

M Ű E G Y E T E M 1 7 8 2

BUDAPESTI MŰSZAKI ÉS GAZDASÁGTUDOMÁNYI EGYETEM

ÉPÍTŐMÉRNÖKI KAR

VÍZI KÖZMŰ ÉS KÖRNYEZETMÉRNÖKI TANSZÉK

**Ammónium-ion eltávolítási lehetőségek vizsgálata az ivóvíztisztítási
gyakorlatban**

Szerző: Szabó Szilárd

Belső konzulens:

Devecseri Mátyás

Külső konzulens:

Vörös Gyula

Budapest

2020



Tartalomjegyzék

1	Bevezetés és célkitűzés	1
2	Szakirodalmi áttekintés	2
2.1	Biológiai folyamatok alkalmazása az ivóvíz tisztításban	2
2.2	Nitrifikáció	2
2.3	Nyersvíz minőség	4
2.3.1	Oldott oxigén	6
2.4	Autotrófok és heterotrófok	8
2.5	Töltetanyagok	10
2.5.1	Homok	10
2.5.2	GAC	11
2.5.3	Zeolit	11
2.6	Patogének és véglények	12
2.7	Biológiai ammónium-ion eltávolítás fenntarthatósága	12
2.8	Ioncsere és adszorpció az ammónium eltávolításban	13
2.9	Ammónium-ion eltávolítás törésponti klórozással	13
3	Vízisztítótelep jellemzése	16
3.1	Cserkeszőlő	16
3.2	Tiszazugi regionális ivóvízellátó rendszer	16
3.3	Nyersvíz jellemzése	17
3.4	Jelenleg üzemelő technológia	22
4	Ammónium eltávolítás technológiai változatai	27
4.1	Zeolitos ioncsere és törésponti klórozás	27
4.2	Biológiai ammónium eltávolítás	33
4.2.1	Kísérleti ütemterv	33
4.2.2	Kísérleti módszer és eszközök	34
4.2.3	Helyszíni mérési módszerek	36
4.2.4	Laboratóriumi mérési módszerek	38
4.2.5	Kísérleti eredmények	39
4.3	Törésponti klórozás	44
5	Következtetések	48
6	Összefoglalás	50
7	Irodalom jegyzék	52
8	Mellékletek	54



Ábrajegyzék

2.1-1. ábra Általános biológiai szűrő felépítése	2
2.3-1. ábra széndioxid, hidrogén karbonát és karbonátion arányai a pH függvényében (Laky and Licskó, 2014)	5
2.3-2. ábra Nitrifikálók növekedési rátájának alakulása a pH és hőmérséklet függvényében(Antoniou et al., 1990)	5
2.3-3. ábra Ammónium-ion koncentráció változása az oldott oxigén koncentráció függvényében (Guo et al., 2008)	6
2.3-4. ábra Nitrit ion koncentráció változása az oldott oxigén koncentráció függvényében (Guo et al., 2008)	7
2.3-5. ábra Nitrifikáció folyamata az oldott oxigén koncentráció függvényében (Guo et al., 2008)	7
2.4-1. ábra BOI ₅ koncentráció és eltávolított ammónia korrelációja (Figueroa and Silverstein, 1992)	9
2.5-1. ábra Szűrőhomok töltetanyag	10
2.5-2. ábra Ammónium nitrogén koncentráció alakulása homokszűrő mélységének függvényében (Lee et al., 2014)	10
2.5-3. ábra Granulált aktív szén szűrőanyag	11
2.5-4. ábra Zeolit szűrő töltetanyag	12
2.9-1. ábra klórgáz, hypoklórossav, hypoklorit-ion alakulása a pH függvényében(Laky and Licskó, 2014)	14
2.9-2. ábra Törésponti klór görbe (Laky and Licskó, 2014)	15
3.3-1. ábra Mélységi víztermelő kút	17
3.3-2. ábra Nyersvíz pH értékek alakulása (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)	18
3.3-3. ábra Nitrogén formák alakulása (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)	18
3.3-4. ábra KOI _{ps} koncentrációk (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)	19
3.3-5. ábra Telepszám értékek (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)	19
3.3-6. ábra Mikrobiológiai értékek I. (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)	20
3.3-7. ábra Mikrobiológiai értékek II. (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)	20
3.3-8. ábra Mikrobiológiai értékek III. (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)	20
3.4-1. ábra Gáztalanító	22
3.4-2. ábra Technológiai feladó szivattyúk	23
3.4-3. ábra Kontakt tartály és Granofilter szűrő	23
3.4-4. ábra Vegyszer adagolók	24
3.4-5. ábra Klórgáz tartályok és adagoló	24
3.4-6. ábra Aktívszén adszorber, háttérben homokszűrő	25
3.4-7. ábra UV csíráltanító	25
3.4-8. ábra Hálózati nyomásfokozó szivattyúk	26
3.4-9. ábra Technológiai egységek utáni mintavételi pont	26
4.1-1. ábra Ammónium-ion mérések határérték felett és alatt alakult százalékos gyakorisága 16 db mintából (2019-2020) (BÁCSVÍZ)	27
4.1-2. ábra Telepszám technológiaközi mérések (BÁCSVÍZ)	28
4.1-3. ábra KOI _{ps} technológiaközi mérések (BÁCSVÍZ)	28



4.1-4. ábra Ammónium-ion koncentrációk a technológia egységeken (BÁCSVÍZ).....	29
4.1-5. ábra Nitrogén formák alakulás a granofilter után (BÁCSVÍZ).....	30
4.1-6. ábra Nitrogén formák alakulás a homokszűrő után (BÁCSVÍZ).....	30
4.1-7. ábra Ammónium és nitrit a betáplálási ponton (BÁCSVÍZ).....	31
4.1-8. ábra Nitrit-ion a betáplálási ponton (BÁCSVÍZ).....	31
4.1-9. ábra Nitrát a betáplálási ponton (BÁCSVÍZ).....	32
4.1-10. ábra Összes trihalo-metán koncentrációk a betáplálásnál (BÁCSVÍZ).....	32
4.2-1. ábra Kísérleti egység metszete.....	35
4.2-2. ábra Kísérleti tartály csatlakozási pontja.....	35
4.2-3. ábra Kísérleti berendezés üzembehelyezéskor.....	36
4.2-4. ábra Hannah checker HI700.....	36
4.2-5. ábra Hach SL100.....	37
4.2-6. ábra Helyszíni mérés műszerei és mintavételi edények.....	37
4.2-7. ábra Kísérleti tartályt követően a nitrogén formák változása.....	40
4.2-8. ábra Ammónium-ion változása a nyersvízben és a kísérleti tartály után.....	41
4.2-9. ábra Oldott oxigén változása a nyersvízben és a kísérleti tartály után.....	42
4.2-10. ábra Összes keménység változása a nyersvízben és a kísérleti tartály után.....	43
4.3-1. ábra Törésponti görbe előállítása.....	45
4.3-2. ábra Törésponti klór görbe kísérlet.....	45
4.3-3. ábra Reakciókinetika előállítása.....	46
4.3-4. ábra Reakciókinetikai görbék.....	47

Táblázatjegyzék

3.3-1. táblázat átlagos vízminőség (BÁCSVÍZ).....	17
4.2-1. táblázat Mérések ütemezése.....	34
4.2-2. táblázat Helyszíni mérések szabványai.....	37
4.2-3. táblázat Fotometriás méréshez a minta előkészítés.....	38
4.2-4. táblázat Fotometriás mérés.....	38
4.2-5. táblázat Laboratóriumi mérések szabványai.....	38
4.2-6. táblázat Nyersvíztározó medence utáni mérési eredmények.....	39
4.2-7. táblázat Kísérleti tartály utáni mérési eredmények.....	39
4.2-8. táblázat Granofilter és a kísérleti tartály összevető mérések (BÁCSVÍZ).....	39



Jelölések, rövidítések

AOA	Ammónia oxidáló archea
AOB	Ammónia oxidáló baktérium
AOX	Adszorbeálható szerves halogének
AMO	Ammónia monoxigenázok
BAC	Biological activated carbon (biológiailag aktivált szén)
BOI	Biológiai oxigén igény
DO	Dissolved Oxygen (oldott oxigén)
GAC	Granular activated carbon (granulált aktívszén)
K_m	Michaelis-Menten állandó
K_s	Savi disszociációs állandó
MMO	Metán monoxigenázok
NOB	Nitrit oxidáló baktérium
THM	Trihalogénmetánok



1 Bevezetés és célkitűzés

Az emberi lét számára elengedhetetlen a jó minőségű, tiszta szennyezőanyag- és kórokozómentes ivóvíz. A társadalom fejlődése során az ember többféle ivóvízbázist használt és használ ennek a szükségnek a kielégítése céljából. Kezdetben a különböző felszíni vizek, mint vízfolyások és állóvizek (édesvízi) jelentették a forrást. Azonban ezen felszíni vízforrások ivóvízminőségi szempontból kifogásolhatók, hiszen veszélyes anyagokat és számos mikrobiológiai élőlényt tartalmaznak, amelyek veszélyesek az emberi egészségre. Fontos megemlíteni, hogy a felszíni vizeket az ember mostanra sok más célból is használja, mint például rekreációs, hajózási, halászat, hűtővíz kivétel, szennyvízelvezetés, öntözés stb. Ezen tevékenységek kevésbé, de mások, mint például a mezőgazdaság, hulladéklerakás és a közlekedés különböző szennyezőanyagokat juttathatnak a vízbe.

A technológiai fejlődés lehetővé tette, hogy másfajta vízbázisokból tudjon az ember ivóvizet nyerni. Ezek különböző felszínalatti vízbázisok, mint a talajvizek, mélységi vizek, karsztvizek és a partiszűrészű vizek. A talajvizek mennyiségi és minőségi állapota nagy mértékben függ a felszínről beszivárgó vizektől. Így az esővíz által oldható szennyezők bemosódnak és beszivárognak a talajvízbázisokba. Jó példa a mezőgazdasági területekről megjelenő nitrát szennyezés. Mivel a talajvíz mennyiségi állapota is jelentősen ingadozhat, és minőségileg is kifogásolható az állapota, ivóvíznek jellemzően nem alkalmazzuk.

Magyarországon ivóvíz termelés céljára az esetek 40%-ban partiszűrészű és 40%-ban mélységi rétegvizek adják a forrást. (Laky and Licskó, 2014). A partiszűrészű vizek minősége általában megfelelő minőségű, vagy minimális tisztítást igényel. A mélységi rétegvizek minősége viszont széles skálán mozoghat. Magyarországi viszonyban jellemző, hogy arzén, metán, széndioxid, vas, mangán és ammónium-ion jelenjen meg a kitermelt nyersvízben. (Deak *et al.*, 1993). Ezeket a szennyezőanyagokat egészségügyi, üzemeltetési és balesetvédelmi érdekek megőrzése végett az előírt határérték alá kell csökkenteni. Ezen határértékeket a WHO (World Health Organization, 2017) ajánlások, az Európai Unió (European Union, 1998) ivóvíz irányelve és a 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről című rendelet szabályozza.

Dolgozatomban az ivóvíztisztításban alkalmazott ammónium-eltávolítási technológiák közül a Magyarországon leginkább elterjedt három lehetőség került vizsgálatra: a zeoliton történő adszorpció, a törésponti klórozás és a mikrobiológiai nitrifikáció. Összefoglalóan bemutatom a szakirodalomban található tudományos eredményeket a technológiákat befolyásoló paramétereikről. Ezek figyelembevétele mind a tervezés, mind az üzemeltetés során sajnos csak esetlegesen történik meg, pedig az ismeretek, szenzorok, korábbi tapasztalatok rendelkezésre állnak. Esettanulmányként bemutatom a Bácsvíz Zrt. által üzemeltetett, 2017-ben rekonstrukción átesett cserkeszőlői tisztítótelepet. A telepen az említett technológiák közül jelenleg az első kettő kombinációját alkalmazzák, mely üzemeltetési szempontból komplikált és költséges, ezért technológiaváltásra van szükség, melynek lehetőségét vízminőségi elemzésekkel és félüzemi kísérletekkel vizsgáltam.

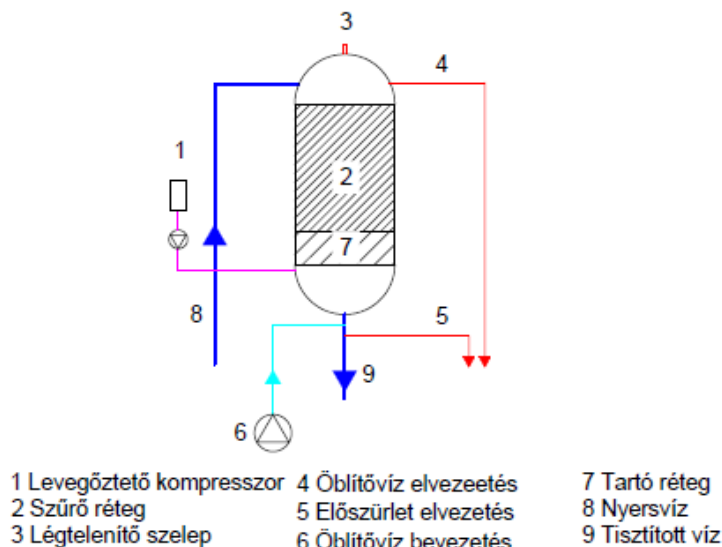
A dolgozat célja, hogy a technológiák előnyeit, hátrányait és potenciális buktatóit tudatosítsam a szakma gyakorlati alkalmazói számára, legyen szó a folyamatok tervezéséről, vagy kapott technológiák üzemeltetéséről. Javaslatot teszek a konkrét telep esetén is a hatékonyabb üzemeltetésre és a tervezett üzemváltás feltételeire.

2 Szakirodalmi áttekintés

2.1 Biológiai folyamatok alkalmazása az ivóvíz tisztításban

Ivóvíz tisztítás céljából használt biológiai folyamatok egyre nagyobb figyelmet kapnak különösen a fejlődő országok esetében. Ezen technológiák sokféle szennyező anyagok képesek a nyersvízből eltávolítani, mint például nehézfémeket, szervesanyagokat, nem organikus nem fémes anyagokat, egyéb vegyi anyagokat és mikrobiális anyagokat. A biológiai ivóvíztisztítás a többi ivóvíztisztítási technológiához viszonyítva új így kevés kutatási eredmény áll rendelkezésre belőle. (Abu Hasan, Muhammad and Ismail, 2020)

Ivóvíztisztítás céljából alkalmazott biológiát a szennyvíztisztítással ellentétben nem nyíltvízi medencében hagyjuk elszaporodni, hanem egy zárt terű szűrő, ill. adszorber berendezésben, biofilm formájában. Léteznek még egyéb műszaki megoldással alkalmazott biológiai tisztítások, mint a lassúszűrés vagy a talajvíz dúsítás, de ezek alkalmazása nem túl gyakori. Leggyakrabban homokot alkalmazunk szűrő töltetként, de egyéb töltetanyagok is alkalmasak lehetnek a biofilm réteg kialakítására, mint a granulált aktív szén, tört üveg...stb. A szűrőréteg kimosódásának megelőzése érdekében egy tartó réteget szokás elhelyezni a szűrőréteg alá. Ez jellemzően nagyobb szemcsemérettel bíró közeg, mint a szűrő réteg.



2.1-1. ábra Általános biológiai szűrő felépítése

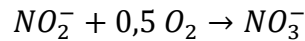
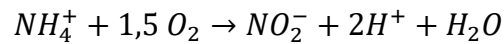
Az ivóvíztisztításban jelenleg legjobban elterjedt biológiai technológiák a könnyen bontható szervesanyag biodegradációja és az ammónium-ion eltávolítása mikrobiológiai nitrifikációja.

2.2 Nitrifikáció

A mélységi vizek egyik gyakori szennyező anyaga az ammónium-ion, mely a mélységi vizekben természetes eredetű vagy geológiai eredetű, vagy állati és növényi eredetű bomlásból származik. Mivel a rétegvizek vízbázisaiba az állati és növényi eredetű ammónium-ion régen került be így az már nem teszi alkalmatlanná a vízbázist ivóvíz célú alkalmazásra. Ivóvíztisztítás során a nyersvízben található ammónium-iont (NH_4^+) többféle módszerrel lehet eltávolítani. Például biológiai folyamatok segítségével is el tudjuk végezni, abban az esetben, ha a nyersvízben lévő ammónium-ion koncentrációja elégséges hozzá. A biológiai ammónium eltávolításnak az alapja a nitrifikáció folyamata.



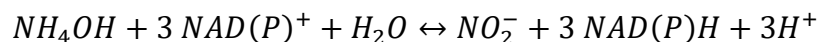
A nitrifikáció egy kétlépcsős biokémiai folyamat, mely során az ammónium-iont mikroorganizmusok először nitritté (NO_2^-), majd nitráttá (NO_3^-) oxidálják. Általánosan leírva a kémiai reakciók a következők:



A fenti összefüggésnél az ammónium-ion nitritté oxidálását javarészt a Nitrosomonas baktériumok hajtják végre, a nitritből nitráttá oxidálási lépcsőért pedig elsősorban a Nitrobacter baktériumok felelősek. (Laky and Lieskó, 2014). Az ammónium-ion nitritté oxidálása tovább részletezhető többféle mikroorganizmus által létrejöhet.

Elsőként érdemes megemlíteni az ammónium oxidáló archeákat (AOA), melyek hasonló elven oxidálják az ammóniumot nitritté, mint az ammónium oxidáló baktériumok (AOB). A különbségük abból adódik, hogy az archeák sokkal tágabb hőmérsékleti spektrumon képesek életben maradni és valamivel egyszerűbb sejtfelépítéssel rendelkeznek a hagyományosan baktériumnak hívott társaikhoz képest. Az AOA mikroorganizmusok alacsony szabad ammónium-ion koncentrációjú környezetben mutatják a legnagyobb aktivitást. Az ammónium oxidáló baktériumok (AOB) kemolithoautotróf baktériumok, melyek a fennmaradáshoz szükséges energiát az ammónium oxidációjából szerzik, a testük felépítéséhez, vagyis a szervesanyaghoz szükséges szénforrásuk pedig széndioxidból (CO_2) vagy hidrogénkarbonáttól (HCO_3^-) származik. Ezen AOB csoportba tartozik a Nitrosomonadaceae család, amelynek a tagjai többek között a Nitrosomonas europea, Nitrosomonas eutropha stb. A nitrit-ion nitrát-ionná oxidálását a kemolithoautotróf nitrit oxidáló baktériumok (NOB) végzik, melyek közé sorolható a Nitrobacter.

Ammónium-ion és/vagy nitrit oxidálására azonban némely heterotróf baktérium törzs is képes. Ebben az esetben a baktérium nem az energianyerés okán alakítja az ammóniumot nitritté, hanem ammónium-hidroxidot (NH_4OH) reoxidál Nikotinamid-adenin-dinukleotid-foszfát (NAD(P)H) által nitritté hypoxiás környezetben. Ez egyfajta védekezési mechanizmus más konkurens baktériumokkal szemben. (Lájer, 2012) Ennek biokémiai folyamatnak a reakció egyenlete a következő:



Azonban ezen heterotrófok ipari alkalmazása nem kiforrott, így a gyakorlatban nem találkozhatunk ezzel.

Felmerül a kérdés, hogy a nyersvízben található ammónium-ion nitráttá alakítása nem változtatja a vízben lévő nitrogén mennyiséget és az aktuális határértékeknek megfelelően-e így. A nitrifikáció reakcióegyenleteiből a sztöchiometriai arányok alapján kiszámítható, az előírt 50 mg/l nitrát határérték átlépéshez kezdeti a kezdeti ammónium-ion koncentrációja 14,516 mg/l-nél nagyobbra kell adódjon. Ilyen magas ammónium-ion koncentráció nem jellemző a mélységi vizekre. Azonban, ha a nitrifikáció folyamata megáll a nitritté alakulásnál akkor a jellemző ammónium-ion koncentrációjú nyersvíz is okozhat határérték átlépést a nitrit esetében, aminek értéke 0,1 mg/l a hálózatra adáskor, fogyasztói pontokon 0,5 mg/l.

A 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet meghatározza az ammónium-ion, nitrát és nitrit határérték koncentrációját, melyet a szolgáltatóknak be kell tartania. A fogyasztónál mért határérték ammónium-ion esetében 0,5 mg/l, nitritnél 0,5 mg/l és nitrátnál 50 mg/l. Így már



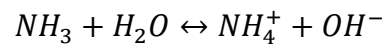
láthatjuk, hogy magas ammónium koncentráció esetében sem keletkezik annyi nitrát, amely a jogszabályi határértéket meghaladná. Az ivóvíz célú hasznosításra alkalmatlan vizeket jellemzően nem lehet költséghatékonyan eltávolítani a magas ammónium-ion tartalmat. Bizonyos országokban rákényszerülnek ilyen vagy ennél rosszabb minőségű nyersvíz ivóvízcélú alkalmazására is.

A biológiai ammónium eltávolítás AOA és AOB, illetve NOB mikroorganizmusokkal megy végbe, ezek alkalmazhatóságát és fenntarthatóságát sok paraméter befolyásolja, mint a nyersvíz minősége, a biofilm élőhelyeként választott szűrőréteg anyagminősége, levegőztetés mértéke, egyéb mikroorganizmusok jelenléte.

2.3 Nyersvíz minőség

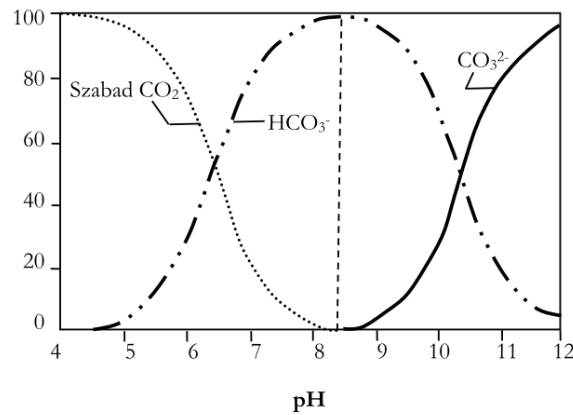
A nitrifikáló baktérium csoportok érzékeny mikroorganizmusok, melyeknek a szaporodását és életfeltételeit sok paraméter befolyásolja. A tisztítandó vízben található oldott és partikulált anyagok fontos szerepet töltenek be abban, hogy ki tudnak-e alakulni a nitrifikáló baktériumok és azok milyen hatékonysággal képesek oxidálni az ammóniumot. Az AOB törzsek kialakulásához szükség van szerves szén forrásra, ammóniumra, foszforra, oldott oxigénre és egyéb ásványi anyagokra mint kálium, magnézium, kalcium, kobalt és molibdén, de az egyéb ásványi anyagokat csak nyomelemi szinten használják fel. (Zhang and Edwards, 2010) Így vízminőség oldaláról a felsorolt komponenseknek a koncentrációja fogja érdemben meghatározni a nitrifikáló baktériumok szűrőrétegen való megtelepedését.

Nem szabad összekeverni, hogy ammóniáról (NH_3) vagy ammónium-ionról (NH_4^+) beszélünk. Az ammónia a vízben ammónium-ionra és hidroxid-ionra disszociál és a pH függvényében egyensúlyi helyzetet alkotnak.



