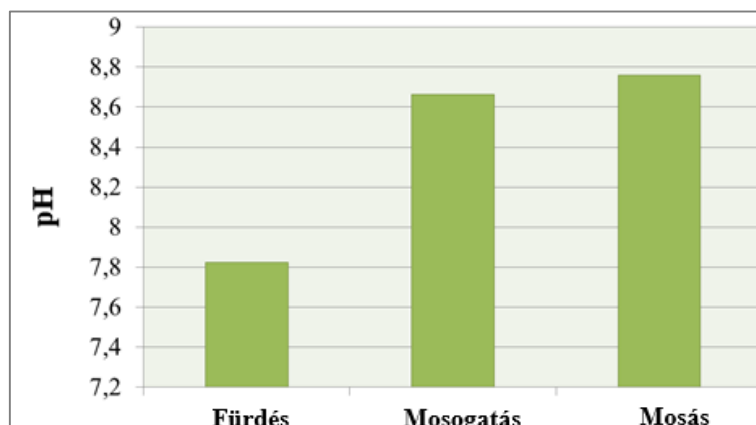
A szürkevíz-minták minőségének meghatározása érdekében vizsgáltuk különböző forrásból származó szürkevizek paramétereit, majd összehasonlítottuk az egyes források eredményeit. A 7. ábrán látható a különböző eredetű szürkevíz-minták zéta-potenciál átlaga. Az egyes szürkevíz minták ζ -jai nagy szórást mutattak, amit feltevéseink szerint a szürkevízbe kerülő tisztálkodó szerek, felületaktív anyagok, és a szennyeződés mértéke okozhatta. Megállapítható, hogy a mosásból és mosogatásból származó szürkevizek tartalmazták a legtöbb kolloid métertartományba eső lebegőanyagot, tehát e minták zéta-potenciáljának abszolút értéke volt a legnagyobb. Az eredmények annak tulajdoníthatóak, hogy fürdésnél nem kerül annyi kolloidális méretű részecske a vízbe, mint mosásnál, vagy mosogatásnál, amely során a zsírok és az olajok az oldatba vitelükhöz szükséges felületaktív anyagoknak köszönhetően kolloidális állapotba kerülnek. A nagy tenzid-koncentráció eredményeként stabil kolloid rendszert képeznek, mely megmutatkozik a nagy (abszolút értékben kifejezett) zéta-potenciál értékben (Mosóvíz: -34 mV).



7. ábra: Átlagos zéta-potenciál értékek különböző eredetű szürkevizekben

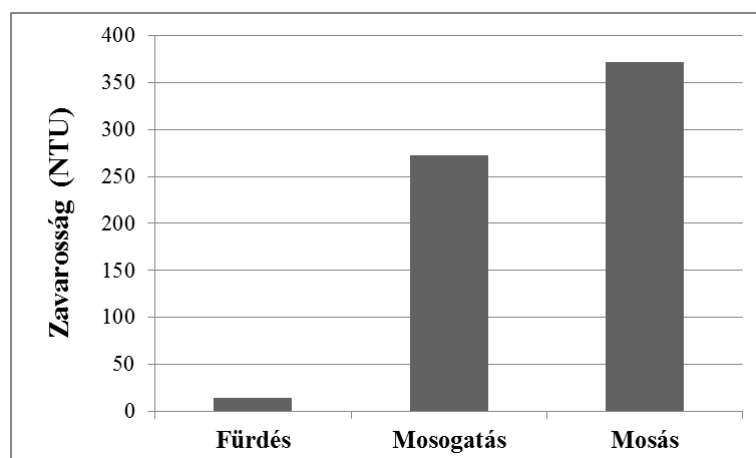
A szürkevíz-minták pH átlaga (8. ábra) hasonló tendenciát mutat, mint az átlagos zéta-potenciál értékek. A semleges pH-tól való eltérés a fürdővizek esetén adódott a legkisebbnek (pH= 7,8) és a mosásból származó vizek esetén a legnagyobbak (pH= 8,8). A mosogatás pH-ja közel annyi, mint a mosóvizeké (pH= 8,6). Az eredmény nem meglepő, hiszen a fürdéshez használt tisztálkodó szerek pH-ja gyakran semleges vagy enyhén savas (bőr semleges pH = 5,5) kémhatású, napjainkban fürdéshez a lúgos kémhatású szappanok alkalmazása nem túl gyakori.

A mosogató- és mosószerek tartalmaznak lúgosan hidrolizáló sókat, felületaktív anyagokat, melyek a szürkevizeknek enyhén lúgos jelleget kölcsönöznek.



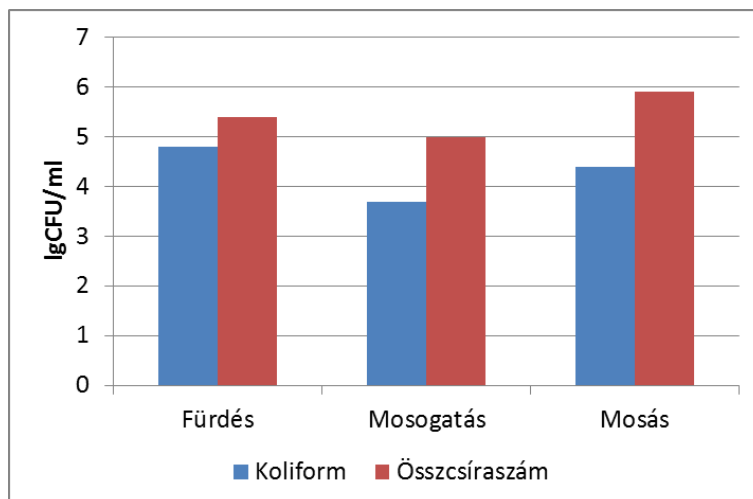
8. ábra: Átlagos pH értékek különböző eredetű szürkevizekben

A zavarosság mérés eredményeit a 9. ábrán foglaltuk össze. A különböző eredetű szürkevíz-minták zavarosság átlagértékei a pH-hoz és zéta-potenciálhoz hasonlóan alakultak, viszont ennél a mérésnél a mosó- és a mosogatóvizek között is nagyobb különbség adódott. A fürdővizek zavarossága még az 50 NTU-t sem éri el, ezzel szemben a mosogató- és a mosóvizek zavarosság értékei többszöröse a fürdővíznek (274 és 358 NTU).



9. ábra: Zavarosság értékek különböző eredetű szürkevizekben

A 10. ábra alapján megállapítható, hogy az összcsíraszám értéke minden mintában 5 lgCFU/ml feletti, az egyes minták összcsíraszám között statisztikailag kimutatható eltérést nem tapasztaltunk. Az összcsíraszám a mosóvizekben volt a legmagasabb, 5,9 lgCFU/ml. Ezzel szemben a coliform baktériumok száma a fürdővizekben volt a legmagasabb, 4,8 lgCFU/ml.



10. ábra: Szűrkevíz minták mikrobiológiai terheltségének átlaga

4.1.2. Kezelés alapjául szolgáló szűrkevíz minták jellemzése

A 5. táblázatban a 10-10 beérkezett alap minta eredményeit mutatjuk be, melyekből az elegyet készítettük, illetve az utolsó oszlopban a fürdővizekből és a mosóvizekből készített keverék paraméterei láthatóak a vizsgálat kezdetén ($t=0$ h). Az egyes mosóvíz minták között nagy szélsőérték különbségeket tapasztaltunk minden paraméter tekintetében. Fürdővizek esetén jelentős különbség volt az egyes minták zéta-potenciálja, szerves anyag tartalma, illetve zavarossága között. Megfigyelhető, hogy a mosóvíz minták jóval terheltebbek minden paraméter tekintetében, DOC és BOI átlagértékük is négyszerese a fürdővizének.

A utolsó oszlopban bemutatott keverék szűrkevíz eredményeit összehasonlítva az egyes átlagparaméterekkel, látható, hogy az egyes minták eredményeinek átlaga nem tér el számottevően, a belőlük készített elegy paramétereitől.

5. táblázat: Beérkezett szűrkevíz minták eredményeinek megoszlása ($t=0$ h)

Paraméterek		Szélsőérték	Átlag	Szórás	Kevert szűrkevíz
FÜRDŐVÍZ (n=10)	Zéta-potenciál (mV)	-32- -4	-18	10	-15
	Vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	519-610	561	29	560
	DOC (mg/l)	17-81	49	22	56
	BOI (mg/l)	30-180	120	55	150
	Zavarosság (NTU)	6-81	31	26	25
MOSÓVÍZ (n=10)	Zéta-potenciál (mV)	-39- -20	-26	7	-29
	Vezetőképesség ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	570-5250	1402	1468	1397
	DOC (mg/l)	75-407	226	130	244
	BOI (mg/l)	114-647	335	197	460
	Zavarosság (NTU)	26-726	196	201	183

A kezelés alapjául szolgáló minták vizsgált paramétereit a 6. táblázatban bemutatott adatokon szemléltetjük. Mindegyik mintát külön-külön megvizsgáltuk, majd az általunk készített keverék mintát is. Ezen vizsgálatok alapján elmondható, hogy a 10 fürdővíz minta zéta-potenciál átlaga -17,89 mV, zavarosság átlaga: 31,00 NTU, pH átlaga: 7,55 volt. A 10 mosóvíz minta zéta-potenciál átlaga -29,1 mV, zavarosság átlaga: 195,761 NTU, pH átlaga: 9,02 volt. Az elkészített keverék mosóvíz a keverék fürdővíztől számos paraméter tekintetében eltér.

6. táblázat: A keverékek alapjául szolgáló fürdővíz és mosóvíz minták paramétereit

	FÜRDŐVÍZ			MOSÓVÍZ		
	Zéta-potenciál (mV)	Zavarosság (NTU)	pH	Zéta-potenciál (mV)	Zavarosság (NTU)	pH
1. minta	-26,7	5,9	7,3	-34,5	233,8	9,6
2. minta	-32,3	6,9	7,3	-24,1	100,4	7,9
3. minta	-8,5	64,8	7,5	-21,3	26,4	7,8
4. minta	-3,5	80,5	7,8	-20,3	51,4	7,6
5. minta	-20,6	27,9	8,0	-31,9	184,8	9,0
6. minta	-21,9	45,0	7,7	-39,3	242,0	9,9
7. minta	-23,9	32,8	7,6	-19,9	93,0	7,6
8. minta	-7,7	6,4	7,7	-23,6	192,6	7,4
9. minta	-10,9	5,9	7,8	-22,8	107,2	7,4
10. minta	-22,9	34,0	6,8	-24,3	726,2	7,6
Átlag (n=10)	-17,9	31,0	7,6	-26,2	195,8	8,2
Keverék fürdővíz minta	-15,2	25,2	7,7	-29,1	183,2	9,0

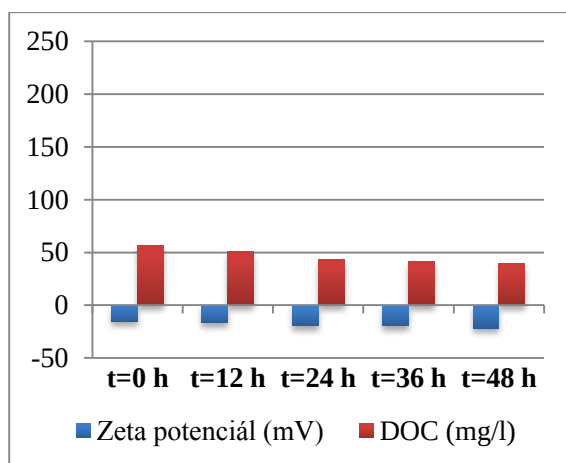
4.2. Szürkevizek minőségének változása a tárolás alatt

A 7. táblázatban a tárolt vízminták pH, DOC és zavarosság értékének változása figyelhető meg a 12 óránkénti mérések során. Látható, hogy mindkét forrás esetén egyértelmű csökkenést tapasztaltunk a pH és a DOC eredményekben az idő függvényében, a pH a mosóvíz esetén 9,0-ról 8,0-ra csökkent. A zavarosság értékében kismértékű ingadozást tapasztaltunk.

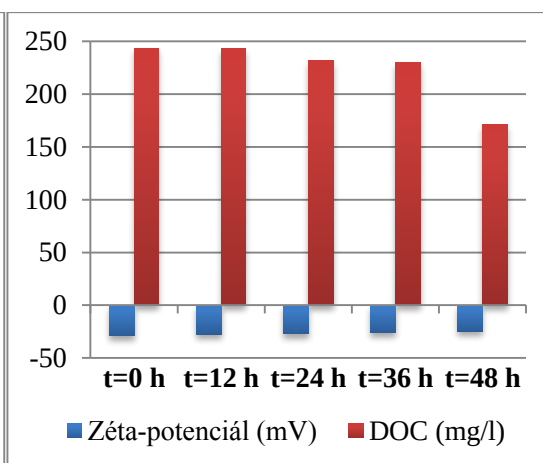
7. táblázat: pH, DOC és zavarosság változása a tárolás során

Paraméter	Típus	t=0 h	t=12 h	t=24 h	t=36 h	t=48 h
pH	mosóvíz	9,0	8,8	8,6	8,2	8,0
	fürdővíz	7,7	7,6	7,6	7,4	7,3
DOC (mg/l)	mosóvíz	244	243	323	230	172
	fürdővíz	56	51	43	41	40
Zavarosság (NTU)	mosóvíz	183	192	194	194	194
	fürdővíz	25	27	27	28	25

Az 11. és 12. ábrákon megfigyelhető, hogy a tárolás során mind a fürdővízben, mind a mosóvízben csökkent a DOC értéke. Ezzel szemben a zéta-potenciál értéke (0 mV-tól való eltérés tekintetében), a fürdővíz esetén kismértékű növekedést, a mosóvízben kismértékű csökkenést mutatott.

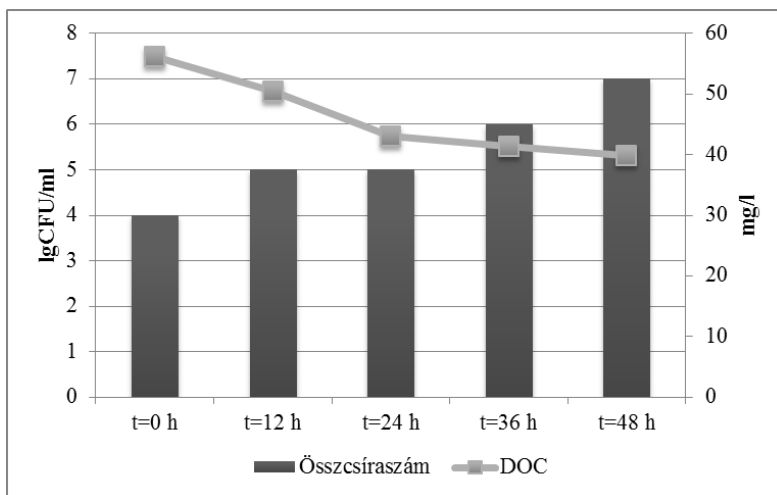


11. ábra: Fürdővíz DOC és zéta-potenciál értékének összehasonlítása a tárolás során



12. ábra: Mosóvíz DOC és zéta-potenciál értékének összehasonlítása a tárolás során

A 13. ábra jól szemlélteti, hogy a tárolás ideje alatt a DOC csökkenésével párhuzamosan a mikroorganizmusok számának növekedése tapasztalható.



13. ábra: Összcisírásám és DOC változása fürdővíz mintában a tárolás ideje alatt

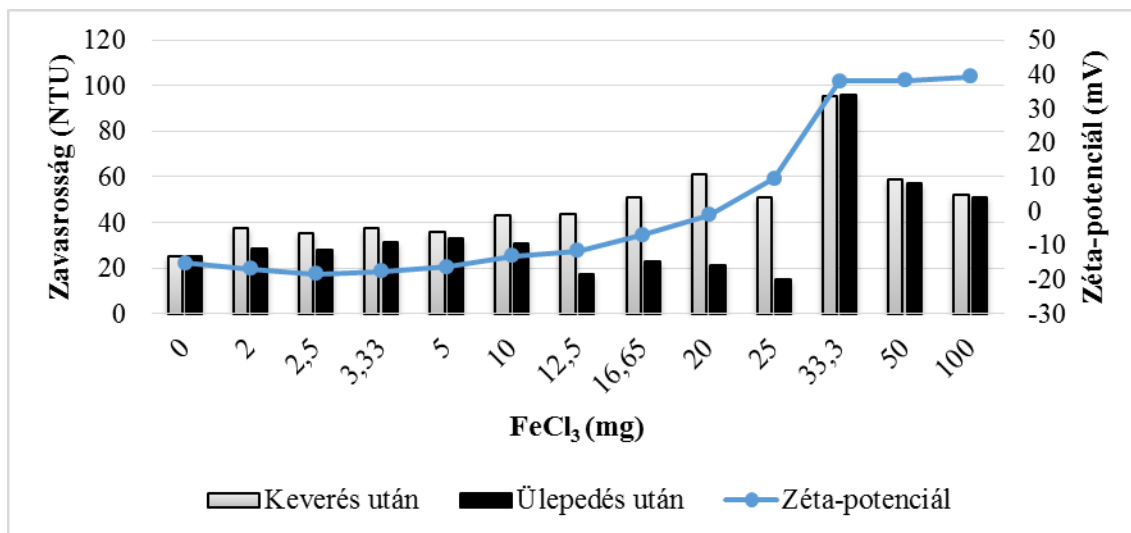
4.3. Szürkevizek kezelése vas és alumínium sókkal

Kísérleteink során egy keverék fürdővíz és egy keverék mosóvíz mintát kezeltünk vas(III)-kloriddal (FeCl_3) és alumínium-szulfáttal ($\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), és vizsgáltuk, hogy kezelés hatására hogyan változtak a vízminta kiindulási paraméterei. A vizsgálat során minden kezelésnél 100 cm^3 mennyiségű keverék mintához adtuk hozzá a FeCl_3 és $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ oldatokat az Anyag és módszer fejezetben feltüntetett 3. táblázatban látható mennyiségekben.

4.3.1. FeCl_3 , mint koaguláló- és flokkulálószer

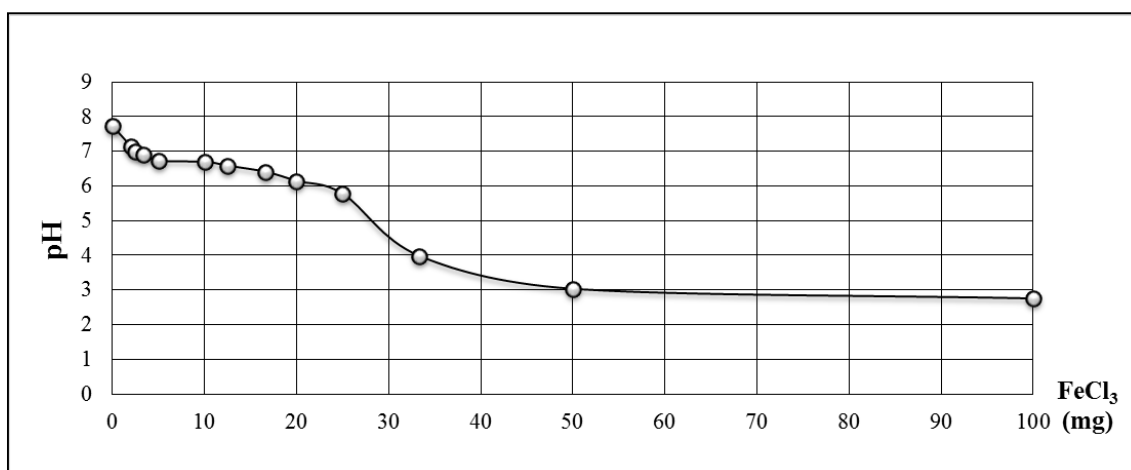
4.3.1.1. Optimális FeCl_3 -koncentráció meghatározása fürdővíz esetén

A 14. ábrán látható, hogy a fürdővíz mintában a vas(III)-kloridos kezelés hatására hogyan változik a zavarosság és a zéta-potenciál a hozzáadott vegyszermennyiség függvényében. A zéta-potenciál értékekből megmutatkozik az a $0 \pm 5 \text{ mV}$ közötti tartomány, melyen belül a kolloid rendszer instabillá válik. A 14. ábrán jól látható, hogy a kísérleteink során ezt 20 mg vas(III)-klorid hozzáadásával értünk el, mely eredményeként ezen a ponton a zéta-potenciál érték $-1,1 \text{ mV}$ -nak adódott. Látszik, hogy 33,3 mg vas(III)-klorid hozzáadásánál a legmagasabbak a zavarosság értékek, mind keverés, mind pedig ülepedés után. A vas(III)-kloridos kezelés során a pelyhesedés mértéke a 12,5 mg és 25 mg mennyiség hozzáadásánál mutatja a legjobb eredményt. Ekkor láthatjuk a közel azonos, de legkisebb zavarosság értékeket. A legtöbb lebegőanyag összetapadása itt érhető el, tehát ezek a legmegfelelőbb vegyszermennyiségek a lebegőanyag eltávolításához. A kezdeti 25,2 NTU értékhez képest 25 mg vegyszer hozzáadásánál értük el a legkisebb zavarosság értéket az ülepedés utáni mérésnél. Megfigyelhető a zavarosság értékek és a zéta-potenciál értékek közötti összefüggés, hiszen 20 mg vegyszer hozzáadásával a zavarosság értéke is csökkent a kezdeti értékhez képest. Így ideális vegyszermennyiségként állapítható meg ebben az esetben a 20 mg vas(III)-klorid.