A savas irányba tolódva inkább az ammónium-ion fog nagyobb arányban megjelenni míg a lúgos irányban az ammónia. Magas, 10,8-as pH értéken 25°C -on az ammónia gáz aránya 97,3% ezzel a pH szabályozás módszerével is eltávolítható az ammónia a vízből. (Laky and Licskó, 2014) Azonban ez a nitrifikáció kapcsán fontos, mivel az ammónia jelenléte a legtöbb AOB esetében nem okoz szaporulatot. (Claros *et al.*, 2010) Ellenben az ammónium-ion koncentrációja a legalapvetőbb paramétere az AOB csoportoknak. Amennyiben ez a koncentráció alacsony vagy nullához közeli a nitrifikálók kialakulását gátolhatja.

Szerves szénforrásként szolgálhat a széndioxid (CO_2) vagy a hidrogén-karbonát (HCO_3^-). (Lájer, 2012) A szabad CO_2 és HCO_3^- a pH függvényében változtatják arányaikat. A savas kémhatás felé közeledve a széndioxid jelenik meg nagyobb arányban, míg a semleges tartományban a hidrogén-karbonát. 8,3 pH felett elméleti szinten nem fordul elő szabad széndioxid. (Laky and Licskó, 2014)



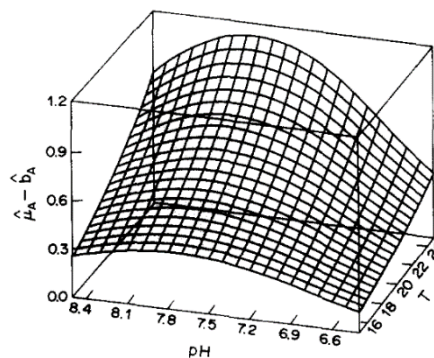
2.3-1. ábra széndioxid, hidrogén karbonát és karbonátion arányai a pH függvényében (Laky and Licskó, 2014)

A széndioxid inkább csak elméleti elképzelésben szolgálhat szén forrásként, mivel az jellemzően alacsony pH-n dominál, mint ahogy azt az 2.3-1. ábra is mutatja. Azonban, ha a nyersvízben előfordul agresszív széndioxid azt jellemzően mechanikai gáztalanítással eltávolítják, mivel a tisztítótelep technológiai műtárgyaira korrozív hatással van. Magyarország vizei jellemzően nagy hidrogén-karbonát koncentrációval rendelkeznek. A hazai viszonyok között a hidrogén-karbonát megfelelő szeretlen szénforrás lehet a nitrifikálók számára.

Az ortofoszfát koncentrációja is fontos szerepet tölt be a kialakuló biomasszában. 1 mg biomassa kialakulásához 0,017 mg foszfor szükséges és 1 mg ammónium oxidálásához 0,005 mg foszfort használnak fel az organizmusok. Az ivóvíztisztításhoz az optimális ortofoszfát koncentráció értékének tartománya 3 és 20 µg/L között alakul. Zhang és Edwards kísérlete az ivóvíz ellátóhálózatban kialakuló nitrifikációra fókuszál, de a megfigyeléseik jól átvethetők a szűrőrétegen kialakított nitrifikációra. Így eredményeik alapján is látható, hogy 0 vagy ahhoz közeli foszfor koncentráció esetén csak 10-20%-os hatékonysággal ment végbe a nitrifikáció és már 5 µg/L koncentráció esetén 50% körüli ammónium oxidáció figyelhető meg. (Zhang and Edwards, 2010)

A különböző ásványi anyagok, mint a magnézium, kálium, kalcium, vas, mangán stb. koncentrációi a már kialakult nitrifikációra, tehát az ammónium-ion koncentráció változására nincs hatással. (Zhang and Edwards, 2010)

Azonban a AOB növekedési rátáját jelentősen befolyásolja az víz pH értéke és hőmérséklete. A 2.3-2. ábra jól mutatja, hogy a 7,5-7,6-os pH érték és 24°C fokos hőmérsékletnél alakul a növekedési ráta maximuma.



2.3-2. ábra Nitrifikálók növekedési rátájának alakulása a pH és hőmérséklet függvényében (Antonioni et al., 1990)

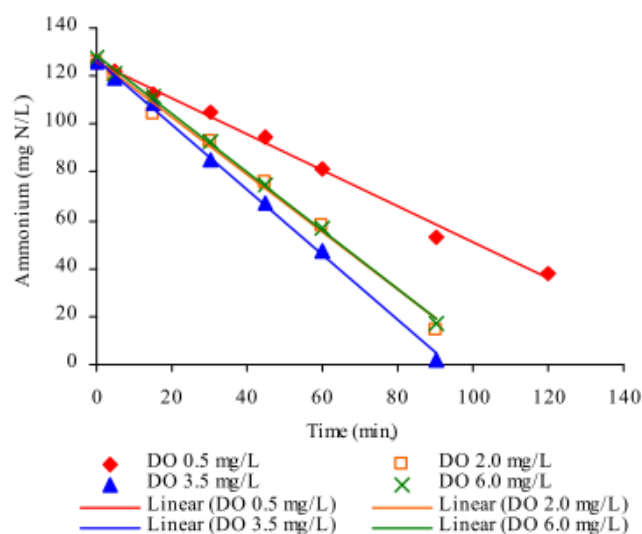
Továbbá az is leolvasható az ábráról, hogy a hőmérséklet változásával dinamikusabban tudjuk változtatni a növekedési rátát. A pH szabályozása több szempontból is komplikáltabb, mivel a hidrogénkarbonát-ion puffer hatása miatt jelentős mennyiségű vegyszerre lenne szükségünk a pH módosítására, illetve látható, hogy a pH módosításával sokkal kisebb mértékben lehet szabályozni a növekedési rátát.

A mélységi vizek gyakran tartalmazhatnak oldott metánt, melyek több szempontból is kritikus lehet az ivóvíz ellátóhálózat vagy tisztító üzem szempontjából. Egyik ilyen szempont a robbanásveszély, mely a múltban okozott már emberéleteket követelő baleseteket, mint a Békéscsabai konzervgyár víztornyának felrobbanása 1973-ban. A közelmúltban is történt hasonló emberéleteket nem követelő baleset 2010-ben Fehérgyarmaton, ahol szintén metán gáz felgyülemzése miatt felrobban egy hidroglóbusz. A víz metán tartalmára vonatkozóan a 12/1997. (VIII. 29.) KHVM rendelet a termelt és szolgáltatott vizek gázmentesítéséről jogszabály rendelkezik. A nitrifikáció szempontjából ez azért érdekes, mert a magas metán jelenlétében metanotróf baktériumok jelenhetnek meg, ami által könnyebben képződhet biofilm az ellátóhálózatban, illetve negatív irányban befolyásolhatja a nitrifikáló baktériumok életkörülményeit melyeket a víz tisztítási folyamatában alkalmazunk. A 3.3 fejezetben, illetve a 4.2.5 fejezetben a láthatjuk, hogy a magas metán koncentráció nehézségeket okoz üzemeltetési szempontból.

2.3.1 Oldott oxigén

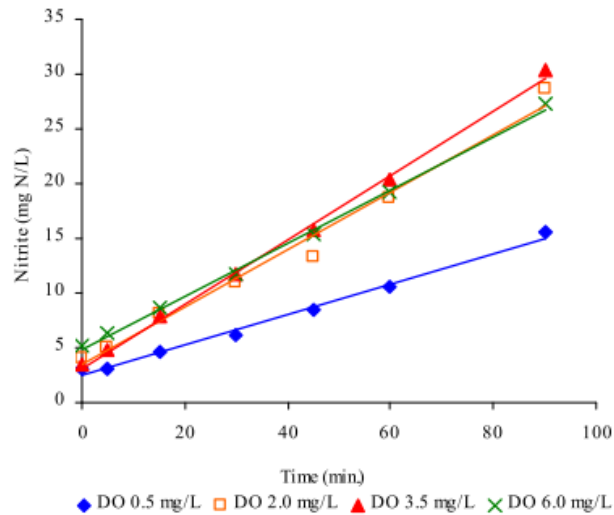
A nitrifikáció kialakulásának és folyamatos fennmaradásának egyik legfontosabb alapkőve a vízben lévő oldott oxigén mennyisége. A 2.2 fejezetben már bemutatásra került, hogy az ammónium-ion oxidálásához oxigénre van szükség, ahogy a nitrit tovább oxidálásához is nitráttá. Azonban, mint egyéb más minőségi és környezeti paraméterek az oldott oxigén mennyisége is befolyásolja a folyamat létrejöttét, sebességét, hatékonyságát.

Alacsony oldott oxigén koncentráció esetén, anoxikus vagy anaerob állapotban ezek a baktériumok nem képesek szaporodni, hiszen nincs elegendő mennyiségű oldott oxigén a vízben mely elektron donorként szolgál a baktériumok anyagcsere folyamatában. Így nem képesek oxidálni az ammónium-iont tehát nem jutnak energiához. (Fitzgerald *et al.*, 2015)



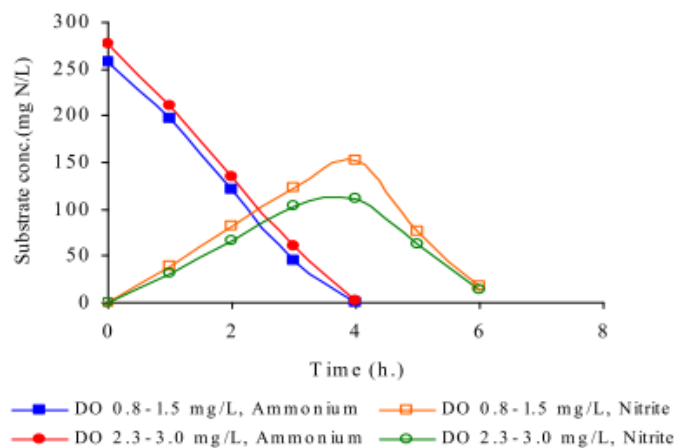
2.3-3. ábra Ammónium-ion koncentráció változása az oldott oxigén koncentráció függvényében (Guo *et al.*, 2008)

A 2.3-3. ábra mutatja, hogy (Guo *et al.*, 2008) által elvégzett oxigén koncentráció kísérletek az ammónium-ion koncentrációnak a csökkenésére (tehát oxidálására) milyen hatással van. Látható, hogy minél magasabb az oldott oxigén a vízben annál meredekebb a görbék, tehát gyorsabban végbe megy a folyamat, de egy bizonyos koncentráció érték felett negatív hatása lesz az ammónium oxidálására és a 6 mg/l-es koncentráció hatására már lassabban lesz a folyamat. Az ábrából kiderül, hogy az az optimális 3,5 mg/l koncentráció érték körül alakul.



2.3-4. ábra Nitrit ion koncentráció változása az oldott oxigén koncentráció függvényében (Guo *et al.*, 2008)

A 2.3-4. ábra a 2.3-3. ábra tartalmához hasonlóan az oldott oxigén koncentrációjának a hatását hivatott mutatni a nitrit-ion képződés sebességének jellemzésére. Jól látható, hogy a két ábra erősen korrelációban áll egymással, hiszen az eloxidált ammónium-ion megjelenik nitrit-ion formájában. Látjuk, hogy a nitrit képződés esetében is a se a túl kis koncentráció sem a túl magas oldott oxigén koncentráció nem kedvező sebesség alakulásokhoz vezet. Így ebből az ábrából is lehet következtetni, hogy a nitrifikáció folyamatának kialakulásához és hatékony működéséhez egy oldott oxigén koncentráció optimumra van szükség, mely a jelenlegi példában 3,5 mg/l értéknél alakult, ez az érték jó közelítést adhat más közegben vagy kialakításban létrejövő nitrifikáció oldott oxigén optimumára. (Guo *et al.*, 2008)



2.3-5. ábra Nitritifikáció folyamata az oldott oxigén koncentráció függvényében (Guo *et al.*, 2008)

A már kialakult nitrifikáció folyamatában az alacsony oldott oxigén koncentráció jelentős befolyással van a nitrit képződés mértékére, azonban az ammónium oxidálók esetében kicsi a



hatása, mivel a már jelen lévő ammónium oxidálok képesek alkalmazkodni ehhez a környezethez. Ezt úgy érik el, hogy bizonyos szubsztrátok felhasználási rátáját csökkentik. (Guo *et al.*, 2008)

2.4 Autotrófok és heterotrófok

Az előzőekben feltüntetésre került, hogy a metanotróf baktériumok jelenléte kedvezőtlen körülményeket alakíthat a nitrifikáló baktériumok számára. A metanotróf baktériumok azon metilotrófok közé tartozó baktérium törzsek melyeket képesek a metánt (CH_4) szén- és energiaforrásként egyidejűleg hasznosítani. Metilotrófok egy tágabb csoport mely tagjai a hangyasav vagy karbonsavnál (HCOOH) redukáltabb egy szét tartalmazó vegyületeket szén- és energiaforrásként használnak. Ezek a vegyületek a metán, metanol, metil aminok, halometánok, és ként tartalmazó metil vegyületek. (Hanson and Hanson, 1996) A metanotróf és nitrifikálók között fedezhető fel hasonlóság ahogyan a metánt és az ammóniumot oxidálják. A nitrifikálók az ammónia oxidációjával energiához jutnak mely a szervesszén lebontáshoz és testbe építéséhez szükséges. A metanotrófoknál is hasonlóan játszódik le, ahol a metánt oxidálják energia szerzés céljából és formaldehiddé oxidált metánt használnak szerves szén forrásnak. Érdekesség, hogy mind a két baktérium csoport képes többféle vegyület valamilyen szintű oxidálására az ammónium és a metán mellett, például szénmonoxid, metanol, etilén, fenol...stb. Azonban fontos kiemelni, hogy a metanotrófok képesek kismértékben ammóniumot oxidálni és a nitrifikálók kismértékben metánt oxidálni, bár a K_s savi disszociációs állandója az ammóniumnak és a metánnak jelentősen eltér. Ez azzal magyarázható, hogy az oxidációban ammónia monoxigenázok (AMO) és metán monoxigenázok (MMO) katalizátorként közreműködnek. Azonban jellemzően a metanotróf baktériumok elnyomják a nitrifikálókat, mivel a metán Michaelis-Menten állandója (K_m) a nitrifikálóknál jóval nagyobb, mint a metanotrófoknál. Mivel az enzimreakció sebességét leíró egyenletben a K_m érték a nevezőben szerepel a nagyobb érték esetén csökkenti az enzimreakció sebességet. Ebből kifolyólag a metanotrófok előbb oxidálják el a metánt ezzel felhasználva a jelenlévő oldott oxigént, amivel kiszorítják nitrifikálókat.

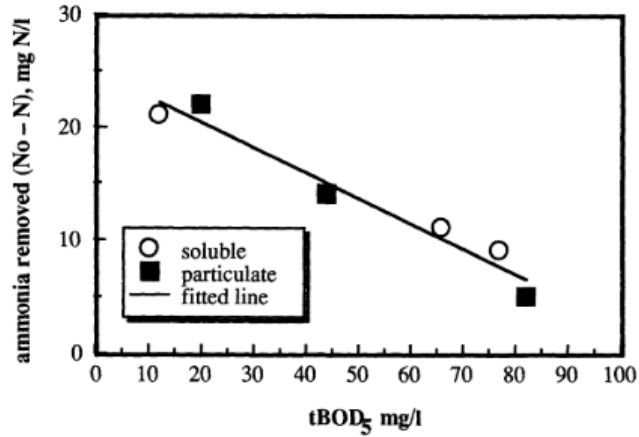
MMO-k a vízben jelenlévő ammónium-ionból képesek hidroxil-amint előállítani, ami erősen toxikus és mutagén hatással van a baktériumokra. (Hanson and Hanson, 1996)

A nitrifikálók azon tulajdonsága, hogy képesek metánt oxidálni és a metanotrófok tudnak ammóniumot oxidálni felveti azt hipotézist, hogy létezik olyan ideális környezet melyben mind két baktérium csoport jelen van. (Hanson and Hanson, 1996) Azonban ez előállítani és stabilan fenntartani nem kivitelezhető, így a nyersvízből feltétlenül szükséges a metán gáz koncentrációját $0,2 \text{ NL/m}^3$ koncentrációra csökkenteni, mielőtt azt nitrifikáló baktériumokkal aktivizált szűrőre vezetjük. (Laky and Licskó, 2014)

Teljes nitrifikáció felépüléséhez a legtöbb esetben 30 nap szükséges, de elképzelhető ettől hosszabb időtartam is. Ebből fakadóan az egyéb baktérium törzsek, melyeknek a növekedési rátája sokkal magasabb és hamarabb képesek elterjedni kiszoríthatják a nitrifikálókat. Egy zárt rendszerben, mint egy biológiailag aktivált szűrőben korlátozottak a baktériumok által hasznosítható vegyületek, tápanyagok és oldott oxigén. Az a baktérium törzs fog leghamarabb kialakulni és dominálni a szűrő rétegben mely számára szükséges körülmények ideálisak (tehát van elég oldott oxigén, tápanyag, pH és hőmérséklet az optimális intervallumon belül alakul) és a növekedési rátájuk a legmagasabb. Az így kialakult baktérium csoport felhasználja a számára szükséges forrásokat köztük az oldott oxigént mellyel a lassabb növekedési rátájú

baktériumok már képtelenek lesznek kialakulni. Így több heterotróf vagy már az előzőekben említett metanotrófok kiszoríthatják a nitrifikálókat. (Cai *et al.*, 2015)

Heterotrófok számára tökéletes tápanyagként szolgálhat a vízben oldott és partikulált biológiailag bontható szervesanyagok.



2.4-1. ábra BOI₅ koncentráció és eltávolított ammónia korrelációja (Figueroa and Silverstein, 1992)

A 2.4-1. ábra mutatja, hogy a biológiailag bontható szervesanyag és az oxidált ammónia között lineáris negatív korreláció figyelhető meg. Ez egybevág az előbb leírtakkal, hogy a szervesanyagot fogyasztó heterotrófok számára ideálisabb egy magas szervesanyagot tartalmazó közeg így fokozatosan visszaszorítják a nitrifikálókat. (Figueroa and Silverstein, 1992)

2.5 Töltetanyagok

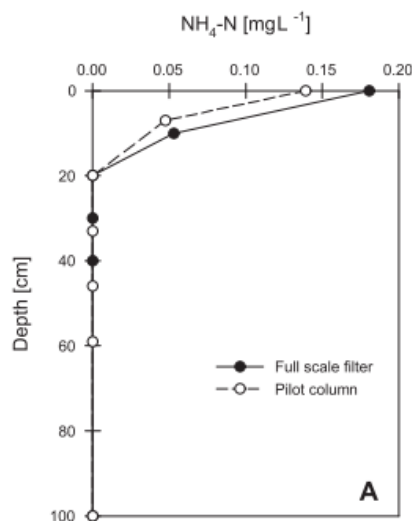
2.5.1 Homok

Biológiai ivóvíztisztítás mindig valamilyen szűrő műtárgy bioaktiválásával történik, így a biológiai ammónium eltávolítás is. Leggyakrabban ilyen célra alkalmazott szűrőberendezések töltetanyaga homok. Ezek közül is megkülönböztetünk gyors és lassú szűrőket, azonban a gyakorlatban a gyorszűrőket alkalmazzák biológiai ammónium eltávolításra. (Lee *et al.*, 2014)



2.5-1. ábra Szűrőhomok töltetanyag¹

Homok töltet többféle szemcsemérettel és típussal rendelkezhet, gyors szűrők esetében 0,5-1,2 mm szemcseátmérő és kvarchomok a jellemző. A homokszűrők nagy fajlagos felülettel rendelkeznek, így a legelterjedtebb használati módjuk, hogy koagulált és flokkulált anyagokat szűrjenek ki. A nagy fajlagos felületet kihasználva a fertőtlenítés megszüntetésével biofilm képződik, melyben a megfelelő körülmények között elsősorban nitrifikáló baktérium törzsek szaporodnak el. Fontos megjegyezni, hogy a szűrő a biofilm kialakulása után is megtartja a fizikai szűrő képességét, azonban ez kevésbé kerül kihasználásra, mert a biológiai tisztítás előtt oxidáló szerek alkalmazása kerülendő azok limitáló hatása miatt a nitrifikáció folyamatára. Kivételt képez ez alól a levegős oxidáció, mely a vas-magán eltávolításban is használható, illetve a megnövelt oldott oxigén koncentráció elősegítheti a nitrifikációt. (Lee *et al.*, 2014)



2.5-2. ábra Ammónium nitrogén koncentráció alakulása homokszűrő mélységének függvényében (Lee *et al.*, 2014)

¹ forrás: <https://www.filtertech.hu/soskuti-szurohomok-05-12-mm-1-liter> (2020)

A fenti ábra mutatja, hogy a nitrifikáció a szűrőréteg tetején kezdetét veszi és az ammónium-nitrogén koncentráció a réteg negyedében, ötödében már nullára csökken.