14. ábra: Zavarosság és zéta-potenciál értékek alakulása FeCl₃-kezelés esetében a keverék fürdővíz mintában

Megállapítható, hogy a vas(III)-klorid savas irányba mozdítja el a kezelést követően a vízminta pH-ját. A szinte semleges tartományból az erősen savas tartományba jutunk el 100 mg vegyszer hozzáadásával. A 15. ábra alapján megállapítható, hogy az ideálisnak tekintett 20 mg vegyszer hozzáadásával, mellyel a legközelebb kerültünk a 0 mV ζ -hoz, pH=6 értéket mértünk, de ahogy emeltük a vegyszeradagot, úgy csökkent a pH és erősen savas tartományba ment át, mely köszönhető a savasan hidrolizáló három vegyértékű fémsónak.



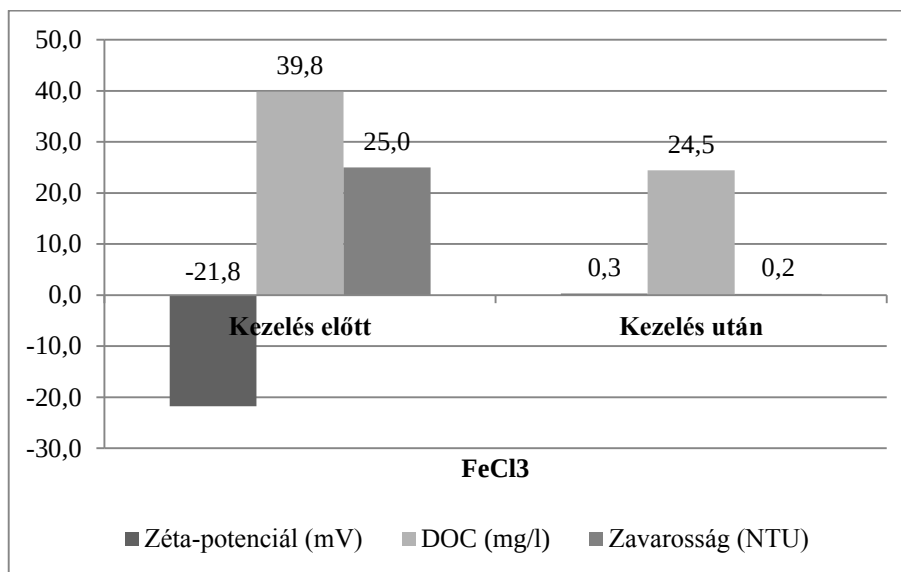
15. ábra: pH értékek alakulása a FeCl₃-kezelés során a keverék fürdővíz mintában

4.3.1.2. Fürdővíz minőségének változása FeCl₃-kezelés hatására

Annak érdekében, hogy minden vizsgálni kívánt paramétert meg tudjunk határozni a vegyszerrel történő kezelés előtt és után, 200 ml szürkevíz mintát kezeltünk. A koagulációt és

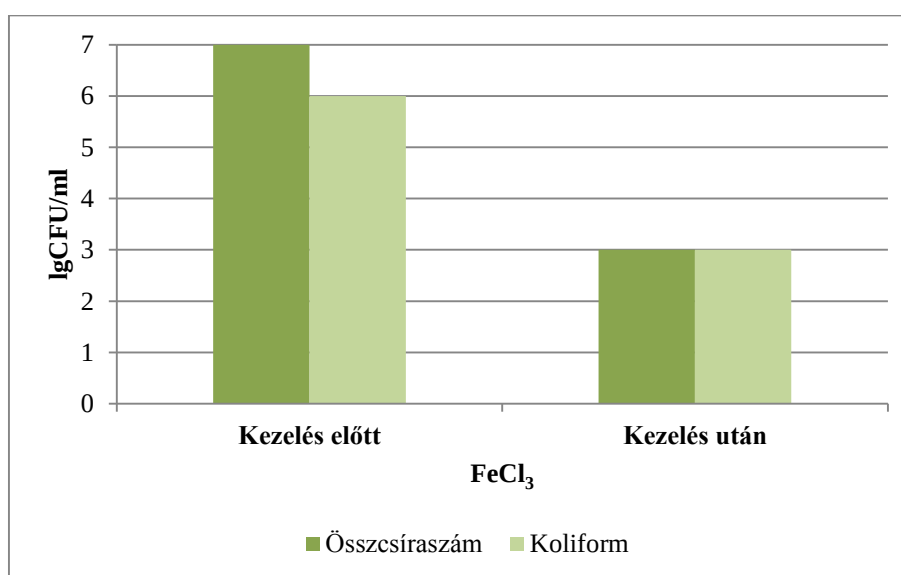
flokkulációt követően a mintákat papírszűrőn szűrtük, majd a keletkezett szűrlet pH, vezetőképesség, zavarosság, zéta-potenciál, DOC és mikrobiológiai paramétereit mértük.

A 16. ábra alapján elmondhatjuk, hogy a kezelés hatására a zéta-potenciál érték nagymértékben nőtt az eredetihez képest (-22,0 mV-ról 0,3 mV-ra). A DOC értékében 38%-os csökkenést mutattunk ki, mely a kolloid méretű szerves részecskék koagulálásának tulajdonítható. A zavarosságot közel 100%-os hatékonysággal csökkentette a kezelés, értéke 25 NTU-ról 0,2 NTU-ra csökkent.



16. ábra: A zéta-potenciál, DOC és zavarosság összehasonlítása FeCl_3 -kezelés előtt és után a keverék fürdővíz mintában

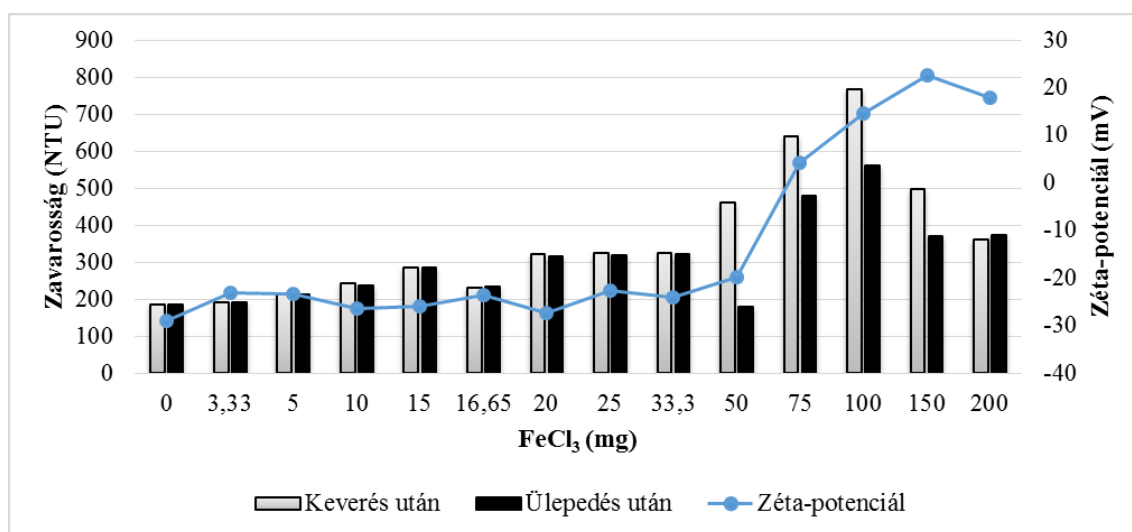
A mikrobiológiai paraméterek csökkentek a kezelés hatására (17. ábra), az összcsíraszám 10^7 -ről 10^3 CFU/ml-re, a coliformszám 10^6 -ról 10^3 CFU/ml-re csökkent.



17. ábra: Mikrobiológiai terheltség változása FeCl_3 -kezelés hatására fürdővíz mintában

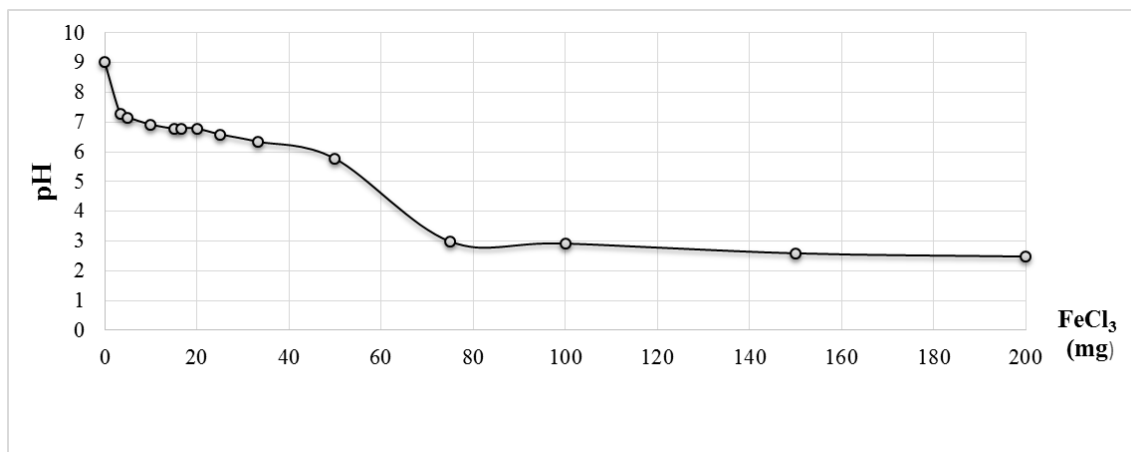
4.3.1.3. Optimális FeCl_3 -koncentráció meghatározása mosóvíz esetén

A 18. ábrán látható, hogy a kísérleteink során a keverék mosóvízben 75 mg vas(III)-klorid hozzáadásával értük el az ideális kolloid destabilizációt, mely eredményeként a zéta-potenciál 4,1 mV lett. A kezdeti zavarosság 183,2 NTU nem mutatott jelentősebb változást egészen a 33,3 mg hozzáadott vegyszers mennyiségig. 50 mg, 75 mg és 100 mg hozzáadott vegyszers mennyiség esetén azonban a vegyszeradagolást követő zavarosságértékek és az ülepedés után mért zavarosságok éles elkülönülése figyelhető meg. A kezelést követő zavarosság értékek 200-250 NTU-val magasabbak az ülepedés után mért értékhez képest. Mindez arra utal, hogy ezekben az esetekben jól ülepedő flokkulumok keletkeztek. A keverék mosóvíznél mért zavarosságnál megemlítendő, hogy a keverés utáni, illetve ülepedés utáni zavarosság értékek nem mutatnak nagy eltérést 50 mg vegyszer hozzáadásáig, mely azt bizonyíthatja, hogy a szennyezettebb mosóvíz flokkulációja nehezebben indul be flokkulálószer hozzáadása esetén. 100 mg hozzáadott vegyszer adagolása után pedig ismét csökkenni kezdenek a zavarosság értékek.