2.5.2 GAC

Aktívszén adszorbereket rendkívül nagy fajlagos felülettel rendelkeznek átlagosan 1000-1200m²/g. Elsősorban apoláros szerves vegyületek és fertőtlenítési melléktermékek megkötésére alkalmazzuk. Az aktívszén nem szelektív adszorbens, tehát megköt olyan szerves anyagokat, melyeket nem szükséges így a töltet hamar kimerül és regenerálásra vagy töltetcsere-re lehet szükség. Mivel az adszorbens jelentős mennyiségű szerves anyagot köt meg, így alkalmas környezetet teremt mikrobiológiai megjelenésére. Az olyan aktívszén adszorbenst mely biológiai tisztás is végbemegy biológiailag aktivált szénnek (BAC) nevezzük. (Laky and Licskó, 2014)



2.5-3. ábra Granulált aktív szén szűrőanyag²

Biológiailag aktivált aktívszén adszorbenseken általában heterotrófok alakulnak ki melyek a biológiailag könnyen bontható szerves anyagok lebontásában vesznek részt, viszont kísérletek bebizonyították, hogy nitrifikáló baktériumok elszaporítása is lehetséges. A biológiailag aktivált szén adszorbenseken a biológiai tisztítás mellett megmarad az adszorber funkció is így továbbra is képes az adszorber szervesanyag megkötésre. A nitrifikáló baktériumok jelenlétekor az adszorbens funkció jelentősen háttérbe szorul és a nitrifikáció veszi át a domináns szerepet a technológiai egységben, de a megkötött magas szerves anyagtartalom miatt más heterotróf és baktériumok is megjelennek. A nitrifikáció hatékonyságát az ammónium-ion és az oldott oxigén koncentrációja befolyásolja nagy mértékben és a biofilm kialakításához alkalmazott közeg kevésbé ahogy ezt az idézett tanulmány is mutatja. (Yapsakli, Mertoglu and Çeçen, 2010)

2.5.3 Zeolit

A természetes zeolit ásvány alkalmas az ammónium-ion adszorbeálására, de mellette kalciumion és magnéziumion megkötésére is képes. Zeolitot tehát elsősorban adszorberként alkalmaznak ivóvíztisztításban, melyet ammónium-ion eltávolításra vagy vízlágyításra használnak. Azonban ahogy a homokszűrőknél és GAC adszorbensnél is bemutatásra került, zeolit töltetű adszorbens is alkalmas biofilm létrehozására. Biológiailag aktivált zeolit adszorbensek nem gyakoriak ebből fakadóan kevés irodalom található az alkalmazásukra. Azonban néhány területen folytattak kutatást az alkalmazásukra. Ahogy a BAC-nál itt is megmarad a zeolit adszorbens funkciója egy korlátozottabb mértékben és a nitrifikáló baktériumok fognak dominálni a technológiai egységben. Ahogyan előző töltetanyagoknál itt is elmondható, hogy a töltet anyagminősége sokkal kisebb mértékben befolyásolja a nitrifikáció folyamatát, mint a nyersvíz ammónium-ion koncentrációja vagy az oldott oxigén mennyisége. Zeolit adszorbensként képes ammónium-ion akkumulálására, mely

² forrás: https://www.researchgate.net/figure/Granular-activated-carbon-39_fig1_308207482 (2020)

a töltet anyag kimerüléséhez vezet. Nitrifikációt szokás a kimerült zeolit töltet regenerálása is alkalmazni. (Z. Chen *et al.*, 2019)



2.5-4. ábra Zeolit szűrő töltetanyag³

Érdeemes megemlíteni, hogy a különböző szűrő és adszorbensek keveréke is alkalmazható nitrifikáló biofilm kialakításához, de mivel kismértékben befolyásolja a nitrifikációt a telepítő közeg anyag minősége érdemes költséghatékonyabb megoldást választani. (Feng *et al.*, 2012)

2.6 Patogének és véglények

Jól kontrollált biológiai tisztítási egység megfelelő utókezeléssel biológiailag stabil és emberi fogyasztásra alkalmas víz termelésére képes. Utókezelés szükségességét a biológiai tisztításban rejlő bizonytalanságok okozzák. Mivel nehezen szabályozható, hogy a szűrőközegen kialakított biofilmben csak a számunkra hasznos mikroorganizmusok szaporodjanak el biológiai tisztítási fázis után mindig szükséges valami féle biztonsági szűrő, UV vagy membrán szűrő technológia az esetlegesen megjelenő egyéb mikroorganizmusok vagy magasabb rendű élőlények eltávolítására. A nyersvíz minőségéből fakadóan és az előkezelési technológiák típusától függően számos és változékony patogén, nem patogén mikroorganizmusok, amőbák, férgek és egyéb véglények szaporodhatnak el a szűrőn. Ezen élőlények a hálózatra bocsájtott vízben higiéniai problémákat, íz, szag problémákat elszíneződést vagy biológiai korróziót okozhatnak az elosztóhálózatban és a fogyasztóknál. Általánosságban elmondható, hogy a patogének a dominánsabb mikroorganizmusok, azonban a biofilm felfejlesztésekor a nem patogének effektív fejlődését elősegítve kiszorítható a patogének elszaporodása. (Abu Hasan, Muhammad and Ismail, 2020)

2.7 Biológiai ammónium-ion eltávolítás fenntarthatósága

A biológiai ammónium eltávolításnak is megvannak az előnyei és hátrányai, mint minden technológiának. A nitrifikálók érzékenysége és az egyéb nem kívánatos patogének és véglények megjelenése miatt nagy körültekintést igényel az üzemeltetése. Előnyei közé sorolható, hogy nem kell vegyszert alkalmazni, mely egy telep üzemeltetési költségeit jelentősen csökkentheti. Figyelembe kell venni, hogy a bioaktivált szűrő és a biztonsági szűrő okozta nyomás veszteséget kompenzálni kell, mely nagyobb emelő magasságú szivattyút igényelhet, mint más technológiák esetében. Továbbá javasolt a biológiai szűrő utáni csírátlantító UV üzemeltetése, ami valamilyen mértékben megővelheti a telep elektromos energia igényét.

³ forrás: <https://www.wateronline.com/doc/how-is-zeolite-water-treatment-media-used-in-water-wastewater-treatment-0001> (2020)



2.8 Ioncsere és adszorpció az ammónium eltávolításban

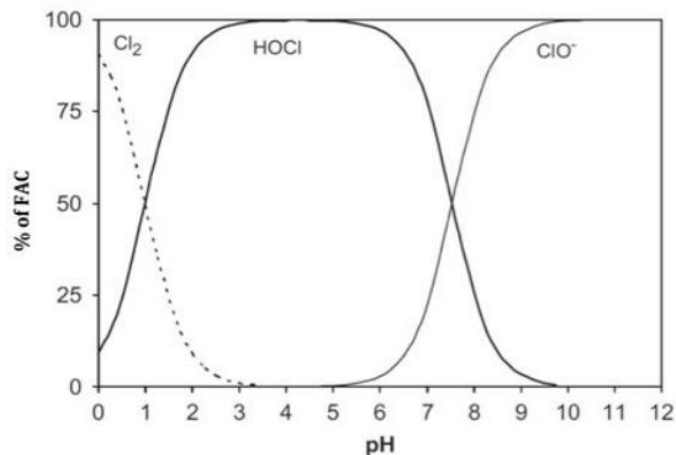
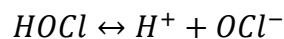
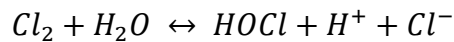
Zeolit ásványok általában vulkáni kőzetek, melyek képesek ioncserével és adszorpció útján megkötni a víz ammónium-ion tartalmát. A zeolit porózus ásvány sűrűsége kb. 2-3 g/cm³, fehéres-szürkés színű ásvány. A porózus szerkezetből fakadóan nagy fajlagos felülettel bír így alkalmazható adszorberként. A zeolitok átlagos ammónium-ion megkötési kapacitása 0,35 mg NH₄⁺/g zeolit, amely elég alacsony. (Hódi, Polyák and Hlavay, 1995) A zeolit ásványcsoportba több különböző ásvány tartozik, melyek eltérő adszorpciós tulajdonságokkal bírnak. Az adszorpciós kapacitás azonban nem csak az ásvány minőségétől, hanem az ammónium-ion kezdeti koncentrációjától is függ, méghozzá nagyobb kezdeti NH₄⁺ koncentrációhoz nagyobb kapacitásérték adódik. (Laky and Licskó, 2014)

A Zeolitok molekulái kationok megkötésére képesek, leggyakrabban Ca²⁺, Na⁺, Mg²⁺, K⁺ kationok, illetve NH₄⁺ ion is. Fontos megjegyezni, hogy a kationok megkötése hierarchikusan történik, elsősorban a nagyobb töltéssel rendelkező kationok fognak kapcsolódni a zeolitokhoz, ennek értelmében a kétszeresen pozitív kalcium- és magnézium-ion, és csak ezek után kapcsolódnak az egyszeresen pozitív kationok. Ebből jól látható, hogy a víz keménységét szabályzó ionok megkötése miatt a zeolitoknak elsősorban vízlágyító hatásuk van. Amennyiben a kalcium- és magnézium-ionok megkötése után még marad kapacitás akkor az ammónium-ionok megkötése is lejátszódik. (Laky and Licskó, 2014)

Mint minden adszorbernek a zeolitoknak is véges a kapacitásuk, így folyamatos terhelés mellett idővel kimerülnek. Ez a terheléstől függően változik, de a zeolitoknak a regenerálását viszonylag sűrű időközönként el kell végezni. A regenerálásra különböző alternatívák vannak, történhet kémiai és biológiai úton. Kémiai úton nátrium-kloriddal, azaz konyhasóval történik, ugyanis a só a vízben Na⁺ és Cl⁻ ionokra disszociál, így az ammónium-ionok nátrium-ionokra cserélődnek, ekkor a megkötött kalcium- és magnézium-ionok is lecserélődnek. Történhet még gáz-sztrippinggel is, ami lényegében a közeg pH szabályozásán alapul, ekkor a megnövelt pH hatására az ammónium-ion ammóniává alakul és gáz formájában távozik. (lásd: 2.3) (Hódi, Polyák and Hlavay, 1995) Biológiai tisztítás során beoltják vagy hagyják a nitrifikáló baktériumokat elszaporodni és nitrifikáció folyamatával nitráttá alakul. (Laky and Licskó, 2014) A hazai gyakorlatban a biológiai ammónium eltávolítás és a törésponti klórozás alkalmazásához képest nem elterjedt a zeolitok alkalmazása.

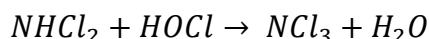
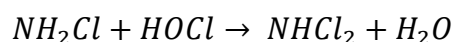
2.9 Ammónium-ion eltávolítás törésponti klórozással

A vízbe klórt adagolva az szerves és szervetlen anyagokkal reakcióba lép és oxidálja azokat, amikor a vízbe adagolt kötött aktív klór mennyiség eléri minimumát ott található a töéspont, ezt követően már szabad aktív klór lesz jelen a vízben. Töréspontnál található a víz maximális klórmegkötő képessége. Törésponti klórozáskor alapvetően az elméleti klór aránnyal számolható, hogy mennyi klór adagolása szükséges. Az elméleti klór aránya megmutatja, hogy milyen arányban kell klórt adagolni a vízben lévő nitrogénhez képest, hogy a vízben lévő ammónium-ion teljes mértékben oxidálódjon. Ez a tömegarány HOCl-Cl:N = 7,6:1. Azonban a gyakorlatban, nem csupán az elméleti klór aránnyal kell számolni, hanem a vízben jelen lévő vas-mangán és szervesanyag jelenlétével is, mivel ezek is oxidálódnak a klór hatására, így a törésponthoz tartozó klór-nitrogén arány eltolódhat. A klór több formában adagolható a vízbe például: klórgáz (Cl₂), nátrium-hypoklorit (NaOCl) másnéven hypó, klórmész (Ca(OCl)₂). Klórgáz példáján bemutatva, a vízzel reakcióba lépve hidrolízis játszódik le, így sósav és hypoklórossav képződik, amely a pH függvényében disszociál. (Öllös, 1998) Az egyenlet a következőképpen alakul:



2.9-1. ábra klórgáz, hypoklórossav, hypoklorit-ion alakulása a pH függvényében (Laky and Licskó, 2014)

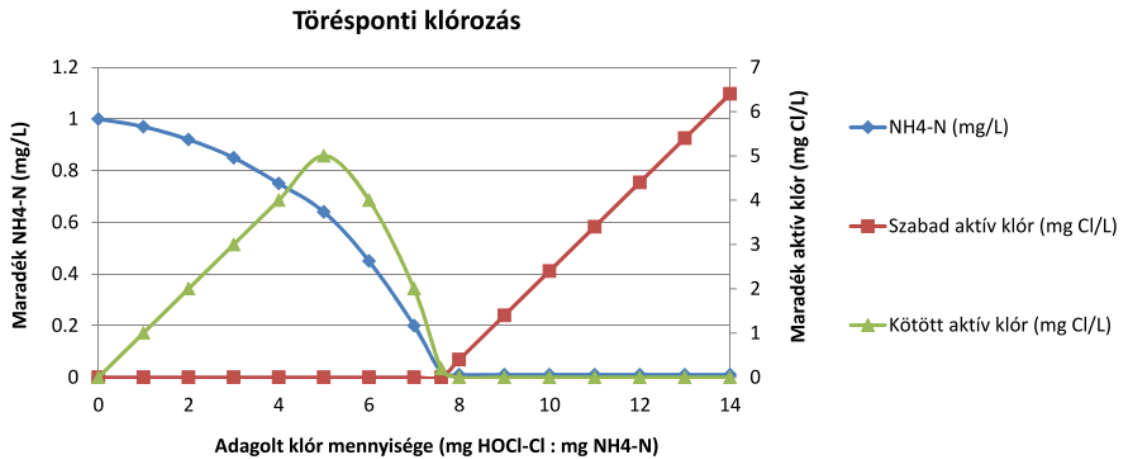
A hazai vizek a hidrogén-karbonát-ionnak köszönhetően stabil 7-8 közötti pH értéken mozog a legtöbb esetben. A 2.9-1. ábra mutatja, hogy 9 pH felett a hypoklórossav és a hypoklorit-ion egyensúlya az utóbbi felé billen el. A megfelelő pH tartása fontos, hogy a vízben disszociáló hypoklórossav legyen nagyobb arányban jelen, hiszen az ammónium-ion eltávolításban ez a vegyület sokkal hatékonyabb, mint a hypoklorit-ion. Az ammónium-ion eltávolítása klórral az ún. törésponti klór módszerével történik. A hypoklórossav először mindig a vas-mangánnal lép reakcióba így azokat a törésponti klórozás előtt el kell távolítani a vízből vagy az általuk elfogyasztott klór mennyiséggel több klórt kell adagolni a vízbe. Az ammónium-ion reakcióba lépve a hypoklóros savval, és az legegyszerűbb modell szerint 3 lépcsőn keresztül oxidálódik el teljesen. (Öllös, 1998) Ez a lépcsős oxidációs folyamat a következőképpen alakul (Laky and Licskó, 2014):



Első lépcsőben az ammónium-ionból és a hypoklóros savból monoklóramin és víz keletkezik. A létrejött monoklóramin kötött aktív klórral rendelkezik, ami szintén rendelkezik fertőtlenítő hatással, de kisebb mértékben, mint a hypoklóros sav. Ezután a monoklóramin tovább oxidálódik diklóraminná, majd az triklóraminná. Amint a vízben jelenlévő összes ammónium-ion eloxidálódott triklóraminná és további klórt adagolunk akkor a vízben elkezd nőni a szabad aktív klór koncentrációja. Így az összes klór és szabad aktív klór mennyisége azonos lesz, az ammónium-ion és kötött aktív klór pedig 0-hoz konvergál. Az elméleti törésponti klór arány a HOCl-Cl:N 7,6:1; de a víztisztítási gyakorlatban csak közelítőleg igaz ez az arány, a pontos klór arányt tesztüzem alatt állapítják meg nyersvízi adottságoknak megfelelően.

Az oxidáció végén képződő triklóramin egy instabil vegyület, ami rosszul oldódik a vízben és kidiffundál belőle. Ahhoz, hogy a teljes szerves ammónium-ion tartalom ilyen mértékben tudja a klór oxidálni a reakcióhoz elegendő kontaktidőre van szükség, ami a gyakorlatban néhány perc és egy óra között ingadozik. A szerves ammóniának ehhez képest akár napokig

tarthat a reakciója a klórral. Gyakorlatban a kontaktidő vagy a tisztítótelep csőrendszerében áll rendelkezésre vagy kontakt tartállyal biztosított.(Öllös, 1998)



2.9-2. ábra Törésponti klór görbe (Laky and Licskó, 2014)

A törésponti klórozás folyamán, ha a vízben jelen van szervesanyag akkor az egészségre káros melléktermékek képződnek. A legjellemzőbb szervesanyagok melyekből nagy valószínűsíthető a THM képződés a lignin, humin és fulvin.(Laky and Licskó, 2014) A gyakoribb vegyületek gyűjtőnevei a trihalometánok és az adszorbeálható szerves halogenidek. Ezen csoportokba tartozó különböző vegyületek mutagén, toxikus és rákkeltő hatással bírnak, így ezek eltávolítása fontos a vízből hálózatra bocsájtás előtt. Hazai szabályzásban csak a THM-re van határérték 50 $\mu\text{g/l}$ az AOX vegyületekre csak ajánlás található. A klór adagolást nem ajánlott a törésponton felül adagolni, mivel a THM és AOX vegyületek eltávolítására alkalmazott aktív szén adszorbens túl nagy terhelést kaphat. Túl nagy terhelés esetén a GAC hamarabb kimerülhet a tervezettnél, vagy akár a hatásfoka is csökkenhet.



3 Vízisztítótelep jellemzése

A különböző ammónium eltávolítási technológiák elméleti vizsgálatát követően a gyakorlatban fontos aspektusokat a cserkeszőlői ivóvíztisztítótelepen, és annak nyersvízi és technológiaközi mintáin végzett elemzésekkel és kísérletekkel mutatom be. Így lehetőségem nyílt arra, hogy egy valódi telep jelenlegi nehézségeit figyelembe véve elemezzek és kísérletet bonyolítsak le különböző eltávolítási technológiákra. Három ammónium eltávolítási technológiát vizsgáltam, a jelenleg üzemelő kétlépcsős ioncsere törésponti klórozással társítva, biológiai ammónium eltávolítás, melyre félüzemi kísérletet végeztünk, illetve tisztán törésponti klór alkalmazása, amelyet laboratóriumi kísérlettel vizsgáltam. Ahhoz, hogy a kísérletek és azok eredménye, illetve az abból levont következtetések egy egész képet alkossanak fontosnak tartom az ivóvíztisztítótelep részletesen ismertetni.

3.1 Cserkeszőlő

Cserkeszőlő község a Tiszántúlon az Alföldön helyezkedik el Jász-Nagykun-Szolnok megyében a Tiszazugi kistérségben. A település Kecskemét felől a 44-es főúton közelíthető meg. A község területe a Körös-Maros Nemzeti parkhoz és a Közép-Tisza Tájvédelmi körzethez tartozik. Cserkeszőlő a hírnevét a 2300 méter mélységből feltörő 82 °C termálvizének köszönheti, melynek kihasználására gyógy- és strandfürdő komplexum épült, melyben reumatológiai, fizioterápiás és egyéb kezelésekkkel egybekötve szolgálja az idelátogató vendégek kényelmét. A fürdő mellett közvetlenül található Cserkeszőlő ivóvíztisztítótelepe, melyet a BÁCSVÍZ Zrt. munkatársai üzemeltetnek és tartanak karban.

3.2 Tiszazugi regionális ivóvízellátó rendszer

Cserkeszőlő település és így a településen található vízmű telep is a Tiszazugi regionális vízellátó rendszerhez kapcsolódik. Az vízellátó rendszeren 2 db vízmű telep szolgáltatja a vizet: a Csépa található, amely a teljes regionális hálózatot kiszolgálja, és egy Cserkeszőlőn, ami csak a helyi vízigények kiszolgálására elegendő termelőkapacitással bír. Összesen 7 db üzemelő kúttal rendelkezik a hálózat, amikre az éves lekötött vízigény 1 125 325 m³ a vízellátó rendszerre és 90 000 m³ a Cserkeszőlői fürdő részére. A hálózat főtermelő vízműve Csépa található, innen kiindulva 2 főgerinc vezetékre osztoódik a hálózat egy az Északi Tiszai vonalon és egy a Déli Kunszenti vonalon. Az északi vonalon Csépa, Tiszasas, Tiszaug, Tizsakürt, Tiszainoka, Nagyrév; a déli vonalon Szelevény-Halesz, Szelevény, Szelevény-Pálóczipusza, Cserkeszőlő, Kunszentmárton-Istvánháza, Kungyalu, Kunszentmárton települések csatlakoznak így 13 települést vagy településrészt ellátva. A távvezetékek átmérői DN 200 és DN 300 között alakulnak, a települési leágazások már kisebb DN 80, DN 110, DN 160-as átmérőjű vezetékkel vannak kialakítva. A távvezetékre való csatlakozáshoz nyomásfokozók és nyomáscsökkentőket alkalmaznak több településen. Nyomáscsökkentésre Istvánháza, Pálóczipusza és Halesz településeken van szükség. Nyomásfokozó a Kungyalui településrész ellátásához lett kiépítve. Helyileg az állomás Kunszentmárton településen található felszínalatti aknában, két darab szivattyúval, amelyikből az egyik tartalék. További nyomásfokozók a települések térszíni tározóihoz kapcsolódóan lettek kiépítve.

A cserkeszőlői ivóvízellátás a helyi víztisztító által és a csépai vízműről távvezetéken szállított víz keverésével történik. A távvezetékhez való csatlakozás egy DN 160 átmérőjű KPE csővezetéken történik. A település elosztóhálózata különböző csőanyagokkal üzemel, mint PVC, AC, KPE és acél, azonban a legnagyobb részt a polimerből készült csövek teszik ki. Ezek együttes hossza 54 509 fm, amihez 115 tűzcsap, 29 közkifolyó és 1534 ivóvízbekötés csatlakozik.

3.3 Nyersvíz jellemzése

A telepen két termelő kút üzemel, melyek mélyfúrásúak. Telepítési időpontjuk 1956 és 1989, ezek közül a később telepített 3. számú kút a főtermelő kút, az 1. számú csupán kiegészítő funkciót lát el. A két kúttal együttesen a telep 430 m³/nap vizet termel átlagosan, a telep teljes kapacitása 600 m³/nap.



3.3-1. ábra Mélységi víztermelő kút

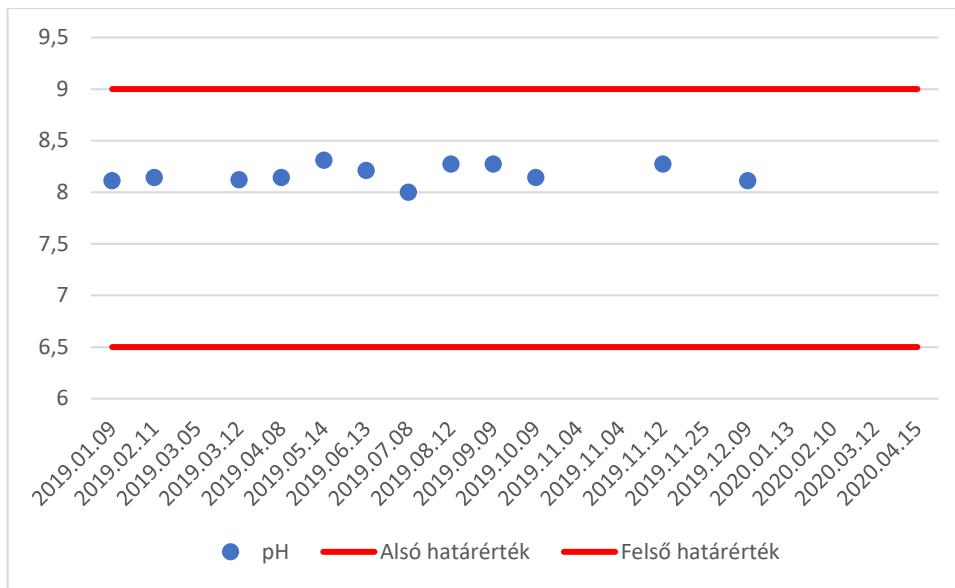
A kutakból a felszínre érkező víz minősége nem megfelelő ivóvíz céljára, a különböző minőségi paraméterek jelentősen a jogszabályi határértékek felett alakulnak, ami miatt komplex tisztítási folyamatokon kell végig menjen hálózatra bocsájtás előtt. Az átlagos nyersvíz minősége a következően alakul:

Nátrium [mg/l]	Hőmérséklet [°C]	pH [-]	Ammónium-ion [mg/l]	KOI _{ps} [mg/l]	Metán [l/m ³]	Keménység [mgCaO/l]
350	26	8,17	4,2	4,1	41	40
Határértékek (a 201/2001 Kormányrendelet alapján)						
200		6,5-9	0,5	5		50-350

3.3-1. táblázat átlagos vízminőség (BÁCSVÍZ)

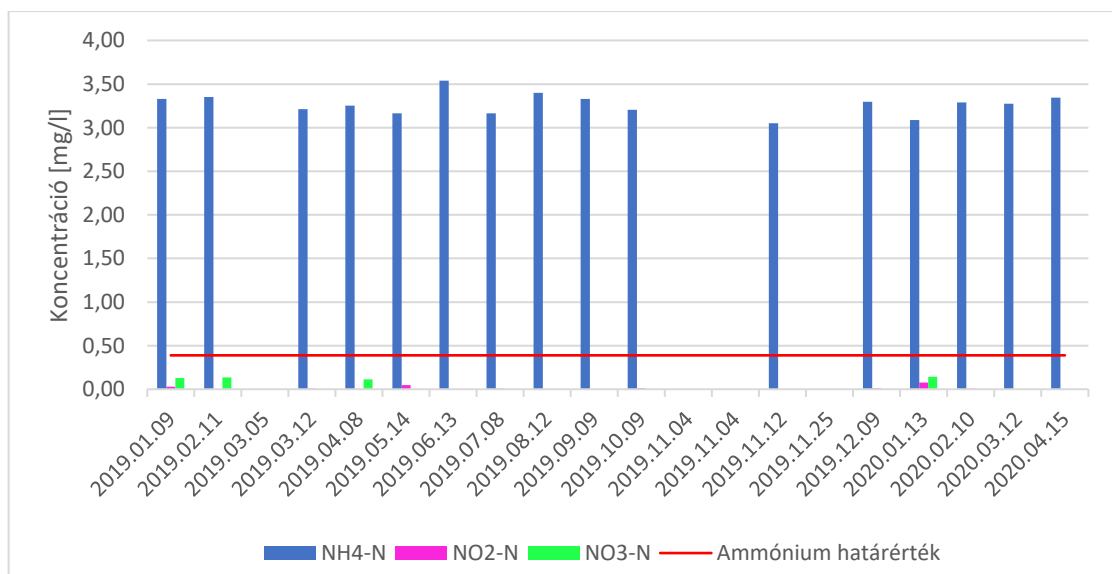
A nyersvíz minőségének pontosabb értelmezéséhez azonban nem az átlagos értékeket kell figyelembe venni, hanem annak időbeni alakulását kell figyelni. Ehhez a BÁCSVÍZ Zrt. rendelkezéseimre bocsájtotta vízminőségi adatait. A következő ábrák a nyersvíz tározó medence utáni mintavételi pont értékeit mutatják. A mérések gyakorisága nem egyenletes, így az ábrákon látható egyes időszakokban sűrűbb, illetve ritkább időszakok.

A lenti ábrán látható, hogy a pH alakulása viszonylag stabil 8 és 8,5 közötti értékeket vesz fel, ami a határérték tartományon belül helyezkedik el, így a pH szabályozásával nem kell foglalkozni. Ez egy enyhén lúgos környezetet teremt, mely bizonyos vegyületek disszociációjánál kis mértékben eltolódást okozhat az optimálistól, például a klór esetében (lásd: 2.9-1. ábra).



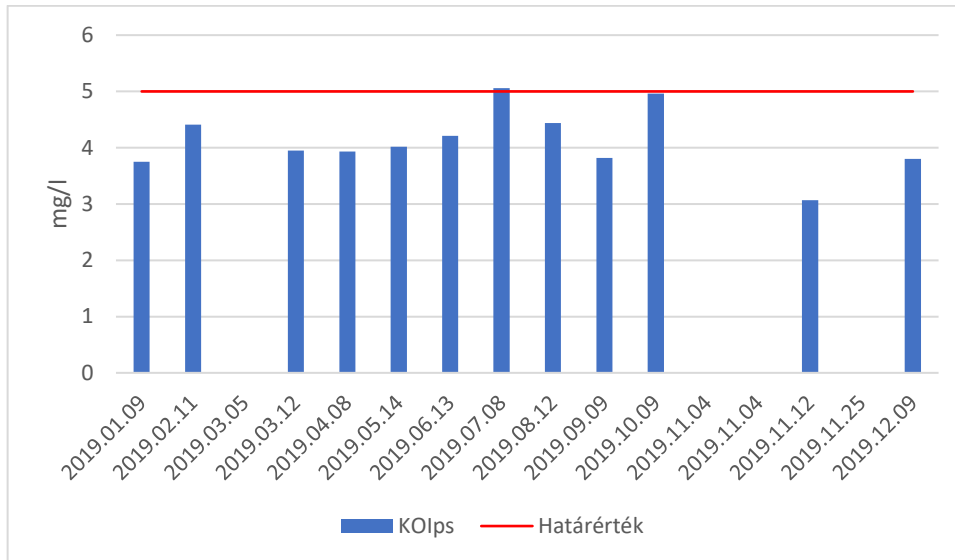
3.3-2. ábra Nyersvíz pH értékek alakulása (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)

Az ammónium-ionról elmondható, hogy rendkívül magas értékeket vesz fel, az esetek nagy részében 4-4,5 mg/l között alakul, ami jóval meghaladja a jogszabályi határértéket. Azonban nitrit és nitrát-ion is megjelenik a nyersvízben, ami annak lehet a következménye, hogy rendkívül magas az ammónium-ion koncentrációja, és mivel a mérések a nyersvíztározó utáni állapotot mutatják, feltételezhető, hogy ennek egy része mikrobiológiai úton kis mértékben nitritté és nitráttá oxidálódott. Ilyen kis mértékű nitrifikálódás nem igazolja azt, hogy valóban nitrifikáló baktériumok azaz *Nitrisomonas* és *Nitrobacter* jelent volna meg a nyersvíz tározóban, mivel heterotrófok és más baktérium törzsek is képesek kis mértékben ammónium-ion oxidálására (lásd: 2.2 fejezet). Nitrit és nitrát esetében több mérési alkalommal is mérés határ alakult a koncentráció értéke ezeket ábrázolásakor 0-nak feltételeztem. Tehát a valós nyersvíz nitrit és nitrát tartama feltételezhetően 0 mg/l közeli és csak a nyersvíztározó utáni mintavétel miatt alakulhatott ki ez a minimális koncentráció.



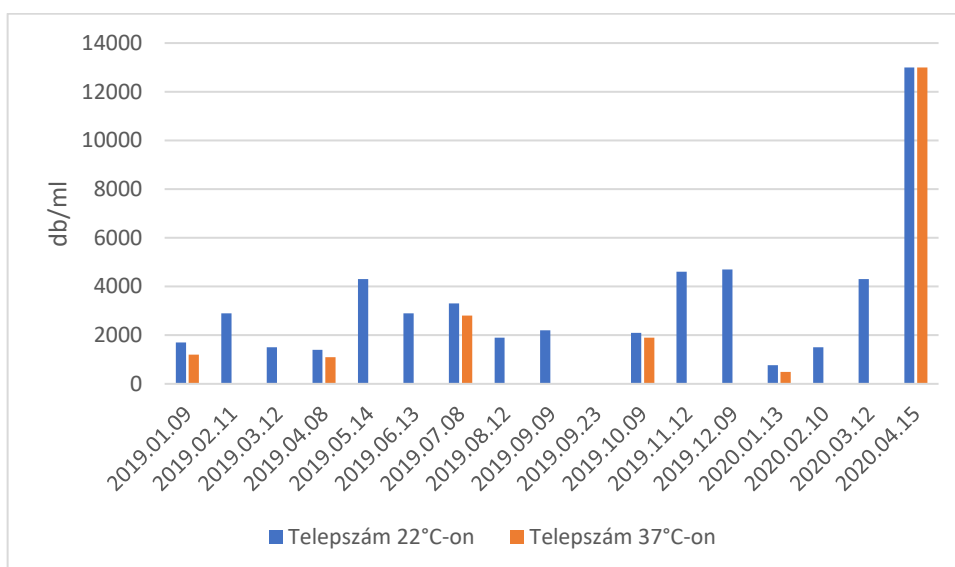
3.3-3. ábra Nitrogén formák alakulása (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)

A szervesanyag koncentrációja a határérték alatt alakul, de ahhoz közeli értékekkel. Itt meg kell jegyezni, hogy a káliumpermanganátos kémiai oxigénigény nem a teljes szervesanyag koncentrációt mutatja, csupán a legkönnyebben bontható részét annak. Így a kb. 4 mg/l körüli KOI_{ps} koncentráció jelentette szervesanyag mennyiség tápanyagként szolgálhat mikrobiológiai létformáknak a tisztítótelep egyes technológiai egységeiben.

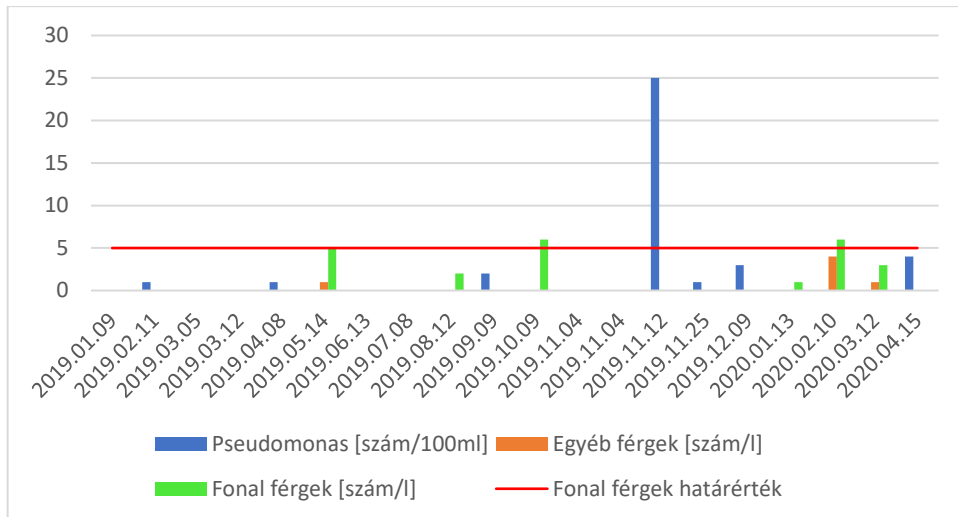


3.3-4. ábra KOI_{ps} koncentrációk (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)

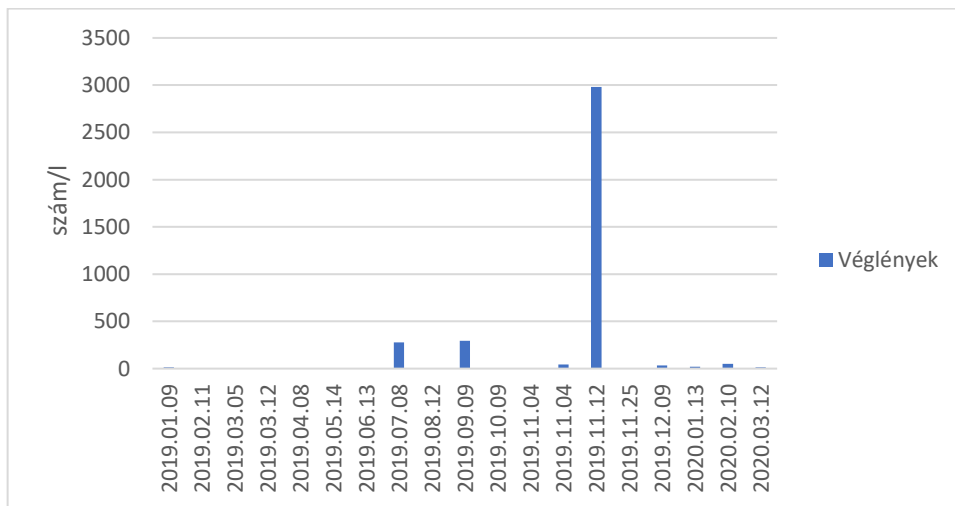
Telepszámra a 201/2001 (X.25.) Korm. rendelet nem határoz meg határértéket a közüzemű vízszolgáltatás esetében. A jogszabály közüzemileg szolgáltatott víz esetében úgy fogalmaz, hogy nincs szokatlan változás. Tehát ha az átlagoshoz kiugró értéket tapasztalunk, akkor az nem megfelelőséget mutat. Illetve a hatóság a vízműre és kijelölt mintavételi pontra a jellemző érték figyelembevételével szabhat határértéket, amit 90%-os gyakorisággal kell betartani. Tehát a telep szám alakulásának mértékét kell figyelni. Esetünkben elég ingadozó értéket mutat a nyersvíz esetén, de igazán a hálózatra bocsájtási pontnál kell követni ezt az értéket.



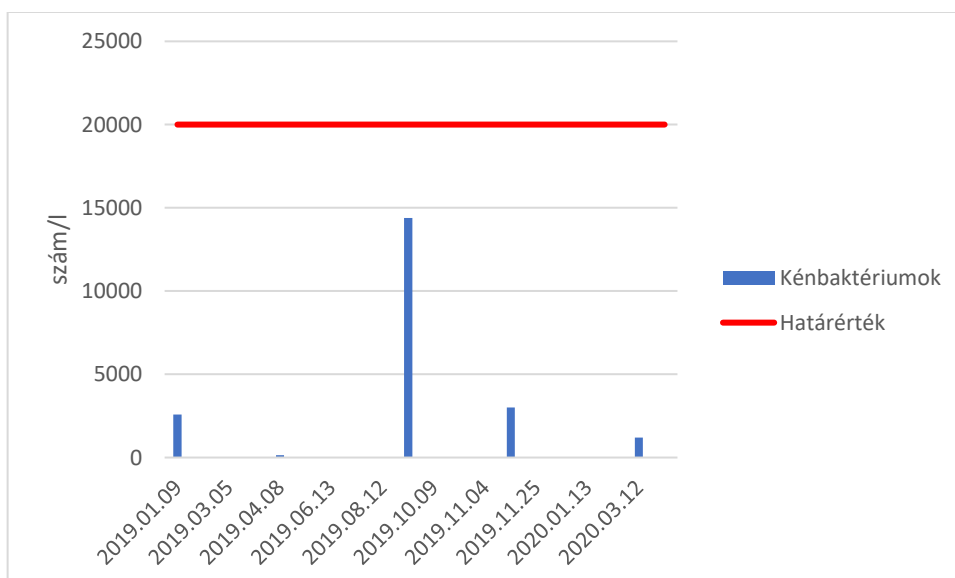
3.3-5. ábra Telepszám értékek (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)



3.3-6. ábra Mikrobiológiai értékek I. (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)



3.3-7. ábra Mikrobiológiai értékek II. (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)



3.3-8. ábra Mikrobiológiai értékek III. (2019 és 2020) (BÁCSVÍZ)



A legtöbb baktériumra és egyéb véglényekre, férgekre a jogszabályi határérték 0, tehát a hálózatra bocsájtott vízben nem fordulhatnak elő. Két kivétel van: a fonalférgek esetében 5 egyedszám/l koncentrációban és a kénbaktériumok esetében 2×10^4 egyedszám/l értékben. Látható, hogy több baktérium és egyéb élőlény is előfordul a nyersvíz tározó medencében, ami aggályos lehet a nitrifikáció kialakulásának szempontjából. A 2019.11.12 napi mérésen kiugró értéket figyelhetünk meg a *pseudomonas* és véglények számában. Ekkor a nyersvíz tározó medence nem várt mikrobiológiai problémákkal küzdött, melyet az üzemeltető kollégák fertőtlenítéssel orvosoltak.

A magas biológiai aktivitás a nyersvízben magyarázható a víz magas metán tartalmával, ami kb. 40 l/m^3 körüli értéken alakul, továbbá a szervesanyag tartalommal, a magas ammónium-ion tartalommal és a 26°C fokos nyersvízi hőmérséklettel. A helyszíni bejárásokkor a kezeletlen vizet megtekintve a termálvízhez hasonló illattal lehet jellemezni, ami helyi termális vízbázis ad magyarázatot (lásd: 3.1 fejezet). A magas oldott gáz tartalmat a 12/1997. (VIII. 29.) KHVM rendelet a termelt és szolgáltatott vizek gázmentesítéséről c. jogszabály határozza meg. Cserkeszőlő esetében az oldott gáz mennyisége átlépi a 10 l/m^3 határértéket így C robbanás veszélyes kategóriába sorolandó és szabvány alapján (MSZ 15285:1998) gázmentesítő létesítése szükséges. A gáztartalom $0,8 \text{ l/m}^3$ koncentráció alá kell csökkenteni, hogy az megfeleljen a jogszabályi határértéknek, azonban biológiai tisztítás alkalmazásakor ez az érték sem elegendő sokkal alacsonyabb koncentráció értékre kell lecsökkenteni a vízgáz tartalmát.

3.4 Jelenleg üzemelő technológia

A vízmű 2016-ban bővítésre került. A vízmű zárt kerítéssel körbevett védterülettel rendelkezik. A Cserkeszőlői vízmű a Tiszazugi regionális vízellátó rendszerhez kapcsolódik, melyen belül elsődleges feladata Cserkeszőlő ellátása. A víztisztítótelep jelenlegi technológiai sora egy felújítás utáni állapotot mutat, melynek a tesztüzemei 2017-ben érték végek, azóta folyamatos a termelés a telepen.



3.4-1. ábra Gáztalanító

A technológiai sor első eleme a gáztalanító műtárgy, amely Venturi-elven működő légbeszívást követően mechanikus úton, ún. áramlástörő lamellákkal és tálcákkal megnövelve a víz fajlagos felületét kilevegőzteti a metángázt a vízből.

A gáztalanítót követően a nyersvíz egy 50 m³ kapacitással rendelkező földalatti nyersvíztározóba érkezik, ezzel kiegyensúlyozva a kútszivattyúk és a feladó szivattyúk eltérő üzemelését. A nyersvíz tározó medence fedett, de levegőztetéshez kialakított nyílások védelme csupán rovarhálóval van ellátva. Ez aggodalomra ad okot, mivel így a rovar háló rácsnyílásánál kisebb méretű számos szennyeződés bejuthat. Ez tovább növeli a nyersvíztározó elfertőződését, ennek kiküszöbölésére professzionális szűrővel ellátott levegőztető beépítése lenne szükséges.



3.4-2. ábra Technológiai feladó szivattyúk

A 3.4-2. ábra két WILLO gyártmányú technológiai feladó szivattyú képét mutatja, melyek a technológiai sorhoz szükséges üzemi nyomásra emelik a nyersvizet. A szivattyúk kapcsolása nyomott oldali szabályozással, a tisztavíz medence szintjének állása alapján történik. Az üzemi frekvencia 50 Hz, az indítási 15 Hz. A telep kapacitása 20 m³/h, így a műtárgyakon való tartózkodási idő is ezzel a mennyiséggel számolandó.



3.4-3. ábra Kontakt tartály és Granofilter szűrő

A technológiai feladó szivattyúk után a víz a Granofilter I. vagy a Granofilter II. technológiai egységre érkezik. A zeolit ásvánnyal töltött tartályok nem párhuzamosan dolgoznak, hanem váltott üzemben. Míg az egyik töltet regenerálás alatt van, addig a másik végzi a tisztítást. Az ammónium-ion a zeoliton nagyrészt ioncserével, kisebb részt adszorpcióval távozik a vízből. A töltetről ioncserés regenerálással távolítható el az ammónium-ion, ehhez sóoldatot alkalmaznak, amely 4 m³ vízből, 125 kg sóból (NaCl) és 1,5 l 10%-os sósavból (HCl) tevődik össze. A regenerálás után sósavval történő pH szabályozás

következik, majd vizes öblítés, aminek az öblítő vizét egy puffer tározóba helyezik el, és hígítva engedik a csatornahálózatba. Öblítési fázis után még hypos átmosás következik fertőtlenítés céljából, és ezután kezdődhet meg a szűrési fázis, ahol az előszűrletet el kell vezetni.



3.4-4. ábra Vegyszer adagolók

A Granofilter egységeket vegyszeradagolások követik a szerves anyag jobb hatásfokú eltávolítására. Ehhez koaguláló- és flokkulálószer alkalmazása biztosított BOPAC és UNIFLOCK gyártmányú vegyszerekkel. A vegyszerek jó elkeveredését statikus keverő biztosítja. A pelyhek kiszűrését homokszűrő tartály biztosítja, melyen a flokkulálódott szerves anyag, vas és egyéb lebegő anyagok kerülnek eltávolításra. Ez a műtárgy látható a 3.4-6. ábra háttérében a GAC adszorber mögött.



3.4-5. ábra Klórgáz tartályok és adagoló

A homokszűrő tartályt követi a törésponti klór adagolás, amit egy klór felesleg mérőszondával szabályoznak. Ehhez külön helyiségben tárolt klórgázt juttatnak a vizet szállító vezetékbe, melynek a megfelelő tartózkodási időt egy kültéri kontakt tartály biztosítja. Ez az

egység látható a 3.4-3. ábra bal oldalán. A törésponti klórozást mindig GAC követi, ebben az esetben is, amelyen a klór-aminok és egyéb káros klórozási melléktermékek, mint például a THM és AOX vegyületek kerülnek adszorbeálásra, valamint a felesleges szabad aktív klór kerül megkötésre.



3.4-6. ábra Aktivszén adszorber, háttérben homokszűrő

A GAC-ot követi egy állványcső mely a rendszer légtelenítésére és a tároló medencéből való vissza folyásnak a megakadályozására létesült, illetve biztosítja a szűrők folyamatos vízborítását, ezután ultraibolya fényt (UV) alkalmaznak csírátlánításra, mely a mikroorganizmusok elszaporodását akadályozza meg.



3.4-7. ábra UV csírátlanító

Csírátlánítás után sóadagolásra van szükség a túl lágú víz kezelésére, amely után már csak egy tisztítási folyamat következik, a hálózati fertőtlenítés, melyhez szintén klórgáz kerül alkalmazásra. A gáz Venturi-cső segítségével jut a vezetékbe, melynek elkeveredését szintén statikus keverő biztosítja.

A tisztavíz tározókba érkezés előtt a helyben termelt és tisztított víz magas bór tartalma miatt a Csépai távvezetékről érkező vízzel hígításra kerül, hogy hálózatra juttatott víz bór koncentrációja elérje a határérték alatti szintet.



3.4-8. ábra Hálózati nyomásfokozó szivattyúk

A tisztavíz tározókból hálózati nyomásfokozó szivattyúk segítségével a fogyasztásra alkalmas vizet a telep területén található 100 m³ tározó térfogatú víztoronyba emelik. Így az ellátóhálózathoz szükséges nyomást a víz geodéziai helyzeti energiájából nyerik.



3.4-9. ábra Technológiai egységek utáni mintavételi pont

A 3.4-9. ábra mintavételi pontokat jeleníti meg, ezek teszik lehetővé, hogy az egyes technológiai egységek között ellenőrizhető legyen a víz minősége, illetve a tisztító berendezések, vegyszerek hatékonysága és hatásfoka.

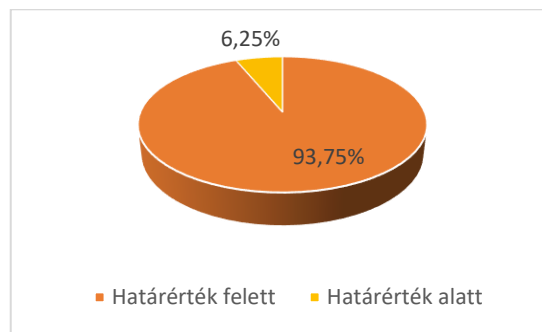
A technológiai hossz-szelvény megtalálható a 8. Mellékletekben.