18. ábra: Zavarosság és zéta-potenciál értékek alakulása FeCl_3 -kezelés esetében a keverék mosóvíz mintában

A 19. ábra alapján levonható a következtetés, miszerint a $\text{pH} = 9,0$ értékű keverék mosóvízben a pH drasztikus csökkenése 50 mg vegyszer hozzáadása után tapasztalható. A mosóvíz eredeti pH -ja már lúgos tartományban mozog, melyet a különböző tenzidek és felületaktív anyagok is okozhatnak, melyek a mosószerekben találhatóak. A gyengén lúgos pH tartományból erősen savas tartományba tolja el a pH -t a vas(III)-klorid, hiszen $\text{pH} = 3$ alá csökken az érték 200 mg vegyszer hozzáadásával.

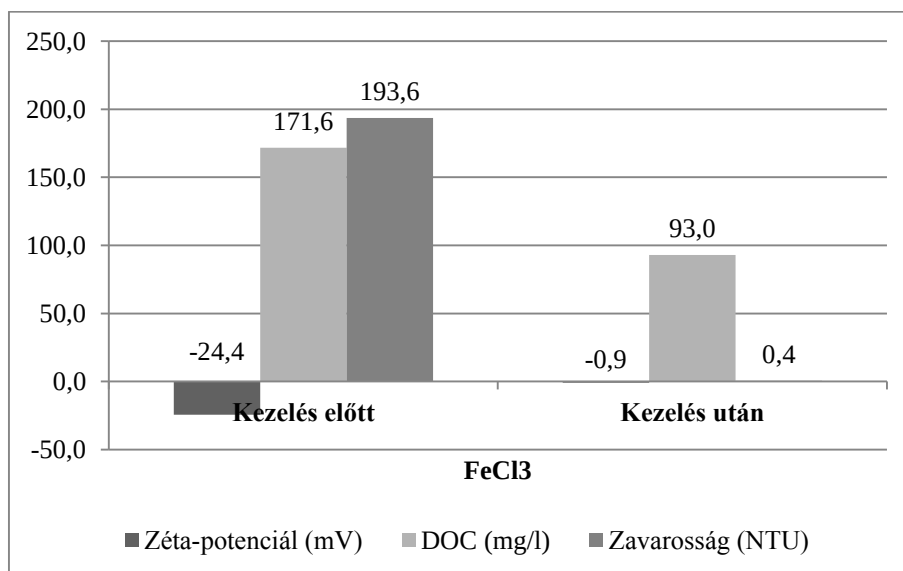


19. ábra: pH értékek alakulása a FeCl₃-kezelés során a keverék mosóvíz mintában

4.3.1.4. Mosóvíz minőségének változása FeCl₃-kezelés hatására

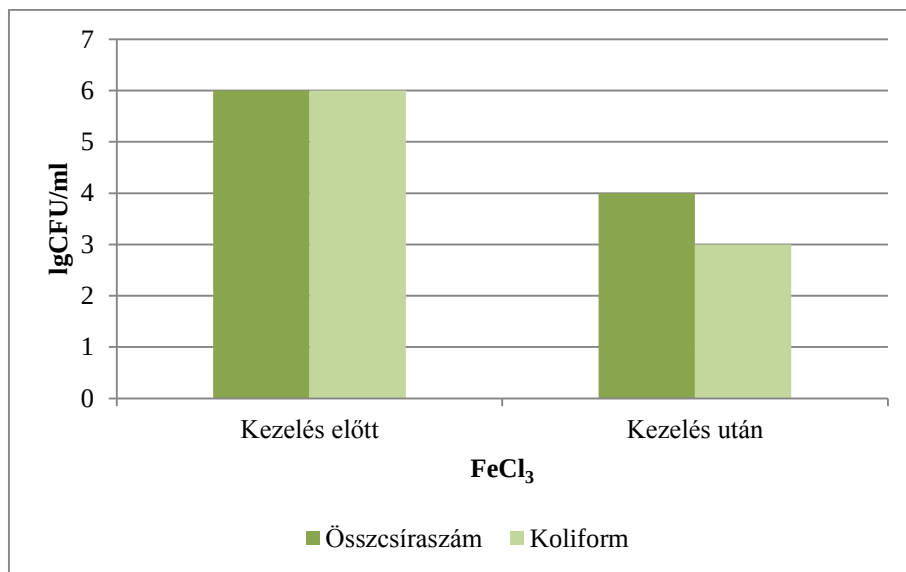
A 4.3.1.2. fejezetben ismertetett okból mosóvíz esetén is elvégeztük a kísérletet 200 ml szürkevízzel.

A 20. ábrán a zéta-potenciál érték jelentős változása figyelhető meg, -29,1 mV-ról -0,9 mV-ra nőtt. Az oldott szerves széntartalom csaknem felére (46%-kal) csökkent a kezelt mosóvíz mintában, tehát a fürdővízhez képest nagyobb hatékonyságú csökkenést értünk el vas(III)-klorid használatával. A zavarosság értéke a fürdővíz kezeléséhez hasonlóan közel 0-ra redukálódott.



20. ábra: A zéta-potenciál, DOC és zavarosság összehasonlítása FeCl₃-kezelés előtt és után a keverék mosóvíz mintában

A mosóvíz kezelésekor az összcsíraszám, szemben a fürdővízzel, csak 2 nagyságrenddel csökkent, a coliformszám azonban hasonló mértékben 10⁶ CFU/ml-ről, 10³ CFU/ml-re változott (21. ábra).



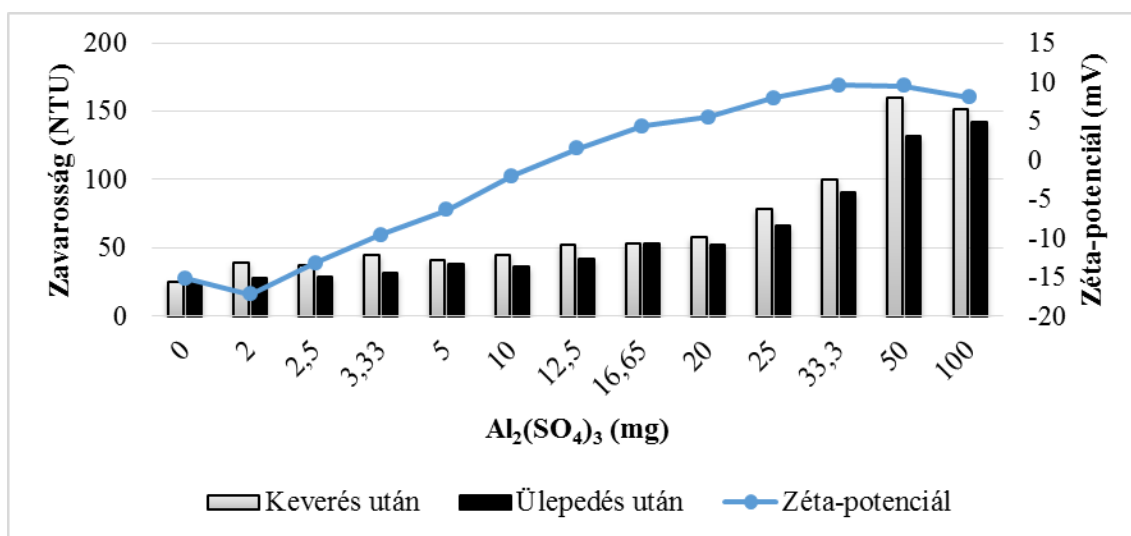
21. ábra: Mikrobiális terheltség változása a FeCl_3 -kezelés hatására mosóvíz mintában

4.3.2. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$, mint koaguláló- és flokkulálószer

4.3.2.1. Optimális $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -koncentráció meghatározása fürdővíz esetén

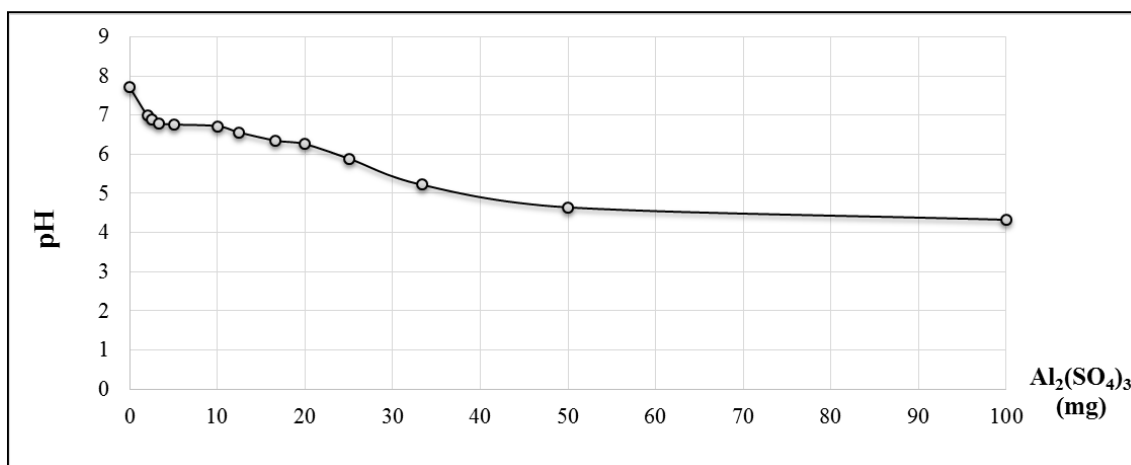
A 22. ábrán a kezelt keverék fürdővízminta zéta-potenciáljának változása látható az alumínium-szulfát adagolásának függvényében. Megfigyelhető, hogy az ábrán kirajzolódott görbe hasonló a vas(III)-kloridos kezelés görbéjéhez, azonban némi eltérést tapasztalhatunk. A 0 mV zéta-potenciál értékhez legközelebbi pontot, 12,5 mg vegyszer adagolásával értük el. Ebben az esetben 1,5 mV-nak adódott a zéta-potenciál értéke, mely majdnem a vas(III)-kloridos kezelés során elért érték abszolút értéke, tehát elmondható, hogy kevesebb vegyszer hozzáadása volt szükséges a kívánt pont eléréséhez. Ezt az értéket hasonlóan a másik típusú vegyszeres kezeléshez úgy választottuk ki, hogy a zéta-potenciál értéke a legközelebb álljon a 0 mV értékhez. A vegyszer hozzáadásával a zavarosság értékek monoton növekednek. A legszembevetőbb különbség a vas(III)-kloridos kezeléshez képest, hogy a kezelést követő keverés után és az ülepedés után mért zavarosságértékek között nem adódott számottevő különbség. A pelyhesedés láthatóan beindult a kísérlet során, azonban az alumínium-szulfát nem tud minden lebegőanyagot flokkulálni. A monoton növekvő zavarosság értékek, valamint a szuszpendáltatott és ülepitett kezelt vízminták zavarosságértékeinek hasonlósága arra enged következtetni, hogy az alumínium-szulfátos kezelés során végbemegy ugyan a koagulálás, azonban a flokkulálás kisebb mértékben játszódott le. A vas(III)-kloridos kezelés során láthattuk (14. ábra), hogy az optimális vegyszermennyiség adagolása során, illetve annak közelében az ülepedés után mért zavarosság akár fele is lehet a keverés utáni értékeknek. Ez is

azt támasztja alá, hogy a vas(III)-klorid a koagulálást követő flokkulálást jobban elősegíti, mely eredményeként jól ülepedő nagy pelyheket tartalmazó rendszert kapunk.