4 Ammónium eltávolítás technológiai változatai

4.1 Zeolitos ioncsere és törésponti klórozás

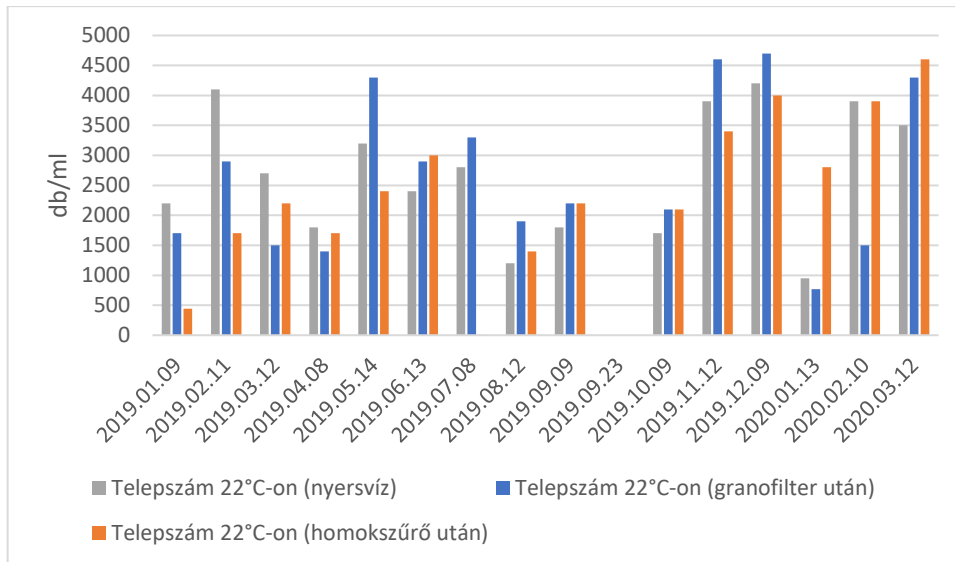
Bár a két technológia a szakirodalmi tárgyaláshoz hasonlóan a gyakorlati alkalmazásban is önállóan jelenik meg gyakrabban, a cserkészőlői telep jelenlegi üzemében kétlépcsős ammónium eltávolítás valósul meg: első lépcsőként zeolit ásványi tölteten ioncsérés adszorpció, második lépcsőben törésponti klórozás. A 2017-os új technológia tervezésekor figyelembe lett véve a nyersvíz kiemelkedően magas ammónium-ion koncentrációja (3.3-3. ábra). Zeolitos ioncsérével az ammóniumnak kis mennyisége köthető csak meg (2.8), így ez a technológiai egység csupán a koncentráció csökkentésére alkalmas. Azonban a zeolit ásványok adszorpció kapacitása nem egzakt, több változó befolyásolja, mint például a kezdeti ammónium-ion koncentráció. Azonban a zeolit szűrő közeg kapacitása folyamatosan csökken, ahogy azon akkumulálódnak a szennyező anyagok. Fontos megjegyezni, hogy a víz mikrobiológiai aktivitása már a nyersvíz medencében is kimutatható, így két regenerálás között a granofilterek szűrőközegein is feltehetően elkezdődik a biofilm kialakulása, mely szűrő közeg eltömődésében és annak hatásfok romlásában jelentősen részt vesz

A granofiltert, mint egylépcsős tisztítási folyamatot jól szemlélteti a következő ábra, ahol láthatjuk, hogy az ellenőrző mérések több mint 90%-ban az ammónium-ion-t nem sikerült a jogszabályi határérték alá csökkenteni.

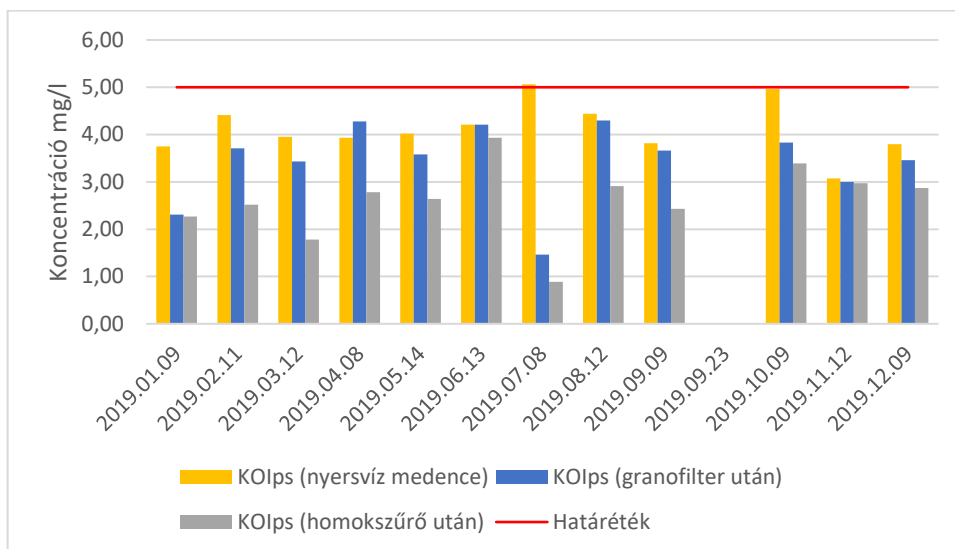


4.1-1. ábra Ammónium-ion mérések határérték felett és alatt alakult százalékos gyakorisága 16 db mintából (2019-2020) (BÁCSVÍZ)

Viszont látható csökkenést tudott hozni a granofilter mind a biológiai aktivitás terén, mind az ammónium-ion koncentráció kapcsán. A ábrákat 4.1-2. ábra értékeit megvizsgálva látható, hogy a telepszám minimális ingadozással, közel azonos értékekkel alakul a technológiai egységeken egy-két esetben láthatunk kiugró értéket. KOIps tekintetében szinte minden mérési alkalomnál egy technológiákról technológiára haladó csökkenést láthatunk, az értékek már itt szinte minden esetben a jogszabályi határérték alatt alakultak.



4.1-2. ábra Telepszám technológiaközi mérések (BÁCSVÍZ)



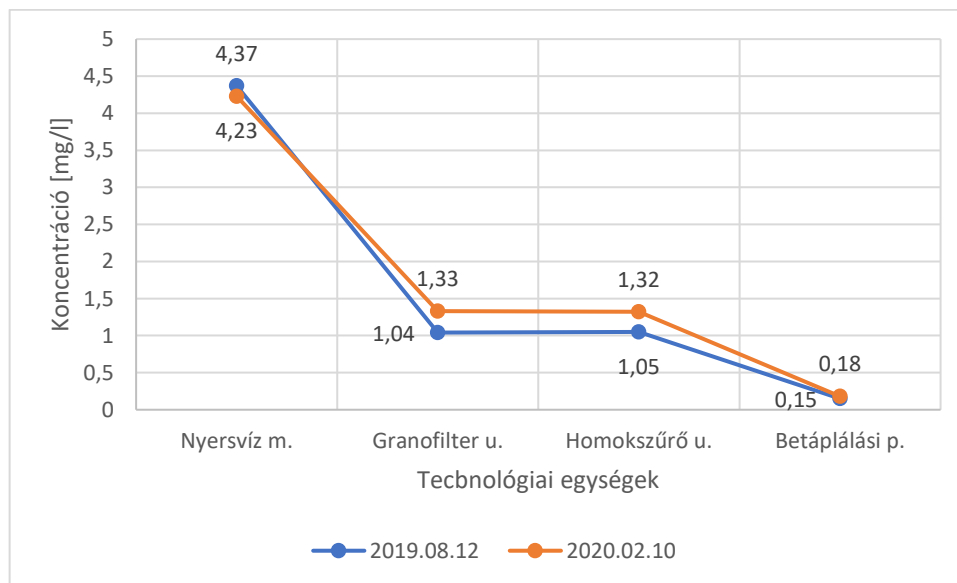
4.1-3. ábra KOIps technológiaközi mérések (BÁCSVÍZ)

A telepen jelenleg 2 db granofilter technológiai egység üzemel, váltott üzemben. Az üzemeltető kollégák folyamatosan monitorozzák az adszorbensről érkező ammónium-ion koncentrációt és mikor az már kedvezőtlenül alakul, váltanak a regenerált egységre. A zeolit adszorbens közeg regenerálása sós oldattal történik ennek részletes folyamatát korábbi fejezetben részleteztem (3.4). A regenerálási gyakoriság változhat nyersvíz medencéről érkező vízminőség függvényében, ez üzemeltetői elmondás alapján ez 3-5 nap közötti intervallumba sorolható. Ezt ellenőrizzük le az elméleti adszorpciós kapacitás és telep jellemző értékeivel. A zeolit ásványok elméleti adszorpciós kapacitása $0,35 \text{ NH}_4^+ \text{ mg/g}$ (2.8), a telepen egy granofilterben $4,7 \text{ m}^3$ zeolit található. A zeolitok sűrűsége $2-3 \text{ g/cm}^3$ között adódik (2.8), ismerjük a telep vízhozamát, ami $20 \text{ m}^3/\text{h}$ és az átlagos ammónium-ion koncentrációt, ami $4,19 \text{ mg/l}$ -re adódik. Ezekből az adatokból számítható a töltet becsült kimerülési ideje.



- Ammónia óránként: $4,19 \text{ mg/l} * 20\,000 \text{ l/h} = 82\,366,67 \text{ mg/h}$
- Zeolit tömege: $2 (3) \text{ g/cm}^3 * 4\,700\,000 \text{ cm}^3 = 9\,400\,000 (14\,100\,000) \text{ g}$
- Zeolit kapacitás: $9\,400\,000 (14\,100\,000) \text{ g} * 0,35 \text{ mg NH}_4^+/\text{g} = 3\,290\,000 (4\,935\,000) \text{ mg NH}_4^+$
- Kimerülési idő: $3\,290\,000 (4\,935\,000) \text{ mg NH}_4^+ / 82\,366,67 \text{ mg/h} = 40 (60) \text{ h}$

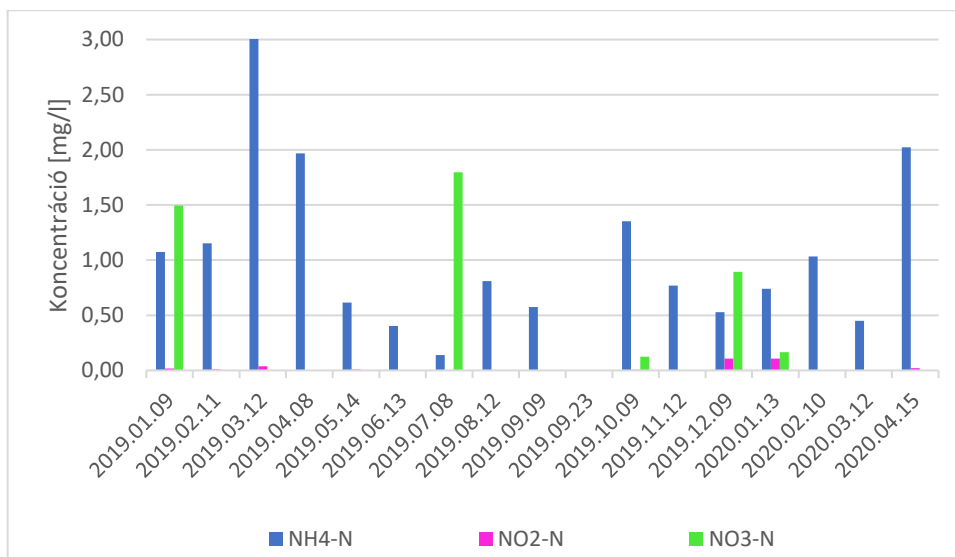
A fenti számításhoz feltételeztük, hogy a zeolit adszorpciós képessége időben állandó és a szűrő közeg egyenlő arányban vesz részt az adszorpcióban. Elméleti számítás tehát kb. 2-3 napos kimerülést jósol. A valóságban a zeolit ásvány típusától függően kismértékben változhat a sűrűség és az adszorpciós kapacitás, ami befolyásolhatja a kimerülési időt. Továbbá a valóságban az adszorpciós képesség az időben nem konstans, hanem valamilyen mértékben csökken, ahogy az adszorber fokozatosan kimerül, illetve eltömődik egyéb anyagokkal. Látható, hogyha megvizsgáljuk a 4.1-4. ábra ammónium-ion görbéit, hogy a zeoliton nem kötődik meg a teljes ammónium-ion tartalom. Az ábrán egy téli és egy nyári mérésnek az adatait vettem figyelembe, ami jól jellemzi a telep általános működését. Ebből következtethetünk, hogy a kisebb megkötött ammónium-ion mennyiség miatt a valódi kimerülési idő megnő, és így az üzemeltetői tapasztalat helytálló. A nem teljes megkötés oka a lehet a rövid tartózkodási idő, hiszen az ioncsere mint az adszorpció egy formája is egyensúlyi folyamat. Torzíthatja a számításunkat az is, hogy a regenerálással vélhetőleg nem a 100%-os kapacitás állítható vissza.



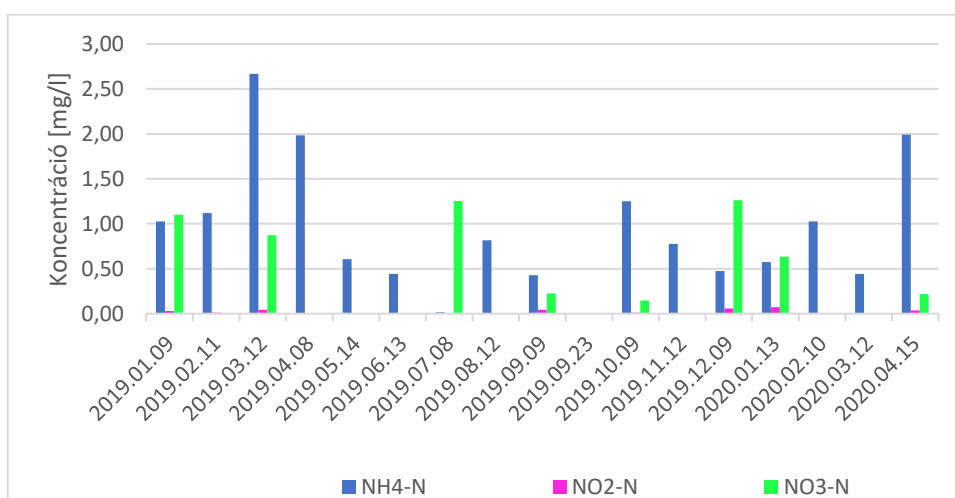
4.1-4. ábra Ammónium-ion koncentrációk a technológia egységeken (BÁCSVÍZ)

Vizsgáljuk meg a nitrogénformák alakulását a granofilter és a homokszűrő utáni állapotban is. Ehhez tekintsünk rá a 4.1-5. ábra és a 4.1-6. ábra tartalmára. Látható, hogy a nyersvíz ammónium-ion (3.3-3. ábra) koncentrációja jelentősen lecsökken már a granofilter után, és egyes mérési alkalmakkor további csökkenés figyelhető meg a homokszűrőt követően. Érdekes megfigyelni a nitrát-ion alakulását, mivel a granofilter után és a homokszűrő után is magas koncentráció tapasztalható, ez (az ammónium csökkenéssel egyetemben) arra enged következtetni, hogy nitrifikáció alakult ki. Az ábrákat tovább vizsgálva látható, hogy a nitrát-ion nem állandó jelleggel tapasztalható hanem eseti jelleggel mértek kiugró értékeket. Mivel a granofilterek regenerálási gyakoriságának periódusa kisebb, mint a nitrifikáló baktériumok elszaporodásának időminimuma ezért azt bátran feltételezhetjük, hogy a granofilterben nem fejlődtek ki ilyen fajta baktériumok. Feltételezhető, hogy a nyersvíz medencében fejlődtek

ki, de ott a jelenlévő egyéb mikroorganizmusok és élőlények dominanciája (2.4) miatt csak kis mértékben képesek az ammónium-ion oxidálására. Így a nyersvíz medencében háttérbe szoruló *nitrosomonas* és *nitrobacter* a zeolit ágyon (a megkötött ammónium-ion miatt) képes volt domináns lenni és többségben lenni az egyéb baktériumokkal szemben, így nitrifikációval bizonyos mennyiségű ammóniumot oxidálni. A 4.2-8. ábra mutatja, hogy a homokszűrőn a nitrát értéke többször kimagasló, mint a granofiltert követően, ez azzal magyarázható, hogy a homokszűrő hypo-s fertőtlenítése sokkal ritkábban történik, mint a granofilterek esetében. Így a granofilterről érkező nitrifikálók képesek voltak a homokszűrőn is elszaporodni és ritkább fertőtlenítésnek köszönhetően hatékonyan a fennmaradó ammónium koncentrációt tovább mérsékelni, bizonyos alkalmakkor elégséges szintre hozni. Az előbb leírtak jól mutatják, hogy a telep biológiai ammónium eltávolításra jó hajlandóságot mutat, de a jelenleg kialakult nem szabályozott szinten nem alkalmazható. A nitrifikáló mikroorganizmusok teljesítő képességét ebben a formában a technológiai berendezések időszakos fertőtlenítése és a vízben lévő egyéb mikroorganizmusok és élőlények nem kiszámítható módon befolyásolják.



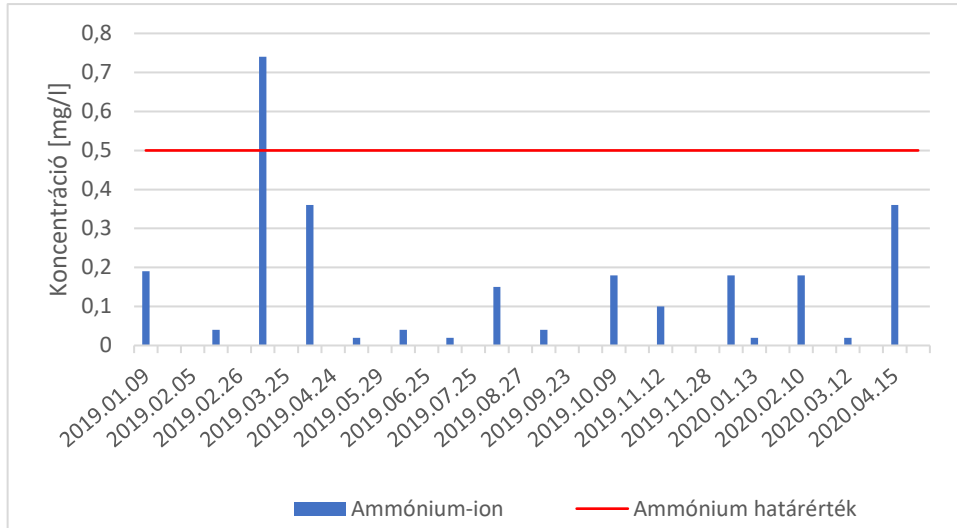
4.1-5. ábra Nitrogén formák alakulás a granofilter után (BÁCSVÍZ)



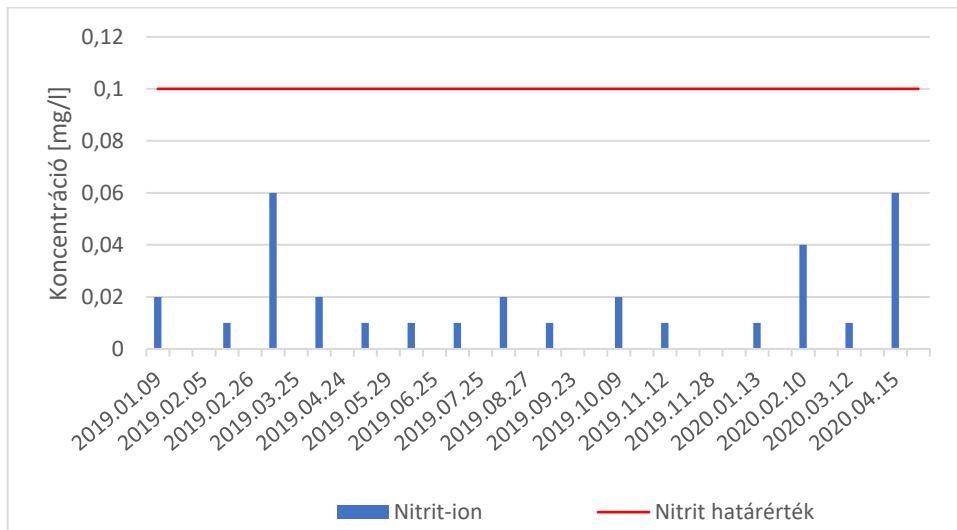
4.1-6. ábra Nitrogén formák alakulás a homokszűrő után (BÁCSVÍZ)

Mindezek ellenére a hálózatra bocsájtott víz teljes mértékben megfelel a jogszabályi követelménynek, köszönhető a homokszűrőt követő törésponti klórozásnak. Itt korábban

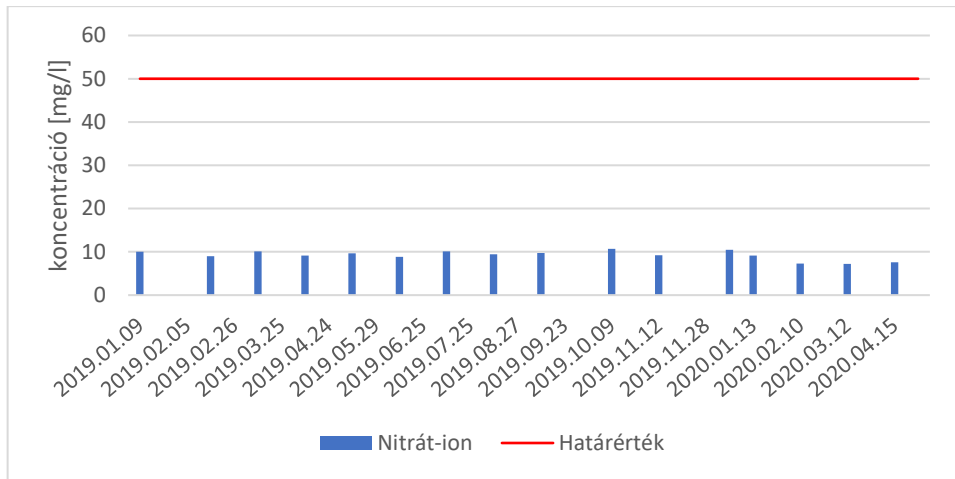
bemutatott Cl_2 gáz adagolással a vízben maradt ammóniumot oxidálja, illetve fertőtlenítő hatásának köszönhetően a mikroorganizmusokat is elpusztítja. Mivel a granofilter hatásfoka az idő függvényében csökken és az azon, illetve a homokszűrőn esetlegesen kialakuló nitrifikáció miatt az ammónium-ion koncentrációja folyamatosan változik így az adagolt klórgázt is hozzá kell igazítani. Ez folyamatos és mindennapi üzemeltetői feladatot ad a kollégák számára, csakúgy, mint a granofilterek regenerálása, és az ahhoz tartozó regeneráló oldat elkészítése.



4.1-7. ábra Ammónium és nitrit a betáplálási ponton (BÁCSVÍZ)

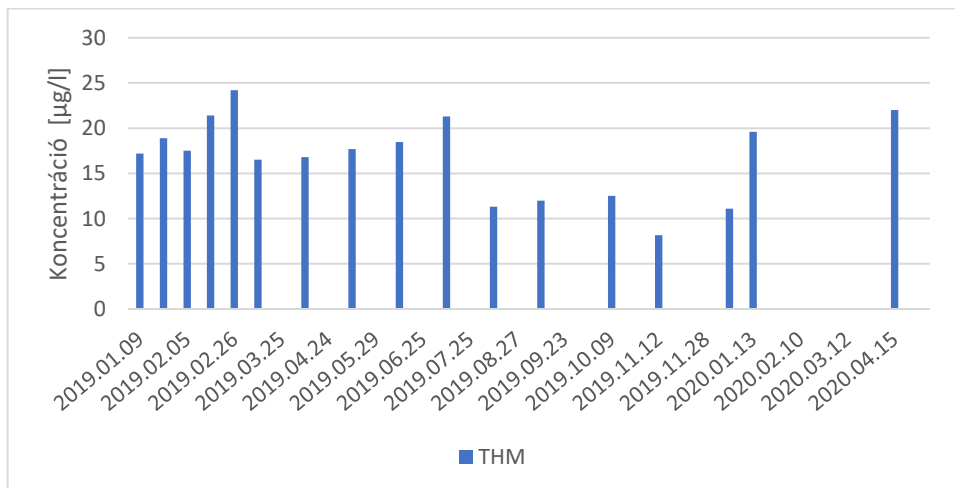


4.1-8. ábra Nitrit-ion a betáplálási ponton (BÁCSVÍZ)



4.1-9. ábra Nitrát a betáplálási ponton (BÁCSVÍZ)

Bár az ammónium-ion koncentrációja változik a törésponti klór adagolást megelőzően, a nyersvízhez képest lényegesen kisebb a koncentrációja, így kevesebb klórra van szükség, tehát a klórozási melléktermékek keletkezése is mérsékeltebb, mintha a nyersvízi koncentráció lenne csak ezzel kezelve. Ezt a szerves anyagok, vagyis a prekursorok előzetes eltávolítása is segíti a granofilteren, és a koaguláción, homoszűrősen át is. A telepen üzemelő aktív szén adszorber a kapacitásának a végéhez közelít, így az üzemeltető törekszik annak a regenerálásra vagy cseréjére. Jelenlegi üzemeltetéssel a GAC még képes a feladatát ellátni és a THM koncentrációját a jogszabályi határérték alá tudja csökkenteni. A THM jogszabályi határértéke 50 µg/l így láthatjuk a 4.1-10. ábra diagrammját nézve, hogy a szolgáltatott víz tökéletesen megfelel ennek a kritériumnak is.



4.1-10. ábra Összes trihalo-metán koncentrációk a betáplálásnál (BÁCSVÍZ)

A hálózatra bocsájtott víz mikrobiológiai és bakteriális szempontból egyszer sem volt kifogásolható, így szolgáltatási szempontból ez a technológiai megoldás kielégítő.



4.2 Biológiai ammónium eltávolítás

A biológiai ammónium eltávolítás elterjedt és kedvelt technológia hazánkban. Egy jól működő nitrifikációs technológia sok, az előző fejezetben bemutatott kényelmetlenségtől szabadítja meg az üzemeltetőt, azonban a helyes alkalmazáshoz fontos az alkalmas nyersvízminőség. A tervezés fázisában ebben az esetben is érdemes előkísérleteket végezni, amennyiben arra lehetőség adódik.

Fentebb láthattuk, hogy a cserkészölői víz a szakirodalmi leírások szerinti vízminőségi követelmények alapján is alkalmas a biológiai tisztítás alkalmazására. Emellett a technológiaközi mérési eredmények is megerősítették a biológiai aktivitásra való hajlandóságot. A biológiai folyamatok vizsgálatának harmadik lépéseként félüzemi helyszíni kísérlet került elvégzésre.

4.2.1 Kísérleti ütemterv

Biológiai ammónium eltávolításra való technológiaváltáshoz kísérletet végeztünk a technológia alkalmazhatóságának vizsgálatára. Az új technológiára való átállás a jelenlegi telep átalakítása nélkül lehetne kívánatos megoldás. A nitrifikáció a granofilter tartályokon, vagyis a zeolit tölteten valósulna meg, részben (majd a kimerülés után teljesen) kiváltva annak ioncserélő funkcióját (lásd 2.5.3 fejezet). A töltetek regenerálás az átállást követően nem történe meg többé. A regenerálás szüneteltetése kísérleti célból nem volt megvalósítható, mert visszafordíthatatlan kapacitásvesztést okozott volna a töltetanyagban. Ezért az egyetlen lehetőség a vizsgálatra egy különálló egység beépítésén való kísérletezés volt.

A kísérletet előzetes megbeszélések, elemzések, és a kísérleti program kidolgozása előzte meg a BÁCSVÍZ munkatársaival. 2020. január 22-én elindítottuk a biológiai ammónium eltávolítási kísérletet, melyhez egy 38 liter űrtartamú vízlágyító tartályt alkalmaztunk a telephelyi zeolit szűrők modellezésére. A mérési gyakoriságot heti egyszeri alkalomban rendszeresítettük, mivel ez alkalmas a nitrifikáció megjelenésének monitorozására. A mérések rendszerint mindig csütörtöki napra estek. A BÁCSVÍZ Zrt. laboros munkatársai a hét első felében végezték a mintavételezést, illetve a telepet üzemeltető kollégák szűrőpróbaszerű méréseket végeztek a hét többi napján.

A kísérleti tartály visszamosása (öblítése) heti 3 alkalommal történt hétfő, szerda és pénteki napokon. 2020. március 5-8. közötti időszakban a kísérletől független problémák miatt a teljes telep fertőtlenítve lett, ennek következtében a víztermelés szünetelt, így az e hétre tervezett mérés elmaradt. Március 12-én csak helyszíni mérésre volt lehetőség, mivel az egyetemi labor zárva tartott. Március 19-én leállítottuk a kísérletet.

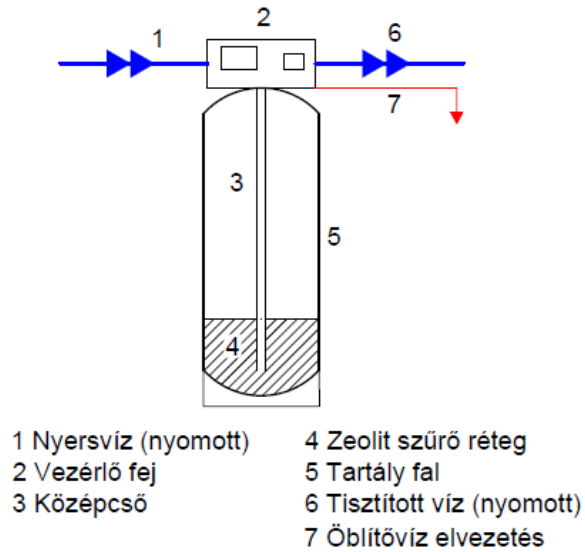


Sorszám	Időpontok	Biol. tartály mintázás	Zeolit mintázás	Megjegyzés
0	2019.11.05 kedd			Konzultáció, helyszíni bejárás
1	2020.01.22 szerda	+		Kísérlet indítása
2	2020.01.30 csütörtök	+	+	
3	2020.02.06 csütörtök	+		
4	2020.02.13 csütörtök	+		
5	2020.02.20 csütörtök	+		
6	2020.02.27 csütörtök	+		
7	2020.03.05 csütörtök	+		Teljes telep fertőtlenítés
8	2020.03.12 csütörtök	+		Csak helyszíni mérés
9	2020.03.19 csütörtök	+		Kísérlet leállítása

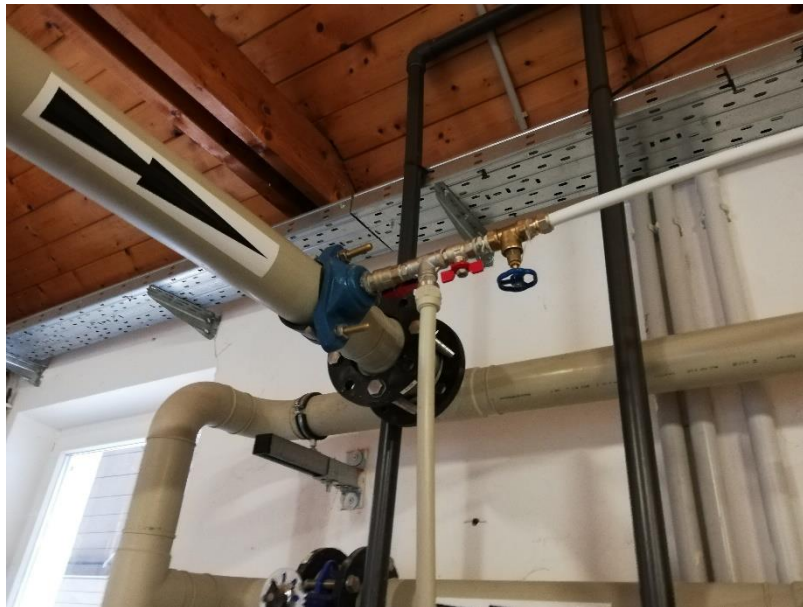
4.2-1. táblázat Mérések ütemezése

4.2.2 Kísérleti módszer és eszközök

A biológiai ammónium eltávolítást egy kis méretű, félüzemi kísérletben kívántuk elvégezni, hogy az előzetes várakozásunknak megfelelően kialakítható-e a jelen nyersvízi és telepi adottságokkal, illetve kialakulása után fenntartható marad-e. Sikeres kísérleti kimenetel esetén a nitrifikáló baktériumok a granofilter technológiai egységeken lennének elszaporítva, amik ebben az esetben párhuzamosan üzemelnének, így ezen műtárgyakban lejátszódó folyamatokat kívántuk modellezni. Ehhez egy eredeti funkciója szerint vízlágyító berendezést építettünk be egy lecsatlakozó ágon, ami a granofiltereket ellátó vezetékre csatlakozik. A vízlágyító nem tervezési funkcióját látta el, hanem a tartályba térfogatarányosan annyi zeolit került betöltésre amennyi a két üzemelő Granofilter egységre is jellemző. A kísérleti tartály hasznos térfogata 38 l, melyben így 12 l zeolit került elhelyezésre. A kísérletben használt zeolit a jelenleg üzemelő Granofilter egységekből származik, és a kísérlet kezdetekor frissen regenerált állapotban volt. A kísérleti berendezés nem méretarányos metszete látható a 4.2-1. ábra **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.**án. A tisztítottvíz és az előszűrlet/öblítővíz elvezetésére külön kivezető csövek álltak rendelkezésre. A tartályon átfolyó víz térfogatáramát úgy szabályoztuk, hogy az a víztisztítótelep kapacitásából és a granofilter méretéből adódóval azonos tartózkodási időt eredményezzen, így az alkalmazott hozam 20 l/h volt. Az ehhez kialakított gömbcsap szabályozása a kísérlet során nem volt tökéletes, az átfolyó vízhozam ingadozott, ezt az üzemeltető kollégák egy második az előzőnél finomabban állítható tolózárrel szabályozták. A tartályon a víz tartózkodási ideje így 28 percre, a szűrési sebesség 0,5-0,6 m/h adódott. Az öblítést heti háromszori rendszerességgel végeztük el melyből 5 perc öblítési idő és 2 perc előszűrleti idő volt. Az öblítési idő egy hét után módosult 10 percre az előszűrleti idő változatlan maradt. Az öblítés során nyersvíz lett alkalmazva.



4.2-1. ábra Kísérleti egység metszete



4.2-2. ábra Kísérleti tartály csatlakozási pontja

A kísérleti tartály a technológiai feladószivattyúk utáni vezeték szakaszon egy megfúró bilincssel csatlakozik a vezetékhez. Ehhez egy toldó szerelvény majd egy T elosztó szerelvény csatlakozik. A T elosztó egyik ága a szivattyúk utáni mintavételi csaphoz vezet a másik ágához egy gömbcsap csatlakozik. Ehhez a gömbcsaphoz lett kapcsolva egy finoman állítható tolózár, amelyhez a kísérleti tartályhoz futó vezeték csatlakozik.



4.2-3. ábra Kísérleti berendezés üzembehelyezéskor

4.2.3 Helyszíni mérési módszerek

A biológiai kísérleti tartály előtt és után helyszíni mérések során mértem pH-t, oldott oxigént, oxigéntelítettséget, vezetőképességet, víz hőmérsékletet, melyekhez a VKKT szolgáltatott műszereket. A BÁCSVÍZ Zrt. rendelkezésemre bocsájtotta a helyszíni önellenőrzésre használt gyorsesztejt, melyekkel ammónium-nitrogént és nitritet tudtam közvetlenül mérni. Ezek a gyorsesztek is fotometriai módszeren alapszanak, csakúgy, mint a laboratóriumi mérés.

Ammónium-nitrogén mérésre a Hanna checker HI700 típusú gyorsesztejt alkalmaztam.



4.2-4. ábra Hannah checker HI700

Nitrit-ion méréshez a Hach SL1000 típusú hordozható mérőműszert használtam, ami ún. Chemkey reagensekkel működik egyszerre többféle paraméter mérésére alkalmas. Időnként ammónium mérésre is alkalmaztam, hogy az eredményeket összevetthessem a Hanna műszer által mért eredményekkel.



4.2-5. ábra Hach SL100

pH	MSZ 1484-22:2009
Oldott oxigén	MSZ EN 25814:1998
Fajlagos elektromos vezetőképesség	MSZ 48-32:1977

4.2-2. táblázat Helyszíni mérések szabványai



4.2-6. ábra Helyszíni mérés műszerei és mintavételi edények

A helyszíni ammónium-ion és nitrit-ion mérés a koncentráció nagyságrendjének azonosítására alkalmas, nem helyettesíti a laboratóriumi mérést, azonban a mérések során azt tapasztaltam az eredmények jól korreláltak a laboratóriumi mérésekkel.

Helyszínen minden alkalommal 1-1 liter vízmintát vettem, egyet a technológiai feladó szivattyúk után, ami a kísérleti tartály előtt helyezkedett el és egyet a kísérleti tartály után. A mintákat hűtve, a helyszíni mérést követően egyből a tanszéki laboratóriumba szállítottam, ahol további mérések alá vettem a mintákat.

4.2.4 Laboratóriumi mérési módszerek

A Tanszéki laboratóriumban 4 paramétert mértem: ammóniumot, nitritet és nitrátot fotometriai módszerrel és összes keménységet titrimetriai módszerrel. Az összes keménységhez használt reagensek egyike ammónium-hidroxid közismert nevén szalmiákszesz, amely zavarhatja a nitrogén formák mérését. Ezt kiküszöbölendő a két típusú mérést egymástól elszeparált helyiségekben végeztem.



4.2-3. táblázat Fotometriás méréshez a minta előkészítés



4.2-4. táblázat Fotometriás mérés

Ammónium	MSZ ISO 7150-1:1992
Nitrit	MSZ 1484-13:2009
Nitrát	MSZ 1484-13:2009
Összes keménység	MSZ 448-21:1986

4.2-5. táblázat Laboratóriumi mérések szabványai



4.2.5 Kísérleti eredmények

A kísérleti berendezés folyamatosan üzemelt a kísérlet kezdete óta (2020.01.22.), ez alól kivételt képez azon időszak míg az ivóvíztisztítótelepen teljes körű fertőtlenítést végeztek (2020.03.05-08.). A kísérleti tartály nem került fertőtlenítésre.

Nyersvíz	Sorszám	1	2	3	4	5	6	7
	Nap	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök
	Dátum	2020.01.22	2020.01.30	2020.02.06	2020.02.13	2020.02.20	2020.02.27	2020.03.12
Helyszíni mérések	T [°C]	22,6	19,8	20,7	22,4	22,9	22,4	22,8
	pH	8,09	8,08	8,21	8,18	7,78	8,09	8,15
	Vezetőképesség [μ S/cm]	1342	1353	1344	1361	1364	1347	1355
	Oldott oxigén [mg/L]	5,21	4,68	4,26	4,23	4,05	3,96	5,46
	Oxigén telítettség [%]	59,5	51,5	47,3	48,7	47,1	46,4	63,7
	Gyors teszt NH ₄ -N [mg/L]	3	2,98	2,5	3,22	3,18	3,06	3,1
	Gyors teszt NO ₂ [mg/L]		0,006	0	0,004	0,003	0,004	0,003
Laboratóriumi mérések	NH ₄ -N [mg/L]	3,456	3,14	3,236	3,228	3,272	2,988	
	NO ₂ -N [mg/L]	0,003	0,01	0,005	0,006	0,003	0,004	
	NO ₃ -N [mg/L]	0,35	0,02	0,13	0,1	0,07	0,02	
	Összes keménység [CaO mg/L]	60	44	48	36	40	32	

4.2-6. táblázat Nyersvíztározó medence utáni mérési eredmények

Biológia után	Sorszám	1	2	3	4	5	6	7
	Nap	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök	Csütörtök
	Dátum	2020.01.22	2020.01.30	2020.02.06	2020.02.13	2020.02.20	2020.02.27	2020.03.12
Helyszíni mérések	T [°C]	19,2	14,8	16,6	19	17,7	18,4	21,3
	pH	8,27	8,08	7,94	7,94	7,77	8,02	8,02
	Vezetőképesség [μ S/cm]	1367	1346	1326	1328	1327	1333	1334
	Oldott oxigén [mg/L]	6,55	2,27	1,85	2,06	2,3	2,34	2,09
	Oxigén telítettség [%]	50,9	22,5	18,8	22,2	24,1	25,3	23,7
	Gyors teszt NH ₄ -N [mg/L]	0,8	1,02	1,29	1,8	1,9	1,73	2,3
	Gyors teszt NO ₂ [mg/L]		0,005	0,001	0,003	0,001	0,006	0,002
Laboratóriumi mérések	NH ₄ -N [mg/L]	1,032	1,032	1,62	1,904	1,888	1,8	
	NO ₂ -N [mg/L]	0,006	0,001	0,001	0,002	0,001	0,002	
	NO ₃ -N [mg/L]	0,16	0,02	0,07	0,15	0,03	0,02	
	Összes keménység [CaO mg/L]	28	24	40	36	36	32	

4.2-7. táblázat Kísérleti tartály utáni mérési eredmények

A 4.2-6. táblázat és a 4.2-7. táblázat bemutatják az általam végzett mérések számszerű eredményeit. Ezek szemléletesebbé tételére a következőkben látható grafikonokat készítettem.

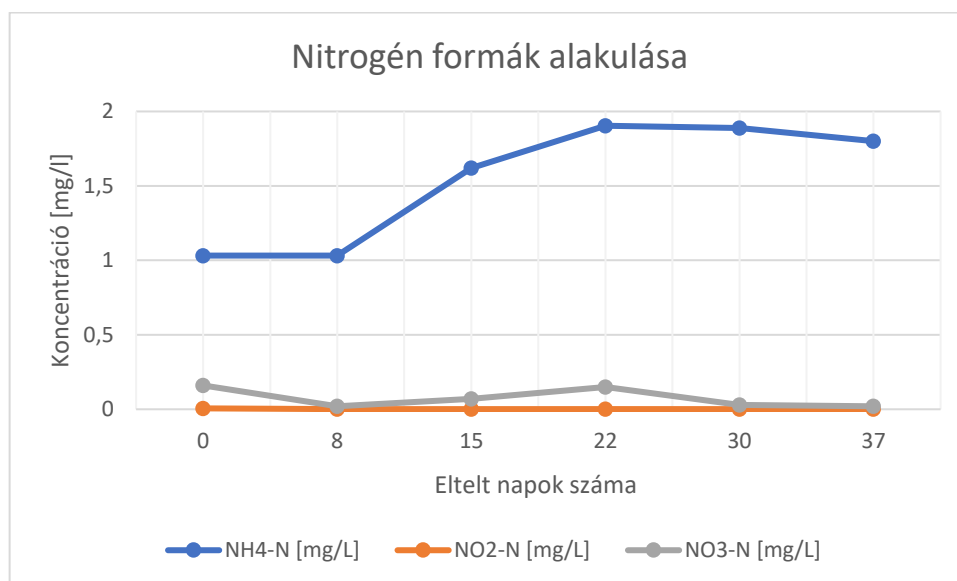
	2020.02.10		2020.03.12	
	Kísérleti	Granofilter	Kísérleti	Granofilter
Ammónium [mg/l]	2,63	1,33	3,47	0,58
Nitrit [mg/l]	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
Nitrát [mg/l]	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Telepszám 22°C-on [/ml]	1500	1500	3100	4300

4.2-8. táblázat Granofilter és a kísérleti tartály összevető mérések (BÁCSVÍZ)

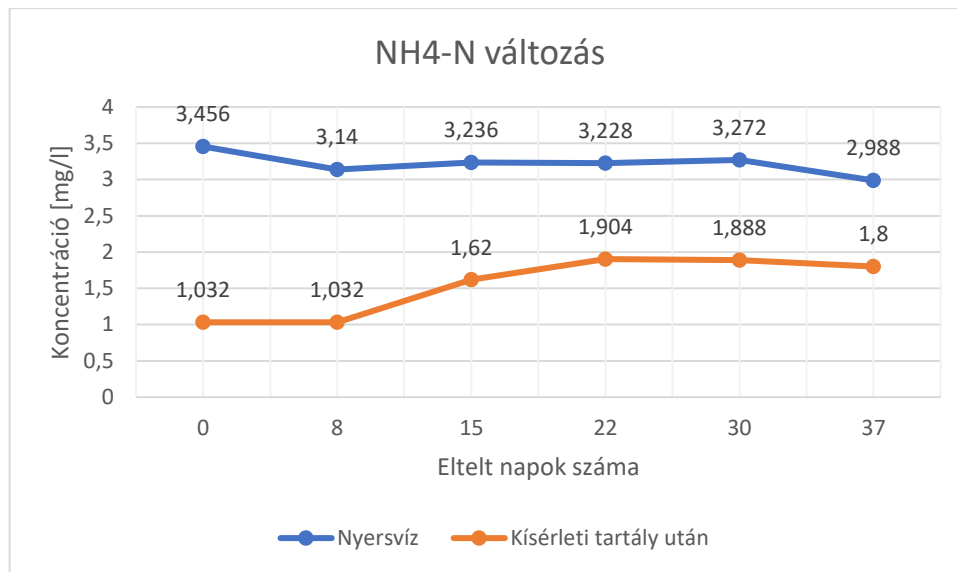
Összehasonlítva, hogy a Granofilter és a kísérleti tartályról elfolyó víz milyen paramétereket mutat, azt tapasztalhatjuk, hogy az azonos napon történt mérésekkor nem történt nitrifikáció egyik berendezésen sem. Mind a nitrit, mind a nitrát koncentrációja mérési határ

alatt alakult, ahogy azt a kísérleti tartály esetében a 4.2-7. táblázatból is kiolvasható. Telepszám esetén is azonos vagy közel azonos értéket mutattak és nem mutatnak durva eltérést a nyersvízi telepszámtól sem. Ammónium-ion esetében látható, hogy másképpen alakultak a koncentrációk. Mivel az üzemelő granofilterek eredeti üzem szerint regenerálják, így általuk mindig lesz ammónium-ion eltávolítás ellenben a kísérleti tartállyal, aminek a töltete kimerült és így ioncserés úton már nem volt képes megkötni az ammóniumot.

Az egyértelműen kimondható, hogy a nitrifikáló baktérium törzsek megtelepítése sikertelen volt a kísérleti tartályban, így a biológiai ammónium eltávolítás autotróf baktériumokkal nem jött létre. Ezt jól mutatja a 4.2-7. ábra. A kísérlet lefolyását 8 hétre ütemeztük, figyelembe véve a BÁCSVÍZ Zrt. kollégáinak korábbi tapasztalatait és a szakirodalmi példákat a nitrifikáció kialakulási idejét tekintve. Ezek szerint a biológiai ammónium eltávolításnak a folyamata a legtöbb esetben 4 hét alatt felépül, esetenként ez kitolódhat 6-8 hétre is. A 4.2-7. ábra mutatja, hogy a kísérlet teljes időtartalma alatt sem a nitrát, sem a nitrit görbéje nem indult növekedésnek, tehát nem történt meg az ammónium-ion oxidációja. A nitrát enyhe pulzálása a nyersvíz alacsony nitrát tartalmából adódik. Jól látható, hogy a kísérlet beindításakor ahogy az ammónium koncentrációja a kísérleti tartályt követően jelentősen csökken 4,44 mg/l-ről 1,33 mg/l-re. A tartály utáni koncentráció azonban a kísérlet előrehaladásával azonban vissza emelkedik 1,33 mg/l-ről 2,44 mg/l szintre. Ez azzal magyarázható, hogy a kísérletet megelőzően az alkalmazott zeolit töltet regenerálva lett, majd klóros fertőtlenítésen és hosszabb idejű kb. 1 órás öblítésen esett át. Ennek köszönhetően a zeolit töltet adszorpciós kapacitása helyreállt, így képes volt nagyobb mennyiségű ammónium eltávolítására. Azonban a regenerálás és fertőtlenítés később nem történt, így az adszorbens töltet idővel telítődött, ennek következtében kevesebb ammóniumot tudott megkötni így a tartály utáni mintákban hétről hétre nőtt az ammónium koncentrációja. A 4.2-8. ábra is jól mutatja, hogy a kísérleti berendezés utáni víz ammónium koncentráció görbéje lassan záródik a kísérleti berendezés előtti vízéhez. A nyersvíz ammónium nitrogén koncentrációja általában 3-3,2 mg/l között alakult ezt a helyszíni Hannah cheker műszer is megerősíti, amely értékek ezen tartományon kívül esnek esetleges mérési hibából adódhatnak. Ezen mérési hibáktól eltekintve jól látható, hogy a nyersvíz minősége viszonylag stabil és vízszintes trendet mutat.