22. ábra: Zavarosság és zéta-potenciál értékek alakulása $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés esetén a keverék fürdővíz mintában

Megállapítható, hogy az alumínium-szulfát szintén savas irányba mozdítja el a vízminta pH-ját a kezelést követően. A közel semleges tartományból az erősen savas tartományba jutunk el 100 mg vegyszer hozzáadásával. Azonban megállapítható (23. ábra), hogy a vas(III)-kloriddal ellentétben a pH 4 érték alá nem csökkent le a kezelt keverék fürdővíz mintában. A 12,5 mg vegyszer hozzáadásával még közel semleges volt a pH, majd a vas(III)-kloridos kísérlethez hasonlóan indult savas irányba a pH a további vegyszer adagolásával.

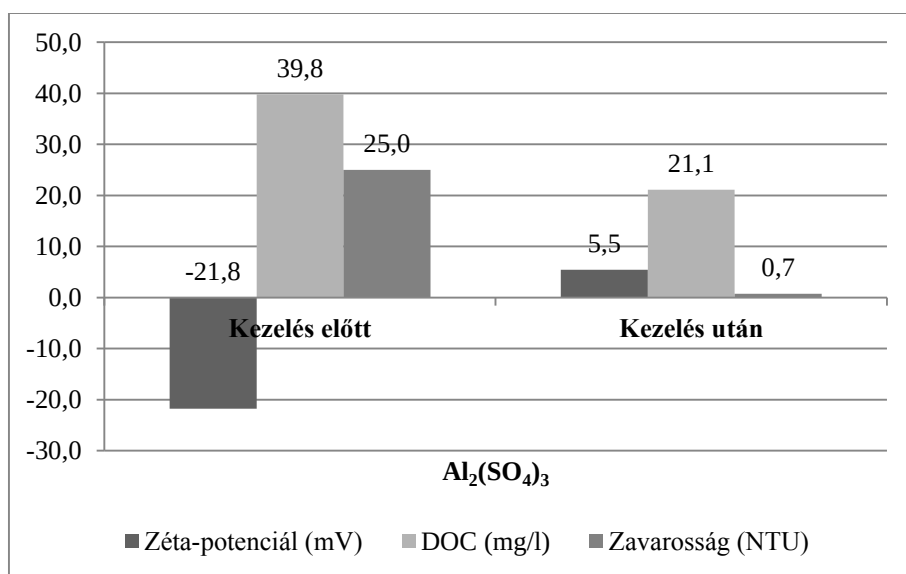


23. ábra: pH értékek alakulása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés során a keverék fürdővíz mintában

4.3.2.2. Fürdővíz minőségének változása $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés hatására

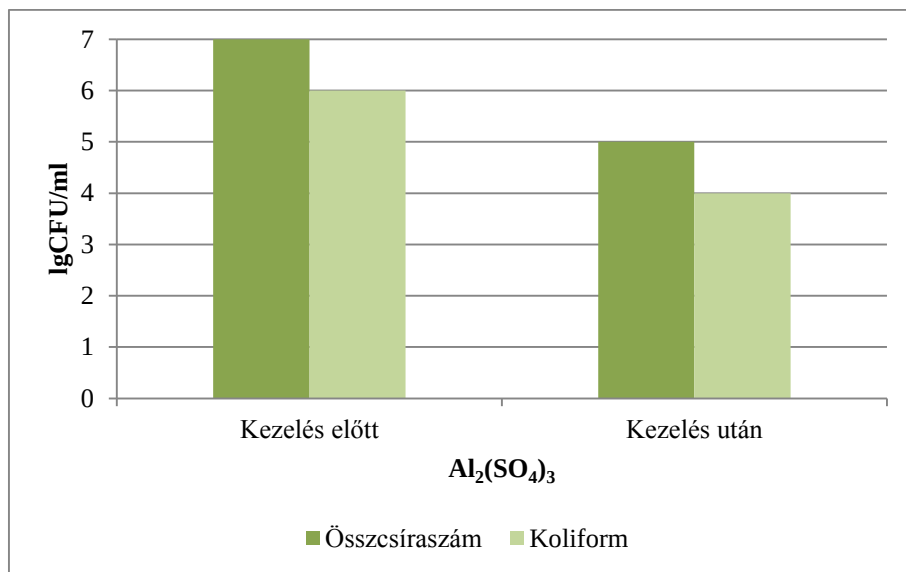
$\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -tal történő kezelést az eddigiekben említett okokból 200 ml szürkevíz mintán végeztük el.

A 24. ábrán látható az alumínium-szulfátos kezelés hatása a keverék fürdővízben a vizsgált paraméterekre. Az alumínium-szulfát esetében a zéta-potenciál érték a keverék fürdővíz mintában eltérő képet mutat a vas(III)-kloridos kezeléssel szemben. A zéta-potenciál értékek növekedése itt is megfigyelhető (-15,2 mV-ról 5,5 mV-ra nőtt), azonban nem olyan mértékben, mint a keverék fürdővíz mintában. Az oldott szerves széntartalom csökkentése viszont a vegyszerrel kezelve volt hatékonyabb (47%-os csökkenés). A zavarosság értékének csökkenése ebben az esetben is jelentős (97%), de összehasonlítva az eddigi kezelésekkal, itt volt a legmagasabb a kezelés utáni zavarosság (0,7 NTU).



24. ábra: A zéta-potenciál, DOC és zavarosság összehasonlítása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés előtt és után a keverék fürdővíz mintában

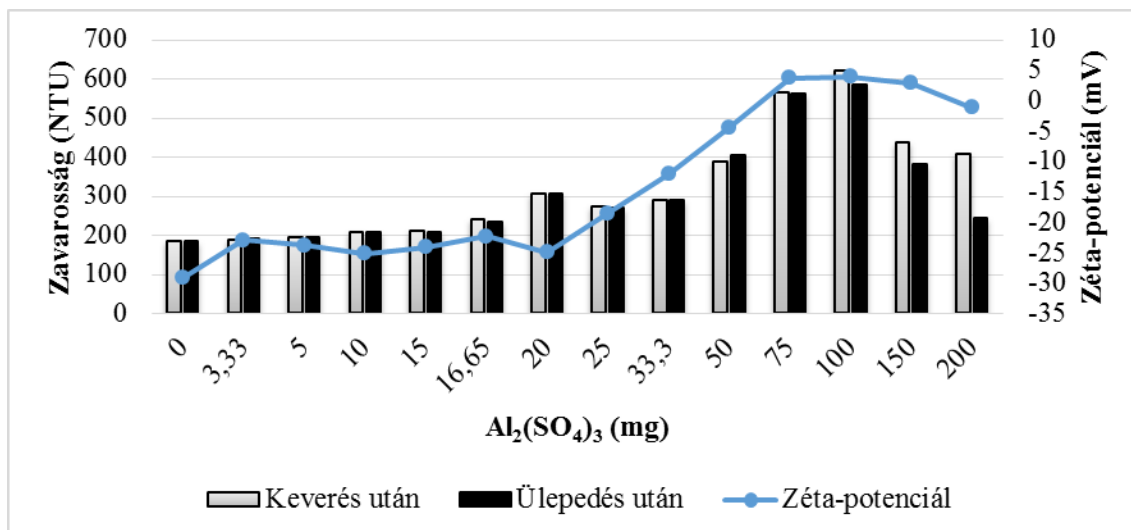
Összehasonlítva a vas(III)-kloriddal történő fürdővíz kezelés eredményeivel, látható, hogy az alumínium-szulfát kevésbé hatékonyan távolította el a mikrobákat, mint a vas(III)-klorid. Az összcsíraszám a kezelés után 10^5 CFU/ml, a coliform baktériumok száma 10^4 CFU/ml volt (25. ábra).



25. ábra: Mikrobiális terheltség változása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés hatására fürdővíz mintában

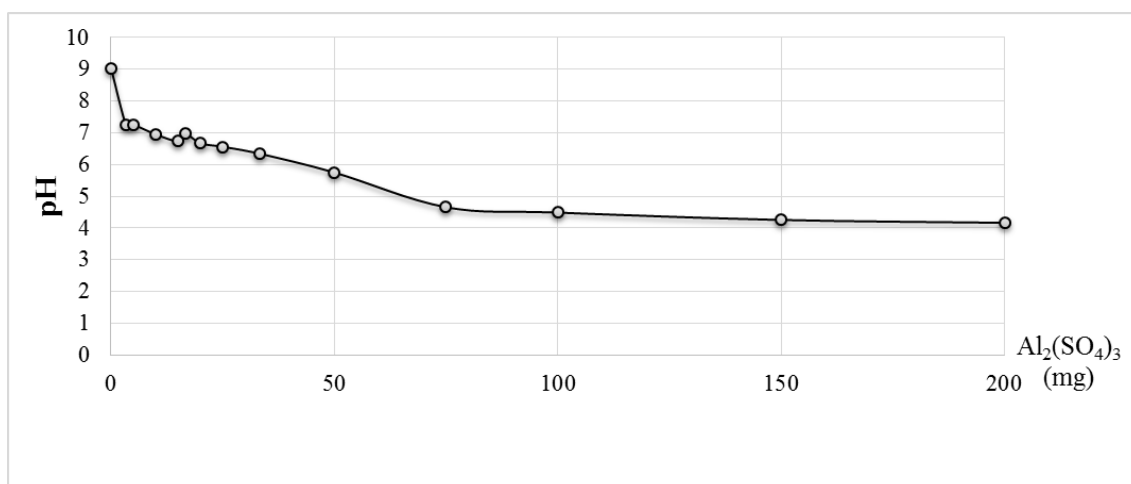
4.3.2.3. Optimális $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -koncentráció meghatározása mosóvíz esetén

A keverék mosóvíznél adódott görbe alumínium-szulfátos kezelés esetén (26. ábra) a zéta-potenciál értékre nézve hasonló, mint a keverék fürdővíznél. 200 mg vegyszer hozzáadására volt szükség ahhoz, hogy olyan pelyhesedés induljon be, mely a szürkevízben lévő kolloid részecskéket magával ragadva kiüledjen. A kezdeti -29,1 mV zéta-potenciálhoz képest -1,1 mV-ot értünk el, amikor 200 mg alumínium-szulfátot oldat formájában adagoltunk a szürkevíz mintához. A zavarosság értékek a keverék fürdővíz mintához (22. ábra) hasonlóan monoton növekedtek, azonban 100 mg vegyszer adagolása után már csökkenést mutattak. A keverés utáni és ülepedés utáni értékek nem tértek el nagymértékben egymástól, mint ahogyan a keverék fürdővíznél sem. Az ideális 200 mg vegyszeradagnál azonban kb. 150 NTU különbség adódott a két zavarosságérték között, mely annak tulajdonítható, hogy a pelyhesedés nagymértékben beindult, majd a keletkezett pelyhek a keverés után kiüledtek.