4.2-7. ábra Kísérleti tartályt követően a nitrogén formák változása



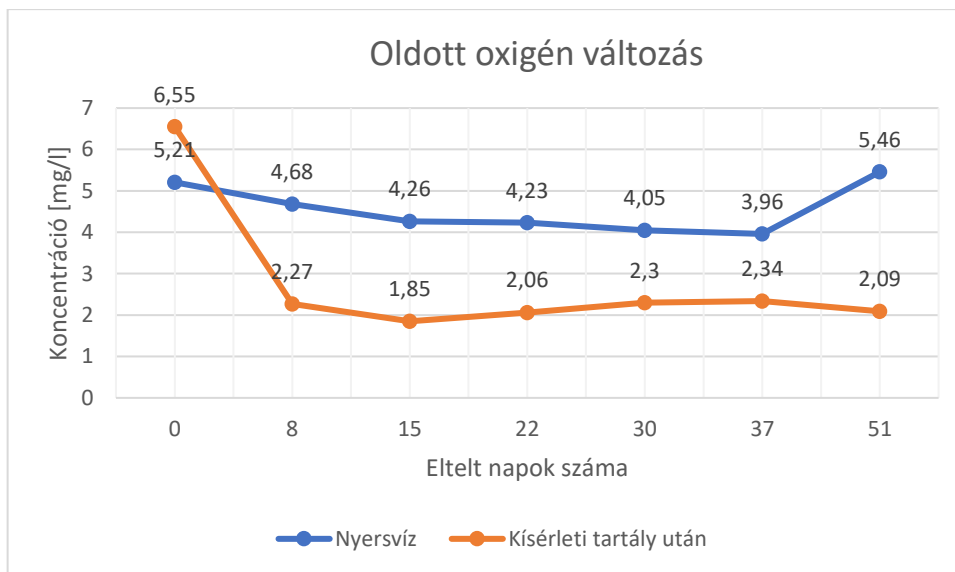
4.2-8. ábra Ammónium-ion változása a nyersvízben és a kísérleti tartály után

Azzal ellentétben, hogy a nitrifikáció folyamata nem indult el az oldott oxigén koncentrációja már a második mérési alkalomra lecsökkent és kb. 2 mg/l koncentráció körül alakult a többi mérési alkalommal is a kísérleti berendezést követően. Az oldott oxigén koncentrációjának változása jó indikátor a vízben lévő biológiai aktivitásra, az ilyen mértékű csökkenés, ami a 4.2-9. ábra értékein is látható biológiai aktivitást mutat. Azonban a 4.2-7. ábra láthatóvá teszi, hogy ugyan kezdetben az ammónium koncentráció lecsökkent 2-3 hét után visszaállt a nyersvíz közeli értékre, miközben sem a nitrit, sem a nitrát koncentráció nem mutatott változást, mindvégig mérés határ alatt vagy annak közelében adódó értékeket mértem (4.2-7. ábra). A BÁCSVÍZ munkatársai is hasonló eredményeket mértek a laboratóriumban. Így az ammónium csökkenés egyértelműen a regenerált zeolit ásványon történt ioncserének tudható be. Viszont a biológiai aktivitás joggal feltételezhető, az oldott oxigén koncentrációjának a csökkenéséből, mivel nitrifikálók nem szaporodtak el így feltételezhető, hogy más baktérium törzsek és egyéb élőlények voltak jelen. A BÁCSVÍZ laboratóriumi eredményei is ezt igazolják: több, már a nyersvíz medencében is megtalálható élőlény a kísérleti tartályt követően is kimutatható volt, például a *Pseudomonas* február 20-ai mintából 190 db/100ml koncentrációval, véglények ugyanezen mintából 20 szám/l koncentrációval.

A heterotrófok aktivitása hátrányba szoríthatja a nitrifikálókét (2.4 fejezet). Ennek okainak feltárása volt a következő feladat, hiszen a nyersvíz minőség és a tartályt megelőző gázmentesítő technológiai egység alapján elméletben biztosítottak voltak a nitrifikáció feltételei. A szakirodalmi adatok alapján a metán jelenléte okozhat ilyen problémákat, ezért ennek vizsgálatát végeztük el.

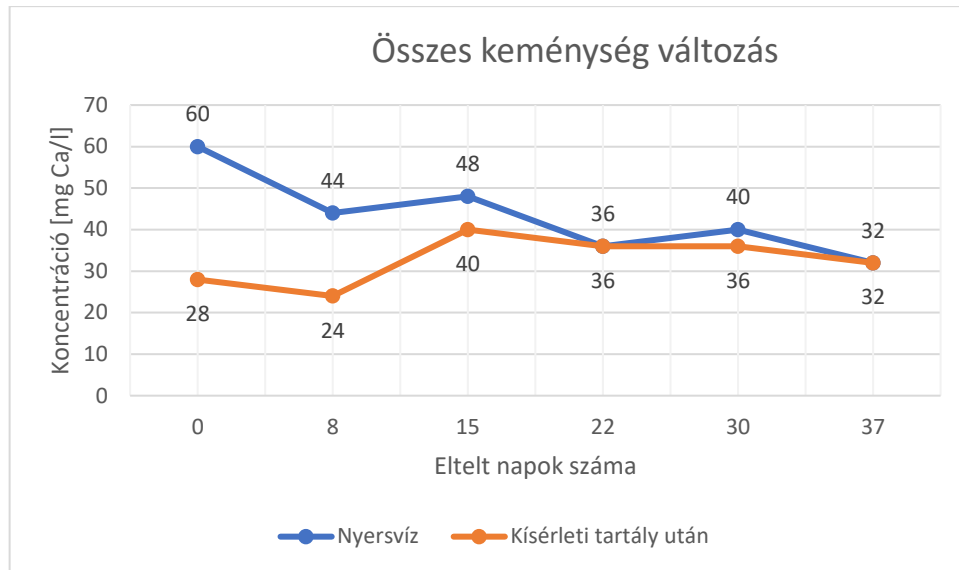
A BÁCSVÍZ Zrt. kollégái által mért metán koncentrációk mutatták, igazolták a feltételezésünket a probléma forrásáról, a telepen működő gáztalanító működése nem megfelelő, és kb. 2-3 NL/m³ metán marad a vízben, ez a mennyiségű gáz még túl magas a nitrifikálók kialakulásához az irodalmi ajánlás szerint. (Laky and Licskó, 2014). A gáztalanító berendezés Venturi-szeleppel történik a légbeszívás a rendszerbe, aminek az intenzitása egy szabályzó szeleppel finom hangolható. A tapasztalt nem kielégítő gáztalanítási hatások miatt az üzemeltető kollégák megkísérelték ezzel a szabályzóval elhárítani ezt, de sajnos a szabályzó

egyedi kialakítása miatt ezt nem tudták meg tenni, így szükséges a berendezés gyárójának a felkeresése. A 20-21 °C hőmérsékletű víz, és szerves anyagtartalom kedvező feltételt teremtett a heterotróf baktérium törzsek elszaporodásához, amelyek a gáztalanítót követő nyersvíz tározó medencében telepedtek meg és alakítottak ki biofilmet a medence falán, párhuzamosan véglények és egyéb férgek is elszaporodtak. Mivel ezek kialakulása már a nyersvíztározó medencében megtörtént, ezen domináns és magasabb rendű fajok kiszorították a nitrifikáló baktériumokat így azok nem, vagy csak limitált egyedszámban lehettek jelen a nyersvíztározóban. Így a vizsgált időszakban nem mutatkozott nitrifikáció jele sem a granofilteren sem a homokszűrőn, ahogy az korábban történt (4.1), tehát a kísérleti tartályban sem alakulhatott ki a kívánt nitrifikációs folyamat.



4.2-9. ábra Oldott oxigén változása a nyersvízben és a kísérleti tartály után

A kísérleti tartályra ékező oldott oxigén koncentrációja a nitrifikációhoz szükséges minimumot folyamatosan meghaladja, a nitrifikációhoz tartozó optimális 3,5 mg/l körüli értéknél is magasabb (2.3.1). Korábban már rámutattam, hogy ez optimális érték feletti oldott oxigén koncentráció hasonló negatív hatással lehetnek az nitrifikáció folyamatára, mintha ezen optimális érték alatt alakulna. Így az oldott oxigén magas koncentrációja is lassíthatja a nitrifikáló baktériumok kialakulását. Ezt a jelen műszaki körülmények között nem tudjuk szabályozni.



4.2-10. ábra Összes keménység változása a nyersvízben és a kísérleti tartály után

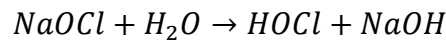
Tudott, és irodalom is igazolja (X. Chen *et al.*, 2019), hogy a zeolit magnézium és kalcium-ionok megkötésére is alkalmas, ennél fogva vízlágyító hatású. A cserkeszőlői vízbázisból nyert ivóvíz olyan lágy, hogy a jogszabályi minimum alatt alakul általában. Ettől függetlenül vizsgáltam az összes keménységet, mellyel szintén figyelemmel lehet kísérni a zeolit töltet kimerülését. Látható, hogy a kísérleti tartály utáni mérések az első két mérés során mutatnak differenciát a nyersvíz keménységéhez képest, azonban a harmadik méréstől már elkezd össze zárni, majd zárul is a két görbe. Ezek a mérések jól korrelálnak az ammónium-nitrogén koncentrációjával, ami szintén a 3. mérési alkalommal mutat jelentős növekedést. Ez bizonyítja, hogy az első két mérési alkalommal a zeolit adszorpciós és ioncserélő hatása volt az, ami csökkentette az ammónium koncentrációt.



4.3 Törésponti klórozás

Tisztán törésponti klórozásnak az üzemeltetéséhez, a jelenlegi üzemváltás úgy történne, hogy a granofilter ioncserélőket megkerülve csak Cl_2 gázt adagolunk a vízhez. A megfelelő mennyiségű klór két lépcsőben eloxidálja az ammónium-iont triklór-aminná, ami aztán nitrogén gázzá bomolva kidiffundál a vízből (2.9)

A tisztán törésponti klórozáshoz szükséges megállapítani a nyersvíz klór igényét, melyet egy törésponti klór görbe előállításával meglehetősen határozni. A telepen a törésponti klórozás hatékony lefolyása érdekében egy kontakt tartály biztosítja a kellő tartózkodási időt. Ez egy szénacél tartály 10 m^3 űrtartammal, ami 30 perc tartózkodási időt biztosít $20 \text{ m}^3/\text{h}$ hozam esetén. A törésponti görbe előállításához is a 30 perces tartózkodási időt alkalmaztunk, azonban a klórnak a telep csőhálózatában is van még ideje reakcióba lépni így ez valóságban néhány perccel több. A törésponti görbe előállítása a tanszéki laboratóriumban történt, ahol a görbe egyes pontjait egy-egy batch kísérlettel állítottuk elő, a klórt pedig nátrium-hypoklorit formában adtuk a vízhez. A nátrium-hypoklorit vagy hypo hasonló módon lép reakcióba, mint a klórgáz.



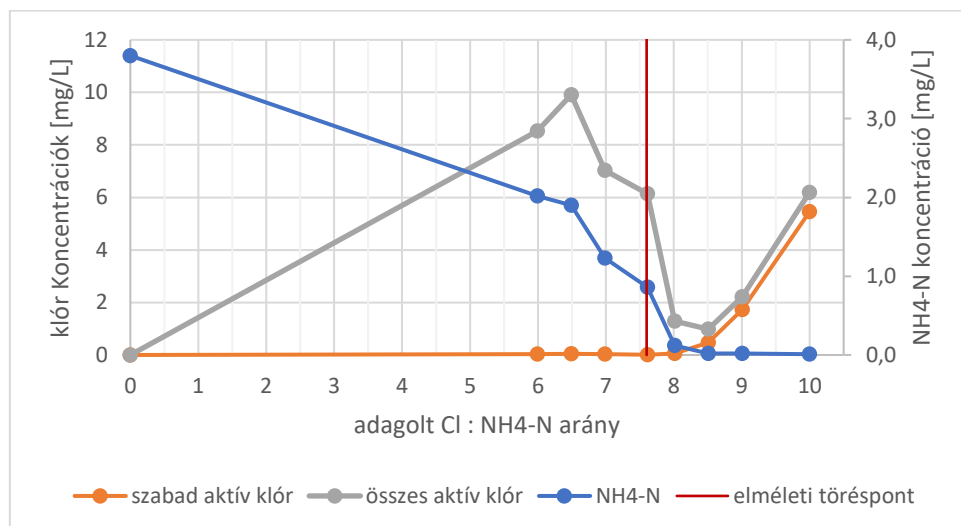
Az ammónium-ionnal a hypoklórossav fog reakcióba lépni, úgy, mint a klór gáz alkalmazásakor, azonban hypo alkalmazásánál melléktermékként nátrium-hidroxid képződik, így a pH értéke lúgos irányba tud elmozdulni. Ez azonban a víz puffer kapacitásának köszönhetően (HCO_3^-) nem következik be. (lásd 2.9 fejezet) Tehát a tanszéki kísérlet megfelelően reprezentálja a telepen lejátszódó klórozási folyamatokat.

A törésponti görbe és töréspont meghatározásához vízmintát vételeztem közvetlenül a gáztalanító után. A laboratóriumban 500 ml vízmintákkal különböző Cl:N arányok alapján meghatározott hypo adagolást követően vizsgáltuk a klórfogyást, a szabad aktív klór és az összes aktív klór mennyiségét mérve, illetve mértük a maradék ammónium-ion koncentrációt. A méréseket a következő szabványok szerint végeztük MSZ ISO 7150-1:1992 (ammónium-ion) és MSZ 448-25:1981 (aktív klór). A töréspont meghatározásához 8 db mérést végeztünk el Cl:N=6 aránytól Cl:N=10 arányig $0,5$ léptékkel, felvéve az elméleti törésponti klór arányt is. A pontokat az elméleti törésponti arány környékére vettük fel, hogy a valós törésponti arányt pontosan megtudjuk határozni. Feltételezzük, hogy az egyéb szennyezők jelenléte miatt az elméleti arányhoz tartozó klórmennyiségnél több lesz szükséges a töréspont eléréséhez.



4.3-1. ábra Törésponti görbe előállítása

A kísérlet megkezdéséhez meg kell állapítani az alkalmazandó hypo töménységét. Ehhez boltban kapható hypo vizes oldatot alkalmaztunk tízszeres hígításban. Az oldat töménységének a kiméréséhez további ezerszeres hígításra volt szükség, hogy a műszer mérési tartományába essen az oldat töménysége. Így a hypo oldatunk koncentrációja 1258 mg/l. Következő lépésben kimértük a nyersvíz ammónium-ion koncentrációját, így az előre meghatározott Cl:N arányokhoz meghatároztuk az adagolandó hypo mennyiséget. Ezt követi, hogy 8 db 600 ml- es főzőpohárba 500-500 ml nyersvizet töltünk. A poharakban az előre meghatározott koncentrációjú hypo oldatokat adagolunk majd az oldatot időnként intenzíven elkeverjük és várunk 30 percet. Az idő elteltével megmérjük az ammónium-ion, összes aktív klór és szabad aktív klór tartalmakat. A mérési eredményeket egy grafikonon ábrázolva megkapjuk a törésponti görbét, és leolvashatjuk a nyersvízhez tartozó törésponti Cl:N arányt.



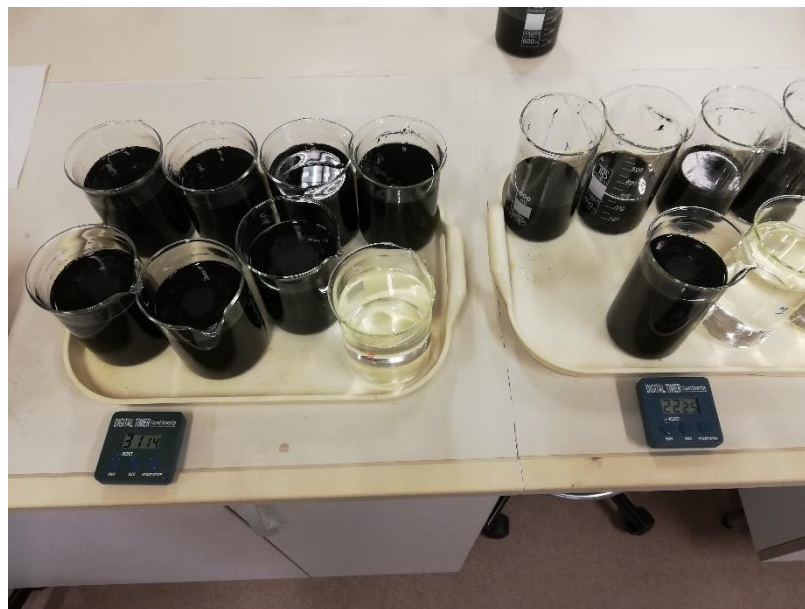
4.3-2. ábra Törésponti klór görbe kísérlet

Ahogy azt korábban is feltételeztük a valós törésponti Cl:N arány eltolódott az elméletitől. Az elméleti 7,6-os aránynál még 0,86 mg/l NH₄-N maradt a vízben, és a töréspont 8,25-ös Cl:N aránynál alakult. A klórfogyást a nyersvízben lévő vas-mangán tartalom is

befolyásolja, mivel ezek az ammónium-ionnál hamarabb lépnek reakcióba a hypoklórsavval. Azonban Cserkeszőlőn vas-mangán koncentráció nem kiemelkedően magas a nyersvízi értékek a jogszabályi határérték alatt alakulnak, azonban a klór fogyasztásban így is kismértékben szerepet játszanak. Továbbá fontos megemlíteni, hogy a klór a szervesanyaggal is reakcióba lép így ebből eredően is tapasztalhatunk klór fogyást. A törésponthoz 28,88 mg szabad aktív klór adagolása szükséges egy liter vízhez. Így a 20 m³/h üzemi hozammal számolható, hogy óránként 577,6 g Cl-t kell adagolni az ammónium-ion eltávolításához. Ez klórgáz formában adagolva (melynek vízben oldásakor csak egy klóratomból lesz HOCl) hozzávetőleg $14 \cdot 2 = 28$ kg Cl₂-t jelent naponta (24 órás üzem esetén).

A BÁCSVÍZ munkatársai végeztek üzemi kísérletet tisztán törésponthoz klórozással, mely során azt tapasztalták, hogy teljes ammónium-ion eltávolításhoz adagolt klórgázzal ekkora mennyiségnél nehezen szabályozható a képződő szabad aktív klór mennyisége, így a THM és AOX képződés megugrik és a túladagolt klór miatt a GAC adszorbensre nagy terhelés jut. Ennek következtében a GAC adszorber gyorsabb kimerülése várható, ami töltetcserét vonz maga után. Így ennek az üzemváltozatnak az alkalmazása gyakoribb GAC töltet cserét és magas klórfogyasztást vonz maga után. vízminőségi szempontból viszont kielégítő amennyiben a GAC adszorbens töltete teljes kimerülés előtt cserélve van, ezzel biztosítva a THM határérték alatti alakulását.

Ugyan a víztisztítótelepen adott a törésponthoz klórozás utáni tartózkodási idő, mi elvégeztünk 2 reakció kinetikai vizsgálatot. A vizsgálathoz 1 db Cl:N arányra végeztük el a törésponthoz mérésből optimálisra adódó arányra (8,25). Ennek a mérésnek a célja, hogy a Cl:N = 8,25 arány esetében megállapíthassuk mekkora tartózkodási időre van szüksége a klórnak, hogy a kívánt koncentráció alá csökkentse az ammónium-ion koncentrációt.

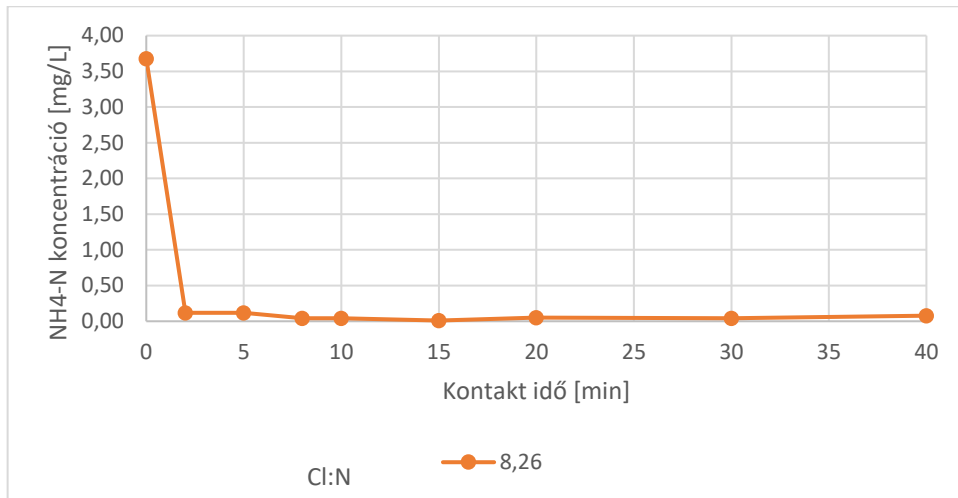


4.3-3. ábra Reakciókinetika előállítása

A reakciókinetikai görbe előállítása hasonlóan történik, mint a törésponthoz görbéé, annyi különbséggel, hogy itt a különböző főzőpoharakban nem a hozzáadott klór mennyiségét változtatjuk, hanem annak a reakció idejét szabályozzuk. Ehhez az előre meghatározott reakcióidők leteltekor por alakú aktív szén keverünk a mintához, így azzal megkötjük a szabad aktív klórt. A görbe előállításához az ammónium-nitrogén mennyiségeket kell mérni,



ehhez a mintát előbb egy 0,45 μm pórusméretű membránon átszűrjük, hogy eltávolítsuk a szenet. Az átszűrt mintából fotometrikus módszerrel meghatározzuk az ammónium-nitrogén mennyiségeket. A kapott értékek grafikonon ábrázolva kirajzolják a reakció kinetikai görbét.