26. ábra: Zavarosság és zéta-potenciál értékek alakulása $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés esetében a keverék mosóvíz mintában

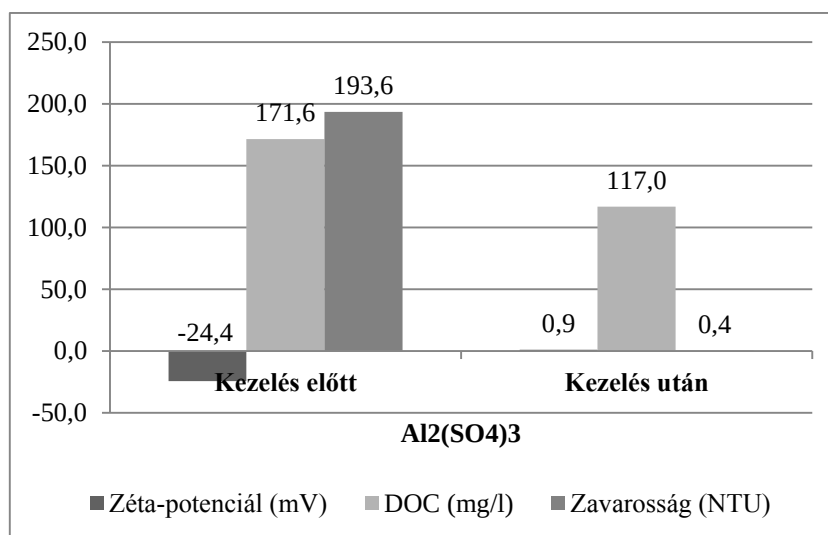
A 27. ábrán látható pH értékek a keverék mosóvíz alumínium-szulfátos kezelésénél nagy csökkenést mutatnak, akárcsak a vas(III)-kloridos kezelés esetén. A gyengén lúgos pH= 9,0 értékről vegyszer adagolását követően erősen savas (pH= 4) tartományba csökkent a vízminta pH-ja. Azonban a csökkenés nem olyan gyorsan következett be, mint a vas(III)-kloriddal kezelt keverék mosóvíz mintánkban. Az ideális 200 mg alumínium-szulfát adagnál már erősen savas pH mérhető. Elmondható mindkét vegyszerrel való kezelésről, hogy a koaguláció, majd a flokkuláció folyamata savas pH tartományban megy végbe, legyen szó fürdő- vagy mosóvízről.



27. ábra: pH értékek alakulása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés során a keverék mosóvíz mintában

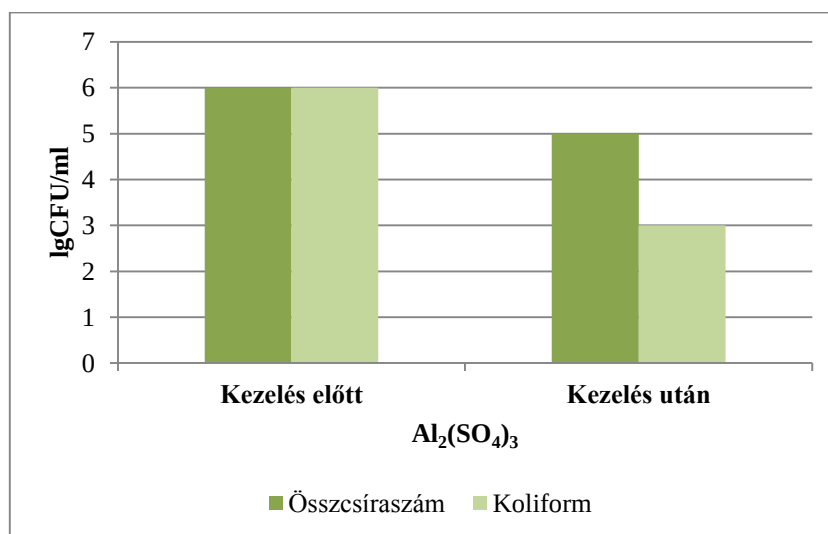
4.3.2.4. Mosóvíz minőségének változása $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés hatására

A keverék mosóvízben alumínium-szulfát kezelés hatására a zéta-potenciál érték 0 mV-hoz közeli, mellyel a zavarosság csökkenése is magyarázható, hiszen 0 ± 5 mV zéta-potenciál esetén a leghatékonyabb a kolloidok koagulálása és flokkulálása (28. ábra). Az oldott szerves széntartalom viszont a vas(III)-kloriddal kezelt keverék mosóvízhez képest nem mutat hasonlóságot, alumínium-szulfáttal nem értünk el jelentős csökkenést.



28. ábra: A zéta-potenciál, DOC és zavarosság összehasonlítása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés előtt és után a keverék mosóvíz mintában

A keverék mosóvíz alumínium-szulfátos kezeléséről az összcsíraszám tekintetében szintén elmondható, hogy jelentős csökkenés nem történt. A coliform baktériumok száma azonban 6 lgCFU/ml-ről 3 lgCFU/ml-re csökkent. A 29. ábra, illetve az eddigi eredmények alapján levonható a következtetés, miszerint az alumínium-szulfát nem képes olyan mértékű csökkentést előidézni a mikrobák számában, mint a vas(III)-klorid.



29. ábra: Mikrobiális terheltség változása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés hatására mosóvíz mintában

5. Következtetések, javaslatok

A különböző eredetű szürkevizekre vonatkozó vizsgálataink alapján megállapítottuk, hogy a mosó- és mosogatóvizekben a zéta-potenciál, a pH (8,8 és 8,6) és a zavarosság értéke közel azonos, míg a fürdővíz általában alacsonyabb értékeket mutatott, a pH közel semleges volt. Ezt az okozhatja, hogy a mosó- és a mosogatóvizek nagyobb mértékben tartalmaznak felületaktív anyagokat, tenzideket, illetve az oldott és kolloidális szennyezők mennyisége is nagyobb bennük. A zéta-potenciál átlagértéke az általunk vizsgált fürdővizek esetén -21 mV, ezzel szemben a mosóvizekben és a mosogatóvizekben -34 mV, illetve -32 mV. A mikrobiális terheltségük közel azonos volt, az összcsíraszám mindegyik mintában 5 lgCFU/ml feletti, a legmagasabb értéket a mosóvizek esetén tapasztaltunk (5,9 lgCFU/ml).

A szürkevíz minták 48 órás tárolási vizsgálata alapján megállapíthatjuk, hogy a pH és a DOC értéke egyenletesen csökkent mind a fürdővíz, mind a mosóvíz esetén. A minták zavarosságában számottevő változást nem tapasztaltunk. A mikrobák száma 12 óránként közel egy nagyságrenddel nőtt a fürdővízben, míg a mosóvíz minta összcsíraszámára már a tárolás kezdetén is magas volt, és ezt követően számottevő változást nem tapasztaltunk. Eredményeink alapján megállapíthatjuk, hogy a szerves anyag tartalom csökkenése a mikrobák számának növekedésével hozható összefüggésbe.

Vegyszeres kezelések eredményeképpen elmondhatjuk, hogy a vas(III)-kloridból kevesebb mennyiség adagolásával értük el az izoelektromos pontot mosóvíz esetében, ezzel szemben a fürdővíz mintában az alumínium-szulfát kisebb mennyiségével értük el ugyanazt az állapotot. Általánosan elmondhatjuk, hogy a fürdővizek kezeléséhez kevesebb vegyszer volt szükséges, mint mosóvizek esetén.

A vas(III)-klorid egyértelműen hatékonyabban csökkentette a mikrobák számát, mind fürdővíz, mind mosóvíz esetén. A DOC értékének változása esetén ugyanez nem figyelhető meg, mosóvíz esetén a vas(III)-klorid, fürdővíz esetén az alumínium szulfát bizonyult hatékonyabbnak.

Kísérleteink bizonyították, hogy a koaguláció és flokkuláció hatékony kezelési megoldás a szürkevizek újrahasználatára szempontjából.

Mindezek mellett megjegyeznénk, hogy pufferes pH beállítást a szürkevíz kezelés esetén nem állt szándékunkban alkalmazni, mivel az a kezelési költséget számottevően emelné. Az eredményeink alapján elmondhatjuk, hogy nem is lett volna rá szükség, mivel a fürdővizek kezelésénél a fémsók hatására a pH csak kismértékben tolódott el a savas tartomány irányába

(pH=6,3 és 6,4), mely a növények öntözéséhez megfelelő lehet, hiszen az esővíz pH-ja is 5-6 körüli érték.

A mosóvizek pH-ja ennél savasabb volt (4,2 és 5,5), azonban e vizeket WC öblítésre hasznosítva nincs szükség pH változtatásra, hiszen így a vízkőképződés meggátolható a rendszerben.

Eredményeink alapján elmondható, hogy a fürdővizek újrahasználata gazdaságosabb, illetve környezetkímélőbb, hiszen kevesebb vegyszer adagolásával nagy hatékonyságú tisztítást értünk el.

6. Összefoglalás

Az utóbbi évtizedekben egyre jelentősebb globális problémaként jelentkezik számos területen az időszakos vagy állandó vízhiány. Az édesvíz iránti igény egyre növekszik, a klímaváltozás hatására pedig csökken az évi átlagos csapadékösszeg sok területen, melyek együttesen megnehezítik a fokozódó szükségletek kielégítését. Magyarország vízrajzi adottságai igen kedvezőek, azonban országunkban is megfigyelhető az évi csapadékmennyiség kismértékű csökkenése.

Az ivóvíz felhasználásának csökkentésére potenciális megoldást nyújt a szürkevíz újrahaznosítása, többek között WC öblítésére vagy öntözésre. Azonban nem hagyhatjuk figyelmen kívül, hogy a szürkevizek nagymértékben tartalmazhatnak szerves és szervetlen anyagokat, illetve különböző mikroorganizmusokat, melyek indokoltá teszik a szürkevíz kezelését újrafelhasználás előtt. A kezelés optimalizálása érdekében szükséges a szürkevíz minőségi paramétereinek meghatározása, különös tekintettel a mikrobák számának, illetve a zéta-potenciál értékének meghatározására. A zéta-potenciál információt ad a szürkevíz kolloidális szennyezettségére, mely a vizek zavarosságát is okozza.