4.3-4. ábra Reakciókinetikai görbék

Mivel a reakciókinetikai görbe mérése a törésponti klór görbéjének előállítását követő napon történt, ezért az alkalmazott hypo oldatot és a nyersvíz $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmát újra kimértük és az friss értékekkel korrigáltuk az adagolt hypo mennyiségeket. Erre azért volt szükség, mert a minta tárolása nem őrzi meg az eredeti paramétereit és változhatnak a vízminőségi jellemzők, illetve a hypoban a szabad aktív klór mennyisége is változhat. Az aznapi hypo oldat koncentrációja 1162 mg/l-re adódott és 3,68 mg/l ammónium-iont mértem. A reakciókinetikai görbe minimális hullámzást mutat, de az értékek olyan kicsire adódtak, hogy azok 0-nak értelmezhetők. Az ábráról jól látható, hogy az ammónium ion, már 2 perc után a kívánt határérték alá csökkent és 5, illetve 8 perces reakció idővel már szinte 0 mg/l koncentrációt mértünk ki. Ennek értelmében a telepen alkalmazott kontakt tartály szükségtelen, nem szükséges 30 perc reakció idő biztosítása, a rendelkezésre álló csőhálózat elegendő kontakt időt biztosíthat a törésponti klórozást lefolyására. Esetleg a biztonság javára a kontakt tartály kiváltható egy csőkígyóval, ami kevesebb tartózkodási időt biztosít a tartálynál.

5 Következtetések

A telephely vizsgálatából és az elvégzett kísérletekből levonhatunk több következtetést. Elsősorban, hogy magas szennyezettségű nyersvíz komplex tisztítási technológiát igényel, és az erős terheltség sok üzemeltetési és gyakori karbantartási feladattal látja el a telep üzemeltetőjét. A 4.1 fejezetben bemutatott jelenleg alkalmazott üzemeltetési változat komoly nehézségekkel küzd, amiknek forrásai a tervezésből adódó műszaki hiányosságok, és az adottságokból következő szuboptimális üzemeltetés. Ez alatt a gáztalanító, nem megfelelő beállítása, a nyersvíz medence korszerűtlensége, az aktív szén adszorbens kimerültsége értendő. Telephely tervezésnél fontos, hogy mindig olyan műtárgyak és berendezések legyenek beépítve, amelyeket az üzemeltető tud szabályozni és karbantartani, ezzel elkerülhető lenne a gáztalanító jelenleg ismert problémája, hogy gyártói közbeavatkozás szükséges annak beállításához.

A jelenlegi üzemeltetési rend tapasztalataiból (4.1) leszűrhető, hogy jó jelek mutatkoztak korábban arra, hogy a telepen biológiai ammónium eltávolítás működhet és képesek lesznek a nitrifikáló baktériumok elszaporodni a homokszűrőn, vagy akár a zeolit ágyazaton is. A biológiai ammónium eltávolítási kísérletnek az eredményeivel és telep műtárgyainak mikrobiológiai paramétereinek a vizsgálatával látható, hogy ez közel sem olyan triviális. A telepen a granofilterek előtt már rögtön két komplikáció vehető észre, az egyik a gáztalanító elégtelen működése, a másik a korszerűtlen nyersvíztároló medence, ahol szinte állandó jelleggel biológiai aktivitás figyelhető meg. Hiába alakulnak ki valamilyen mértékben *nitrosomonas* és *nitrobacter* törzsek azok stabilitása és hatékonysága merőben ingadozni fog köszönhetően a magas metánnak és dominánsabb baktériumoknak.

Biológiai ammónium eltávolítás esetén a bioaktivált szűrőt általánosan UV csírátlanító és biztonsági szűrő követ, a baktériumok továbbjutásának gátlására. Ez a megoldás feltételezhető, hogy ilyen mértékű biológiai aktivitásnál, ami Cserkeszőlőn tapasztalható nem lenne elegendő, hiszen eredendően a nyersvíz medencében elszaporodott mikrobiológia megjelent a granofilter és a homokszűrő után is. A hálózaton mégsem jelentkezett probléma, hiszen a törésponti klórozásnál a klór fertőtlenítette a vizet.

A biológiai ammónium eltávolítási kísérlet sikertelensége és a BÁCSVÍZ Zrt. mérései rávilágítottak arra, hogy a metán gáz jelenléte és az egyéb baktériumok és élőlények jelenléte miatt a nitrifikáció kialakítása és fenntartása kockázatokat rejt magában. Ugyan az irodalmi feltételezésekkel szembe mennek a telepen időnként lejátszódó folyamatok, mert ilyen mértékű heterotróf biológiai aktivitás mellett is képesek voltak időnként nitrifikáló baktériumok elszaporodni, feltételezhetően ez a rendkívül magas ammónium-ion koncentráció és a műtárgyak időszakos fertőtlenítésének következménye.

A tapasztalatok alapján kimondható, hogy a telepen nitrifikáció kialakulása lehetséges, még ilyen magas biológiai aktivitás és az ajánlottnál magasabb metán koncentráció felett is. Általánosan kimondható, hogy a nitrifikálók mellett megjelenő ilyen mértékű biológiai aktivitás komoly kockázatot rejt magában ahhoz, hogy ivóvíz tisztításban alkalmazható legyen.

E telep esetében a biológiai tisztítás hatékony fenntartása technológiai átalakítások nélkül nem biztosítható. Tehát a jelen nyersvízi és technológiai adottságok mellett a víztisztítótelep némileg kisebb feladatokkal üzemeltethető lenne, de a változatos és magas mikrobiológiai jelenlét miatt kockázatos lenne átállni teljesen biológiai ammónium eltávolításra.



Törésponti kísérlet elvégzésével megállapítható volt, hogy magas ammónium-ion koncentráció esetén is tökéletesen eltávolítható annak teljes mennyisége, az elméletitől nem sokkal magasabb klórdózis alkalmazásával. A jelenleg alkalmazott vegyes technológiához képest nagy előnye lehetne a tisztán törésponti technológiára történő átállásnak az állandósítható (automatizálható) klóradagolás, az élőmunkaigény jelentős csökkenése. Ennek az üzemeltetési megoldásnak a hátránya a nagyobb mennyiségű vegyszer használat és a jelenlegi műszerezettséggel nehezen koordinálható szabad aktív klór tartalom. Az ez miatt keletkező klórozási melléktermékek magas koncentrációban jelentkeznek, ami a túladagolt klórral együtt sűrű aktív szén adszorber töltet cserét vonz maga után. A reakciókinetikai kísérlet rámutatott, hogy nagy mennyiségű ammónium-ion esetén sem feltétlen indokolt a hosszú tartózkodási idő amennyiben a megfelelő elkeveredés biztosított. A jelenlegi vegyszerfelhasználás pontos ismeretének hiányában a költségek változása nem számítható ki. További változások melyekkel számolni kell egy esetleges váltás esetén: potenciálisan megnövekedő THM, AOX koncentrációk (főleg, ha a granofilter kiiktatásra kerül). A granofiltereknél a regenerálás elhagyása esetén időszakos öblítésekre lenne szükség, kiiktatásuk esetén számítani lehet a homokszűrőn megjelenő nagyobb pehelyterhelésre, ami sűrűbb öblítést tehet szükségessé.

A három technológiai változatot összevetve kimondható, hogy az olyan nyersvizek tisztítása, amelyek nagy biológiai aktivitásra hajlamosak, a biológiai ammónium eltávolítás alkalmazása, csak akkor nem kockázatos, ha a metáneltávolítás hatékonysága kiváló, és a patogének, magasabb rendű élőlények elleni intézkedések biztosíthatóak. Ezek hiányában a technológia, ha el is indítható, fenntarthatósági kérdéseket vonz maga után. Zeolitok alkalmazása ugyan hazánkban kevésbé terjedt el, de alacsony ammónium-ion koncentrációjú vizek tisztítására megfelelően alkalmazható a szükséges kontakt idő biztosításával, de a regenerálás miatt nagyobb humán erőforrást és vegyszer használatot vonz maga után. A jelen telephez hasonlóan magas ammónium-ion koncentrációjú vizek tisztításához nem javasolt, a gyors kimerülés és az abból következő sűrű regenerálás miatt. A magas biológiai aktivitású és nagy ammónium-ion koncentrációjú vizek tisztítására a jól szabályozható törésponti klórozás lehet a jó megoldás, ugyan az ez után alkalmazott aktív szén adszorbens kimerülési ideje kicsire adódna, de a bakteriális és biológiai szempontból gondtalan lenne telep üzemeltetése. Az aktív szén kímélése érdekében a GAC előtt pontos maradék szabad aktív klór online mérése szükséges, rendszeresen kalibrált műszerrel, mely biztosítja, hogy a klór túladagolása minimális legyen.

6 Összefoglalás

Munkám során az ivóvíztisztításban alkalmazott három gyakori ammónium-ion eltávolítási technológiát vizsgáltam az elméleti kutatási eredmények, valamint a gyakorlati, üzemeltetési szempontok alapján. Az üzemeltetési kérdéseket a Cserkeszőlői ivóvíztisztítótelepen vizsgáltam a jelenleg működő ammónium eltávolítási technológiák kapcsán, illetve kísérletet végeztünk a BÁCSVÍZ Zrt. munkatársaival közösen két másik tisztítási változatra. A telepen jelenleg kétlépcsős eltávolítás, zeolit ásványon történő ioncsere és törésponti klórozás üzemel. Ez jelenleg szolgáltatási szempontból kielégítő, üzemeltetési szempontból komplikált megoldás, így az üzemeltetővel közösen félüzemi kísérletet hajtottunk végre, amivel a telepen történő biológiai ammónium eltávolítást vizsgáltuk. Második alternatívaként a BÁCSVÍZ üzemi körülmények között, én laboratóriumi körülmények között vizsgáltam az egylépcsős törésponti klórozás alkalmazásának a lehetőségét.

Dolgozatom elején összefoglaltam az ammónium-ion eltávolításnak egyes lehetőségeit, nagy hangsúlyt fektetve a nitrifikációs folyamattal történő eltávolítás részleteire. A vizsgálataimat a hazai szabályozásoknak megfelelően végeztem, így a 201/2001. (X.25.) Korm. rendelet és a 12/1997. (VIII. 29.) KHVM rendelet lett figyelembe véve. A teljes körű üzemrendi vizsgálathoz, a regionális ellátóhálózatot, magát a víztisztítótelepet, és a termelt nyersvizet is bemutatam. Ezek után az említett három üzemeltetési rendet az elvégzett kísérletekkel ismerttettem.

A telep jelenlegi állapotának és ammónium eltávolítás hatékonyságának a vizsgálatához bejártam a telepet, illetve a BÁCSVÍZ Zrt. mérési adatait és egyéb dokumentumait vizsgáltam. Ezek és az üzemeltetői elmondások alapján néhány műszaki problémát véltem felfedezni, illetve mikrobiológiai aktivitást több technológiai egységben. Biológiai kísérlethez egy kisméretű tartályban párhuzamosan csatlakoztatva a jelenlegi granofilterrel szimuláltuk azokat a körülményeket, amik a granofilteren alakulnának ki, amennyiben annak a regenerálásával felhagynánk. Ezt jól sikerült kivitelezni, hidraulikai és vízminőségi szempontból közel azonos körülmények alakultak ki a két egységen. Azonban a feltételezett és várt nitrifikáció nem indult be a kísérleti egységben, így a kísérletet leállítottuk. A kísérlet folyamán heti rendszerességgel helyszíni és laboratóriumi méréseket végeztem, a tartályban lejátszódó folyamatok monitorozására, ami kiegészült a BÁCSVÍZ laboros munkatársainak a méréseivel. A kísérletet leállítása után megvizsgáltam a mérési eredményeinket, azokat összevettem a korábbi technológia közti mérési adatokkal. Következtetésként elmondható, hogy egyéb beavatkozások nélkül a vízben maradó metán koncentráció miatt, és az egyéb intenzív biológiai aktivitás miatt az esetlegesen ki is alakuló nitrifikáció fenntartása kérdéses, annak alkalmazása kockázatos.

Alternatívaként a granofilteres adszorpciót kihagyva tisztán törésponti klórozás lehetőségét vizsgáltuk. Az üzemi kísérletek tapasztalatai, hogy az ammónium-ion koncentrációja a jogszabályi határérték alá csökkenthető így. Hátránya ennek az üzemváltozatnak, hogy a magas ammónium koncentráció miatt nagy mennyiségű klórt kellene adagolni, amit az üzemeltető már jelenleg sem tud pontosan szabályozni, ennek következményeként a klórozási melléktermékek koncentrációja megnőne. Ez a növekmény olyan mértékű terhelést jelent a GAC számára, amit a jelenlegi kimerült töltet nem képes eltávolítani. Laboratóriumi kísérletemből is látszik, hogy tökéletesen eltávolítható a 4-5 mg/l ammónium-ion is törésponti klórozással még úgy is, hogy ezen nyersvízi paraméterekkel a törésponti Cl:N arány eltolódott és 8,25-re adódott. Reakció kinetikai vizsgálattal arra a megállapításra jutottam, hogy a telepen található kontakt tartály nem indokolt, elegendő lehetne egy csőígyó alkalmazása.



Elmondhatom, hogy a három vizsgált tisztítási technológiát sikerült alaposan bemutassam a Cserkeszőlői víztisztítótelep példáján. Az ivóvíztisztításban alkalmazott zeolitokra vonatkozóan sikerült megállapítani, hogy csakugyan alkalmasak lehetnek biológiai ammónium eltávolításhoz alkalmazott szűrő közegként. Zeolitok, mint ioncserés adszorberek jól alkalmazhatóak, viszont hatékonyan csak kisebb koncentrációjú ammónium-ion jelenlétében. Ez felveti annak a lehetőségét, hogy különböző ammónium-ion koncentrációk esetében megvizsgálni a zeolitok hatásfokát így megállapítva egy ammónium-ion értéket, ameddig alkalmazhatóak. A biológiai tisztításnál megállapítottuk, hogy bár az aktív mikrobiológia (patogének, véglények, heterotrófok...stb.) limitálhatják a nitrifikáló baktériumok számát, azok képesek átvenni a dominanciát, ha kellően nagy mennyiségű ammónium-ion áll rendelkezésükre. Elmondható, hogy törésponti klórozással a magas ammónium-ion és szerves anyag tartalmú vizek is tisztíthatók, de ez, a jelenleg általános hazai gyakorlat mellett, a pontatlan adagolás következtében az aktív szén adszorberek gyors kimerülését jelentheti, ezért ennek érdekében további kutatásokat kellene vizsgálni, hogy pontosan milyen mértékben csökkentik az GAC töltetek élettartalmát, és mi a jó gyakorlat ennek megelőzésére. Munkámban tett megállapítások és információk hasznosak lehetnek azon tervezők és üzemeltetők számára, akik mélységi vízbázis tisztításával foglalkoznak és ammónium-ion eltávolításra keresnek optimális technológiai változatot.

Végző megállapításként kimondható, hogy törésponti klórozás üzemváltozat az, amely a legkisebb kockázat mellett a legkevesebb üzemeltetési feladatokkal járna. Ennek cserkeszőlői alkalmazásához azonban jelenleg az aktív szén adszorbensen töltetcsere szükséges és egyéb beavatkozás nélkül az eddiginél sűrűbb töltetcsere kell számítani a jövőben is.



7 Irodalom jegyzék

201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet az ivóvíz minőségi követelményeiről és az ellenőrzés rendjéről (2001). Available at: http://njt.hu/cgi_bin/njt_doc.cgi?docid=58066.378095.

Abu Hasan, H., Muhammad, M. H. and Ismail, N. I. (2020) 'A review of biological drinking water treatment technologies for contaminants removal from polluted water resources', *Journal of Water Process Engineering*. Elsevier, 33(October 2019), p. 101035. doi: 10.1016/j.jwpe.2019.101035.

Antoniou, P. *et al.* (1990) 'Effect of temperature and ph on the effective maximum specific growth rate of nitrifying bacteria', *Water Research*, 24(1), pp. 97–101. doi: 10.1016/0043-1354(90)90070-M.

Cai, Y. *et al.* (2015) 'Effective start-up biofiltration method for Fe, Mn, and ammonia removal and bacterial community analysis', *Bioresource Technology*, 176, pp. 149–155. doi: 10.1016/j.biortech.2014.11.025.

Chen, X. *et al.* (2019) 'Salt inhibition on partial nitrification performance of ammonium-rich saline wastewater in the zeolite biological aerated filter', *Bioresource Technology*. Elsevier, 280(January), pp. 287–294. doi: 10.1016/j.biortech.2019.02.048.

Chen, Z. *et al.* (2019) 'Pilot study of nitrogen removal from landfill leachate by stable nitrification-denitrification based on zeolite biological aerated filter', *Waste Management*. Elsevier Ltd, 100, pp. 161–170. doi: 10.1016/j.wasman.2019.09.020.

Claros, J. *et al.* (2010) 'Short-term effect of ammonia concentration and salinity on activity of ammonia oxidizing bacteria', *Water Science and Technology*, 61(12), pp. 3008–3016. doi: 10.2166/wst.2010.217.

Deak, J. *et al.* (1993) 'Origin of groundwater and dissolved ammonium in SE Hungary: evaluation by environmental isotopes', *Tracers in hydrology. Proc. international symposium, Yokohama, 1993*, (215), pp. 117–124.

European Union (1998) '98/83/EK IRÁNYELV az emberi fogyasztásra szánt víz minőségéről'.

Feng, S. *et al.* (2012) 'Ammonium removal pathways and microbial community in GAC-sand dual media filter in drinking water treatment', *Journal of Environmental Sciences (China)*. The Research Centre for Eco-Environmental Sciences, Chinese Academy of Sciences, 24(9), pp. 1587–1593. doi: 10.1016/S1001-0742(11)60965-0.

Figueroa, L. A. and Silverstein, J. (1992) 'The effect of particulate organic matter on biofilm nitrification', *Water Environment Research*, 64(5), pp. 728–733. doi: 10.2175/wer.64.5.10.

Fitzgerald, C. M. *et al.* (2015) 'Ammonia-oxidizing microbial communities in reactors with efficient nitrification at low-dissolved oxygen', *Water Research*. Elsevier Ltd, 70, pp. 38–51. doi: 10.1016/j.watres.2014.11.041.

Guo, X. *et al.* (2008) 'Influence of dissolved oxygen concentration and aeration time on nitrite accumulation in partial nitrification process', *International Journal of Environmental Science and Technology*, 5(4), pp. 527–534. doi: 10.1007/BF03326050.

Hanson, R. S. and Hanson, T. E. (1996) 'Methanotrophic bacteria', *Microbiological Reviews*, 60(2), pp. 439–471. doi: 10.1128/mmbr.60.2.439-471.1996.

Hódi, M., Polyák, K. and Hlavay, J. (1995) 'Removal of pollutants from drinking water by



combined ion exchange and adsorption methods', *Environment International*, 21(3), pp. 325–331. doi: 10.1016/0160-4120(95)00019-H.

Lájer, K. (2012) 'Ammonium removal by nitrification in drinking water treatment', *J. AM. water works Assoc.*, 10(January 2012), pp. 47–53.

Laky, D. and Licskó, I. (2014) *Ivóvíztisztítás*. Budapest.

Lee, C. O. *et al.* (2014) 'Effects of dynamic operating conditions on nitrification in biological rapid sand filters for drinking water treatment', *Water Research*. Elsevier Ltd, 64(m), pp. 226–236. doi: 10.1016/j.watres.2014.07.001.

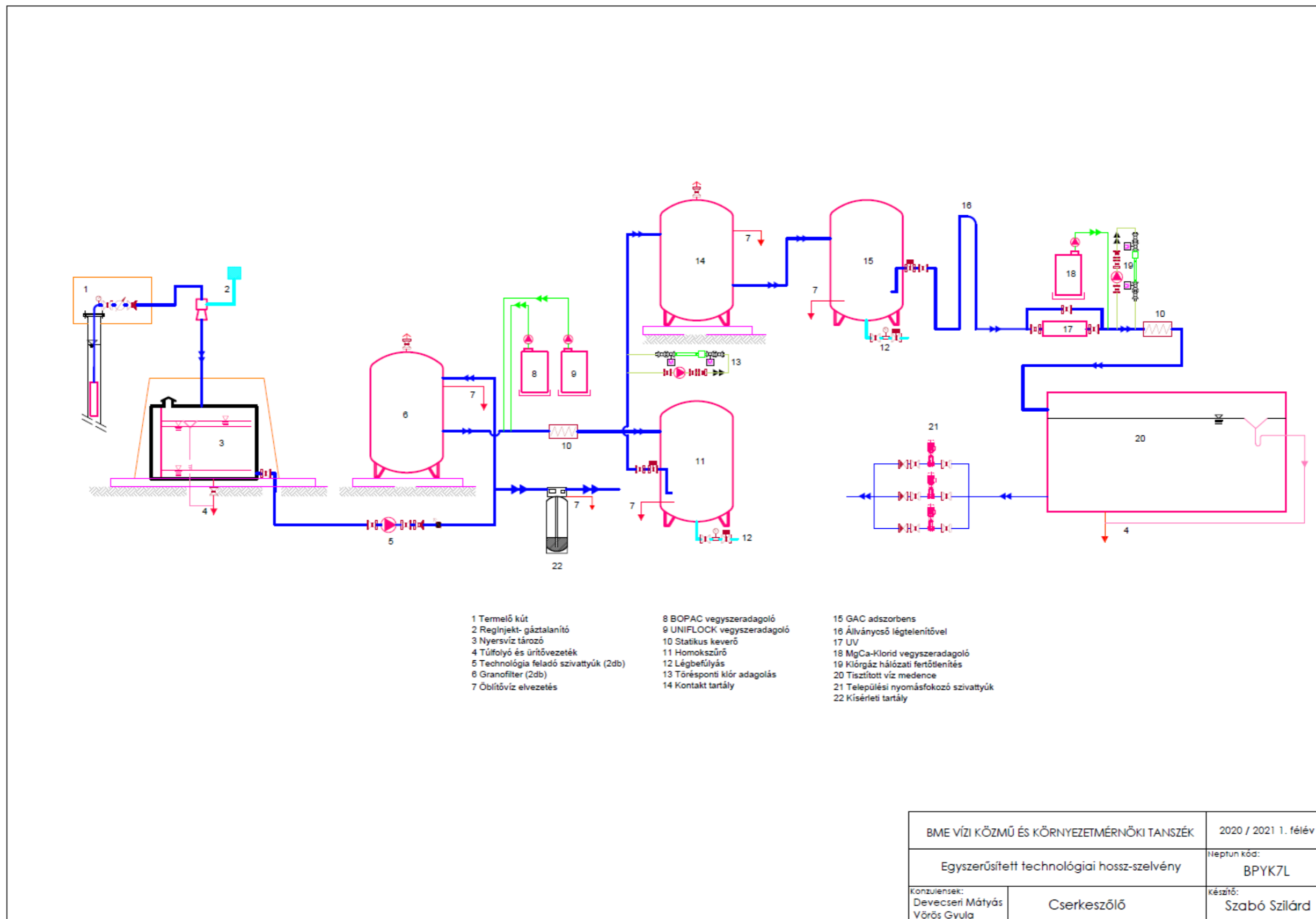
Öllős, G. (1998) *Víztisztítás-üzemeltetés*. Eger: Egri Nyomda Kft.

World Health Organization (2017) *Guidelines for drinking-water quality: fourth edition incorporating the first addendum*. Geneva.

Yapsakli, K., Mertoglu, B. and Çeçen, F. (2010) 'Identification of nitrifiers and nitrification performance in drinking water biological activated carbon (BAC) filtration', *Process Biochemistry*. Elsevier Ltd, 45(9), pp. 1543–1549. doi: 10.1016/j.procbio.2010.06.004.

Zhang, Y. and Edwards, M. (2010) 'Nutrients and metals effects on nitrification in drinking water systems', *Journal / American Water Works Association*, 102(7), pp. 56–66. doi: 10.1002/j.1551-8833.2010.tb10149.x.

8 Mellékletek



1. melléklet Egyszerűsített technológiai hossz-szelvény