Vizsgálataink során az Északkelet-magyarországi régió különböző háztartásaiból gyűjtöttünk fürdésből, mosásból és mosogatásból származó szürkevizeket. Mértük az általános fizikai és kémiai paramétereket (hőmérséklet, pH, vezetőképesség, zavarosság, BOI, DOC), a minták zéta-potenciál értékét, illetve mikrobiológiai paramétereket (összecsíraszám, coliformszám).

Az általános minőségi paraméterek vizsgálata alapján megállapítható, hogy a fürdővizek terheltsége minden szempontból alacsonyabb, mint a mosó- és a mosogatóvizeké.

A tárolás során a kevert szürkevíz mintákban a mikrobák száma növekedett, mely a szerves anyag mennyiségének csökkenését okozta. A zavarosság jelentős mértékben nem változott.

A kezelés hatására a tárolt mintákban a szerves anyag tartalom, a mikrobák száma és a zavarosság is csökkent. A mikrobák eltávolításában a vas(III)-klorid bizonyult hatékonyabbnak, a zavarosságot mindkét koaguláló- és flokkulálószer közel 100%-os hatékonysággal csökkentette.

A jövőben homokszűréssel és aktívszenes szűréssel szeretnénk a már vegyszerrel kezelt szürkevizet a még benne lévő lebegőanyagoktól még hatékonyabban megtisztítani.

7.Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnénk megköszönni azoknak, akik segítségünkre voltak a szürkevíz minták összegyűjtésében és hozzájárultak ahhoz, hogy kellő számú és különböző forrásokból származó mintákat tudjunk elemezni.

Köszönjük Dr. Bodnár Ildikó tanszékvezető asszonynak, hogy lehetővé tette, hogy a minták vizsgálatát a Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszék Vízhőminőségvédelmi laboratóriumában végezzük el.

Szeretnénk megköszönni konzulenseinknek, Keczánné Dr. Üveges Andreának és Dr. Boros Norbertnek a dolgozat megírásában és a vizsgálatok elvégzésében nyújtott segítségét.

Az analitikai vizsgálatok elvégzését a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0041 számú projekt támogatta. A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.

8. Irodalomjegyzék

- [1] United Nations: The global water crisis. Megtekintve: 2012.09.23.
<http://www.un.org/works/sub2.asp?lang=en&s=19>.
- [2] Katikuzaa, A. Y., Ronteltapa, M., Niwagabab, C. B., Kansimec, F., Lensa, P. N. L.: Grey water treatment in urban slums by a filtration system: Optimisation of the filtration medium. *Journal of Environmental Management* 146, 2014, pp. 131-141.
- [3] Dobosi, Z., Felméry, L.: *Klimatológia*. Tankönyvkiadó, Budapest, 1977.
- [4] Magyarország csapadék viszonyai. Letöltve: 2014.11.04.
http://www.met.hu/eghajlat/magyarorszag_eghajlata/altalanos_eghajlati_jellemzes/csapadek/
- [5] Dixon, A., Butler, D., Fewkes, A.: Water saving potential of domestic water reuse systems using grey water and rain water in combination. *Water Science and Technology* 39, 1999, pp. 25-32.
- [6] Avery, L., Stephenson, T., Jeffrey, P., Parsons, S. A., Liu, S., Memon, F. A., Jefferson, C. B.: Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere* 71, 2008, pp. 147-155.
- [7] Friedler, E.: Quality of individual domestic greywater streams and its implication for on-site treatment and reuse possibilities. *Environmental Technology*, 25, 2004, pp. 997-1008.
- Lu, W., Leung, A. Y. T.: A preliminary study on potential of developing shower/laundry wastewater reclamation and reuse system. *Chemosphere* 52, 2003, pp. 1451–1459.
- [8] Metcalf and Eddy, Inc.: In: Tchobanoglous, G., Burton, F. L., Stensel, H. D. (Eds.), *Wastewater Engineering-Treatment, Disposal and Reuse*, fourth ed. McGraw-Hill, New York, 2003.
- [9] Pidou, M., Avery, L., Stephenson, T., Jeffrey, P., Parsons, S. A., Liu, S., Memon, F. A., Jefferson, B.: Chemical solutions for greywater recycling. *Chemosphere* 71, 2008, pp. 147-155.
- [10] Szürkevíz újrahasznosító rendszerek. Letöltve: 2014.11.04. <http://www.thermo-casa.com/greywater-systems.php>
- [11] Friedler, E., Kovalio, R., Ben-Zvi, A.: Comparative study of the microbial quality of greywater treated by three on-site treatment system. *Environmental Technology* 27, 2006, pp. 653-663.
- [12] Jefferson, B., Laine, A., Parsons, S., Stephenson, T., Judd, S.: Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban Water* 1, 1999, pp. 285-292.
- [13] Horan, J. L.: *Sitting Pretty: An Uninhibited History of the Toilet*. Robson Brook, London, 1998.

- [14] Niemczynowicz, J.: Integrated water management in urban areas, Proc. Int Symposium, Lund, Sweden, Environmental Research Forum, UNESCO-IHP 3-4, Transtec Publications, Switzerland, 1995.
- [15] Karpiscak, M. M., Foster, K. E., Schmidt, N.: Residential water conservation. Water Research 26, 1990, pp. 939-948.
- [16] Sayers, D.: A study of domestic greywater recycling. Intreim report. National Water Demand Management Centre, Environment Agency, Worthing, UK, 1998.
- [17] Al-Jayyousi, O. R., Shatanawi, M.: An analysis of firmre tater policies in Jordan using decision suppor systems. International Journal of Water Resources Development 11, 1995, pp. 315-330.
- [18] Al-Jayyousi, O. R.: Capacity building for desalination in Jordan: necessary conditions for sustainable water management. Desalination, 141, 2001, pp. 169-179.
- [19] Brady, N. C., Weil, R. R.: The Nature and Properties of Soils. 12th ed. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey, 1999.
- [20] Rhoades, J. D., Kandiah, A., Mashali, A. M.: The use of saline waters for crop production. FAO Irrigation and Drainage Paper 48,1992, Rome.
- [21] Ayars, J. E., Hutmacher, R.B., Schoneman, R. A., Vail, S. S., Pflaum, T.: Long term use of saline water for irrigation. Irrigation Science 14, 1993, pp. 27-34.
- [22] Eriksson, E., Auffarth, K., Henze, M., Ledin, A.: Characteristics of grey wastewater. Urban Water 4, 2002, pp. 85-104.
- [23] Okun, D. A.: Distributing reclaimed water through dual systems. American Water Works Association Journal 89, 1997, pp. 153-160.
- [24] Santala, E., Uotila, J., Zaitsev, G., Alasiurua, R., Tikka, R. and Tnegvall, J.: Microbiological greywater treatment and recycling in an apartment building. Advanced Wastewater Treatment, Recycling and Reuse: Milan, 1998, pp. 319-324.
- [25] Duan, J., Gregory, J.: Coagulation by hydrolysing metal salts. Advances in Colloid and Interface Science 100 -102, 2003, pp. 475-502.
- [26] Dr. Barkács, K., Dr. Biczók, Gy., Dr. Borossay, J.: Vízminősítés, vízkezelés. Szerkesztette: Dr. Ligetvári Ferenc, Szarvas, 2000.
- [27] Husmann, W.: Szennyvíztisztítás. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1973.
- [28] A víz oldott szennyezőanyag-tartalmának eltávolítása ioncserével. Letöltve: 2014.11.10. http://technologia.chem.elte.hu/hu/techn_lab_tanar/Viz2_gyakorlat.pdf
- [29] Richens, D. T.: The Chemistry of Aqua Ions. Wiley, Chichester, 1997, ISBN 0-471-97058-1.

- [30] Dr. Buzágh, A., Dr. Kőrösné dr. Fraknóy, V., Varga, É.: Kolloidika I., Tankönyvkiadó, Budapest, 1963.
- [31] Mayer, L. M., Wells, M. L.: 4.06-Aggregation of Colloids in Estuaries. Reference Module in Earth Systems and Environmental Science Treatise on Estuarine and Coastal Science 4, 2011, pp. 143-160.
- [32] Szántó, F.: A kolloidkémia alapjai. Gondolat Könyvkiadó, Budapest, 1987, ISBN 963-281-840-7.
- [33] Dr. Kárpáti, Á. (szerk.): Vízgazdálkodás-szennyvíztisztítás. Környezetmérnöki Tudástár, 10. kötet, 3. bővített kiadás, Pannon Egyetem- Környezetmérnöki Intézet, 2011, ISBN 978-615-5044-35-9.
- [34] Dr. Emmer, J., Dr. Lovrity, Z., Dojcsákné Kiss-Tóth, É., Juhászné Szalai, A., Koska, P., Dr. Fodor, B.: Nem szteroid gyulladáscsökkentő gyógyszerek (NSAIDS) szállítására alkalmas nanorendszerek fizikai-kémiai karakterizálása. Egészségtudományi Közlemények 2, 2012, pp. 25-31.
- [35] Ungvári, L., Keczánné Üveges, A.: Szürkevizek zéta-potenciáljának vizsgálata derítőszer adagolás optimalizálása céljából. Debreceni Műszaki Közlemények 2, 2013, pp. 83-93.
- [36] Riddick, T. M.: Control of Colloid Stability through Zeta Potential. Library of Congress Catalogue 67-18001, Livingston Publishing Company, Wynnewood, Pennsylvania, 1968.
- [37] Dr. Gáspár, A.: Kapilláris zónaelektroforézis. Kossuth Egyetemi Kiadó, 2000.
- [38] Zeta potential measurements. Letöltve: 2014.11.03.
<http://departments.agri.huji.ac.il/zabam/zetasizer.html>
- [39] Fatkin, J.: Environment and recycling of natural resources. Malvern Instruments Ltd., Enigma Business Park, Grovewood Road, Malvern, Worcestershire, WR14 1XZ, UK.
- [40] Optimisation of Water Treatment using Zeta Potential. Zetasizer Nano application note, Malvern Instruments Ltd., Enigma Business Park, Grovewood Road, Malvern, Worcestershire, WR14 1XZ, UK.
- [41] O'Toole, J., Sinclair, M., Malawaraarachchi, M., Hamilton, A., Barker, S.F., Leder, K.: Microbial quality assessment of household greywater. Water Research 46, 2012, pp. 4301-4313.
- [42] Cogan, T. A., Bloomfield, S. F., Humphrey, T. J.: The effectiveness of hygiene procedures for prevention of cross-contamination from chicken carcasses in the domestic kitchen. Letters in Applied Microbiology 29, 1999, pp. 354-8.

- [43] Hrudey, S. E., Raniga, S.: Greywater Characteristics health concerns and treatment technology, design of water and wastewater service for cold climate communities. Proceedings of post conference seminar in conjunction with IAWPR conference. Toronto, 1980.
- [44] Rose, J. B., Sun, G-S., Gerba, C. P., Sinclair, N. A.: Microbial quality and persistence of enteric pathogens in greywater from various household sources. *Water Research* 25, 1991, pp. 37-42.
- [45] Casanova, L. M., Gerba, C. P., Karpiscak, M.: Chemical and microbial characterization of household graywater. *Journal of Environmental Science and Health A36*, 2001, pp. 395-401.
- [46] Gergely, L.: *Orvosi mikrobiológia*, Semmelweis Kiadó, Budapest, 1999, ISBN 963-8154-93-4.
- [47] Papp, J.: *Általános mikrobiológia I.*, Kriterion Könyvkiadó, Kolozsvár, 2009.
- [48] Ockerman, C.: The debate: Coliforms, Fecal coliforms, and Enterobacteriaceae as Indicator Organisms. Letöltve: 2013.11.09.
<http://www.mybiolumix.com/the-debate-coliforms-fecal-coliforms-and-enterobacteriaceae-as-indicator-organisms/>
- [49] Öllös, G.: *Környezetvédelem*. Budapest-Gödöllő, Új Levédia, 2012, ISBN 978-963-89604-0-5.
- [50] Lányi, B., (szerk.): *Járványügyi és klinikai bakteriológia módszertani útmutató*, Országos Közegészségügyi Intézet, Budapest, 1980.
- [51] Pál, T.: *Az orvosi mikrobiológia tankönyve*, Medicina Könyvkiadó Zrt., Budapest, 2012, ISBN 978-963-226-353-3.
- [52] Barcs, I.: *Mikrobiológia*, Debreceni Egyetem Egészségügyi Főiskolai Kar, Nyíregyháza, 2007.
- [53] Jurányi, R., Vogronics, P-né: *Mikrobiológiai és parazitológiai gyakorlatok*, Medicina Könyvkiadó Rt., Budapest, 2002, ISBN 963-242-681-9.
- [54] Vogronics, P-né: *Általános mikrobiológia, főiskolai jegyzet*, Semmelweis Egyetem Egészségügyi Főiskolai Kar, Budapest, 2001.
- [55] Reinert, R. R.: Rapid streptococcal antigen detection tests. *Journal of Laboratory and Clinical Medicine* 31, 2007, pp. 280-293.
- [56] Dixon, A., Butler, D., Fewkes, A., Robinson, M.: Measurement and modelling of quality changes in stored untreated grey water. *Urban Water* 1, 1999, pp. 293-306.
- [57] Jefferson, B., Laine, A., Parsons, S., Stephenson, T., Judd, S.: Technologies for domestic wastewater recycling. *Urban Water* 1, 2000, pp. 285-292.

- [58] Ghaitidak, D. M., Yadav, K. D.: Characteristics and treatment of greywater- a review. *Environmental Science and Pollution Research*, 2013, DOI 10.1007/s11356-013-1533-0.
- [59] Liu, S., Butler, D., Memon, F. A., Makropoulos, C., Avery, L., Jefferson, B.: Impacts of residence time during storage on potential of water saving for grey water recycling system. *Water Research*, 44, 2010, pp. 267-277.
- [60] Gross, A., Kaplan, D., Baker, K.: Removal of chemical and microbiological contaminants from domestic greywater using a recycled vertical flow bioreactor (RVFB). *Ecological Engineering* 31, 2007, pp. 107-114.
- [61] Younis, S. S., Al Mansi, N. M., Fouad, S. H.: Chemically assisted primary treatment of municipal wastewater. *Environmental Management and Health* 9, 1998, pp. 209-214.
- [62] Melicz, Z.: Költséghatékony szennyvíztisztítási megoldások - a kémiai szennyvíztisztítás. Magyar Tudományos Akadémia Nemzeti Stratégia Program, Budapest, 1999.
- [63] Oron, G., Adel, M., Agmon, V., Friedler, E., Halperin, R., Leshem, E., Weinberg, D.: Greywater use in Israel and worldwide: Standards and prospects. *Water Research* 58, 2014, pp. 92-101.
- [64] Al-Jayyousi, O. R.: Greywater reuse: towards sustainable water management. *Desalination* 156, 2003, pp. 181-192.
- [65] DLGPSR: Greywater. Department of Local Government, Planning, Sport and Recreation. Megtekintve: 2007.03.28. <http://www.lgp.qld.gov.au/?id=3044>
- [66] Smulders, E.: Laundry Detergents. Wiley-VCH Verlag GmbH, Weinheim, FRG, 2002.
- [67] Misra, R. K., Sivongxay, A.: Reuse of laundry greywater as affected by its interaction with saturated soil. *Journal of Hydrology* 366, 2009, pp. 55-61.
- [68] Hillel, D.: Introduction to Environmental Soil Physics. Elsevier Academic Press, New York, 2004.
- [69] Jefferson, B., Palmer, A., Jeffrey, P., Stuetz, R., Judd, S.J.: Greywater characterisation and its impact on the selection and operation of technologies for urban reuse. *Water Science and Technology*, 50, 2004, pp. 157-164.
- [70] Chow, C. W. K., Van Leeuwen, J. A., Fabris, R., Drikas, M.: Optimised coagulation using aluminium sulfate for the removal of dissolved organic carbon. *Desalination*, 245, 2009, pp. 120-134.
- [71] Uyak, V., Toroz, I.: Disinfection by-product precursors reduction by various coagulation techniques in Istanbul water supplies. *Journal of Hazardous Materials*, 141, 2007, pp. 320-328.

- [72] Bell-Ajy, K., Abbaszadegan, M., Ibrahim, E., Verges, D., Lechevallier, M.: Conventional and optimized coagulation for NOM removal. American Water Works Association, 92, 2000, pp. 44.
- [73] Bond, T., Goslan, E. H., Parsons, S. A., Jefferson, B.: Disinfection by-product formation of natural organic matter surrogates and treatment by coagulation, MIEX® and nanofiltration. Water Research 44, 2010, pp. 1645-1653.
- [74] Li, F., Behrendt, J., Wichmann, K., Otterpohl, R.: Resources and nutrients oriented greywater treatment for non-potable reuses. Water Science Technology 57, 2009, pp. 1901-1907.
- [75] Palmer, D. A., Wesolowski, D. J.: Aluminum speciation and equilibria in aqueous solution: III. Potentiometric determination of the first hydrolysis constant of aluminum (III) in sodium chloride solutions to 125 °C. Geochimica et Cosmochimica Acta 57, 1993, pp. 2929-2938.
- [76] Bodnár, I.: Vízgazdálkodás- és vízminőségvédelem II. oktatási segédlet a laboratóriumi gyakorlathoz, Debreceni Egyetem Műszaki Kar, Debrecen, 2011.
- [77] Varga, E., Garay, F.: Környezetkémiai analitika- környezettechnológia praktikum, ELTE Eötvös Kiadó, Budapest, 1999, ISBN 963-463-245-9.
- [78] TRANSIA GmbH Germany: Hygiene Monitor für die mikrobiologische Hygieneuntersuchung, Dieselstraße 9A - 61239 Ober-Mörlen

9. Ábrajegyzék

1. ábra: Országos éves csapadékösszegek az 1901-2009 közötti időszakban [4]	5
2. ábra: Ivóvízfogyasztás megoszlása napi szinten [10].....	6
3. ábra: A szennyezések csoportosítása vízben való megjelenésük alapján [26]	8
4. ábra: Kolloid destabilizáció három vegyértékű fém sókkal (Készítette: Ungvári Levente) negatív töltés, pozitív töltés.....	10
5. ábra: Egység a Malvern Zetasizer NanoZ készülékhez [38].....	11
6. ábra: Malvern Zetasizer NanoZ készülék Debreceni Egyetem Műszaki Kar Környezet- és Vegyésszmérnöki Tanszék Vízminőségvédelmi Laboratórium	12
7. ábra: Átlagos zéta-potenciál értékek különböző eredetű szürkevizekben.....	23
8. ábra: Átlagos pH értékek különböző eredetű szürkevizekben	24
9. ábra: Zavarosság értékek különböző eredetű szürkevizekben	24
10. ábra: Szürkevíz minták mikrobiológiai terheltségének átlaga	25
11. ábra: Fürdővíz DOC és zéta-potenciál értékének összehasonlítása a tárolás során	27
12. ábra: Mosóvíz DOC és zéta-potenciál értékének összehasonlítása a tárolás során.....	27
13. ábra: Összcsíraszám és DOC változása fürdővíz mintában a tárolás ideje alatt	28
14. ábra: Zavarosság és zéta-potenciál értékek alakulása FeCl_3 -kezelés esetében a keverék fürdővíz mintában	30
15. ábra: pH értékek alakulása a FeCl_3 -kezelés során a keverék fürdővíz mintában.....	30
16. ábra: A zéta-potenciál, DOC és zavarosság összehasonlítása FeCl_3 -kezelés előtt és után a keverék fürdővíz mintában.....	31
17. ábra: Mikrobiológiai terheltség változása FeCl_3 -kezelés hatására fürdővíz mintában.....	31
18. ábra: Zavarosság és zéta-potenciál értékek alakulása FeCl_3 -kezelés esetében a keverék mosóvíz mintában	32
19. ábra: pH értékek alakulása a FeCl_3 -kezelés során a keverék mosóvíz mintában.....	33
20. ábra: A zéta-potenciál, DOC és zavarosság összehasonlítása FeCl_3 -kezelés előtt és után a keverék mosóvíz mintában.....	33
21. ábra: Mikrobiális terheltség változása a FeCl_3 -kezelés hatására mosóvíz mintában	34
22. ábra: Zavarosság és zéta-potenciál értékek alakulása $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés esetében a keverék fürdővíz mintában.....	35
23. ábra: pH értékek alakulása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés során a keverék fürdővíz mintában	35
24. ábra: A zéta-potenciál, DOC és zavarosság összehasonlítása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés előtt és után a keverék fürdővíz mintában	36
25. ábra: Mikrobiális terheltség változása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés hatására fürdővíz mintában.	37
26. ábra: Zavarosság és zéta-potenciál értékek alakulása $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés esetében a keverék mosóvíz mintában	38
27. ábra: pH értékek alakulása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés során a keverék mosóvíz mintában	38
28. ábra: A zéta-potenciál, DOC és zavarosság összehasonlítása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés előtt és után a keverék mosóvíz mintában	39
29. ábra: Mikrobiális terheltség változása az $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ -kezelés hatására mosóvíz mintában.	39