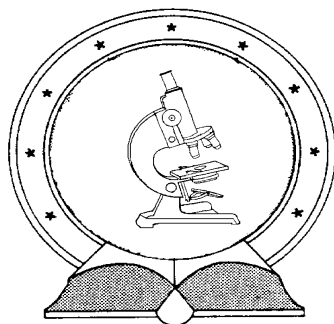


**DE TTK**



**1949**

**Hagyományos aktíviszapos szennyvíztisztító telepek  
fejlesztéseinek potenciális hatékonysága**

Doktori (PhD) értekezés

**Veres Zoltán Tibor**

Témavezető: Dr. habil Lakatos Gyula

Debreceni Egyetem  
Természettudományi Doktori Tanács  
Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola  
Debrecen, 2015



Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi Doktori Tanács a **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Környezetanalitikai és Alkalmazott Ökológiai** programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából.

Debrecen, 201. ....

Veres Zoltán Tibor  
doktorjelölt

Tanúsítom, hogy **Veres Zoltán Tibor** doktorjelölt 2010-2013 között a fent megnevezett Doktori Iskola **Környezetanalitikai és Alkalmazott Ökológiai** programjának keretében irányításommal végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 201. ....

Dr. habil Lakatos Gyula  
témavezető



**A doktori értekezés betétlapja**

**Hagyományos aktíviszapos szennyvíztisztító telepek fejlesztéseinek potenciális hatékonysága**

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében a Környezettudomány tudományágában

Írta: **Veres Zoltán Tibor** okleveles Környezetkutató-ökológus

Készült a Debreceni Egyetem **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolája** (Környezetanalitikai és Alkalmazott Ökológiai programja) keretében

Témavezető:

Dr. Lakatos Gyula .....

A doktori szigorlati bizottság:

elnök: Dr. Mészáros Ilona .....

tagok: Dr. Boda Pál .....

Kaszáné Dr. Kiss Magdolna .....

A doktori szigorlat időpontja: 2015.szeptember 25.

Az értekezés bírálói:

.....

.....

A bírálóbizottság:

elnök: .....

tagok: .....

.....

.....

.....

Az értekezés védésnek időpontja: 201.....



## Tartalom

<b>1</b>	<b>BEVEZETÉS</b> .....	<b>9</b>
1.1	<i>A szennyvíz meghatározása</i> .....	10
1.1.1	Kommunális szennyvíz .....	10
1.1.2	Ipari szennyvíz .....	10
1.1.3	A szennyvíz összetétele.....	11
1.2	<i>Települési szennyvíztisztítás</i> .....	12
1.2.1	Elsőfokú tisztítás .....	12
1.2.2	Másodfokú tisztítás .....	12
1.2.3	Harmadfokú tisztítás.....	13
1.3	<i>Kommunális szennyvizek biológiai tisztítási technológiái</i> .....	14
1.3.1	Csepegtetőtestek.....	14
1.3.2	Eleveniszapos szennyvíztisztítás.....	14
1.3.3	Oxidációs-árkos tisztítás.....	14
1.3.4	Tavas szennyvíztisztítás .....	15
1.3.5	Élőgépes szennyvíztisztítás .....	15
<b>2</b>	<b>SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEPEK KIALAKÍTÁSA</b> .....	<b>15</b>
2.1	<i>A meglévő szennyvíztisztító telepek túlterhelése</i> .....	15
2.2	<i>Fejlesztések lehetséges iránya</i> .....	16
2.3	<i>Központosított szennyvíztelepek (centralizáció)</i> .....	18
2.3.1	A központosított szennyvíztelepek feladatkörei.....	18
2.3.2	Régi szennyvíztisztító telepek rekonstrukciója .....	19
2.4	<i>Lokális szennyvíztelepek (decentralizáció)</i> .....	20
2.4.1	A lokális szennyvíztelepek feladatkörei.....	20
2.4.2	Új szennyvíztisztító telepek kialakítása.....	21
2.5	<i>Szennyvíztisztító telepek beüzemelése</i> .....	22
2.5.1	Próbaüzemek menete.....	22
2.5.2	Kontroll paraméterek meghatározása .....	23
<b>3</b>	<b>MEGLÉVŐ SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP TÚLTERHELÉSE: HAJDÚHADHÁZ-TÉGLÁS KÖZÖS SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP ESŐVÍZ OKOZTA TÖBBLET TERHELÉS KÖVETKEZMÉNYEI</b> .....	<b>24</b>
3.1	<i>Bemutató</i> .....	24
3.2	<i>Célkitűzés</i> .....	24
3.3	<i>Technológiai leírás</i> .....	25
3.4	<i>Eredmények</i> .....	28
3.4.1	A szennyvíztelep vízforgalma .....	28
3.4.2	Vizsgált paraméterek.....	30
3.5	<i>Konklúzió</i> .....	35

<b>4</b>	<b>FEJLESZTÉSEK LEHETSÉGES IRÁNYA: SZABOLCS-SZATMÁR-BEREG MEGYEI KIS SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEPEK POTENCIÁLIS FEJLESZTÉSEI</b> .....	<b>36</b>
4.1	<i>Bemutató</i> .....	36
4.2	<i>Célkitűzés</i> .....	36
4.3	<i>Eredmények</i> .....	38
4.3.1	Az érkező szennyvíz átlagos minősége .....	38
4.3.2	Eltávolítási hatékonyságok, az eltérések lehetséges okai .....	39
4.3.3	Az alkalmazott technológiák kapacitásbeli különbségei .....	44
4.4	<i>Konklúzió</i> .....	46
<b>5</b>	<b>RÉGI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP REKONSTRUKCIÓJA: DEBRECENI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP BŐVÍTÉSE</b> .....	<b>47</b>
5.1	<i>Bemutató</i> .....	47
5.2	<i>Célkitűzés</i> .....	48
5.3	<i>Technológiai leírás</i> .....	49
5.4	<i>Eredmények</i> .....	51
5.4.1	Helyszínen mért paraméterek .....	51
5.4.2	Szennyezőanyag eltávolítási hatékonysága .....	54
5.4.3	Általános hatékonyság, és annak időbeli felfutása .....	58
5.5	<i>Konklúzió</i> .....	59
<b>6</b>	<b>ÚJ SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP KIALAKÍTÁSA: NYÍREGYHÁZA II. SZÁMÚ SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP BEÜZEMELÉSE AZ IDEÁLIS KONTROLL PARAMÉTEREK SEGÍTSÉGÉVEL</b> .....	<b>61</b>
6.1	<i>Bemutató</i> .....	61
6.2	<i>Célkitűzés</i> .....	62
6.3	<i>Technológiai leírás</i> .....	63
6.4	<i>Eredmények</i> .....	66
6.4.1	Biológiai tápanyaglebontás .....	66
6.4.2	Kiemelt paraméterek .....	68
6.4.3	Tisztítási hatásfok.....	70
6.5	<i>Konklúzió</i> .....	71
<b>7</b>	<b>ÖSSZEFOGLALÁS</b> .....	<b>72</b>
<b>8</b>	<b>KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS</b> .....	<b>76</b>
<b>9</b>	<b>IRODALOMJEGYZÉK</b> .....	<b>77</b>
<b>10</b>	<b>FÜGGELÉK</b> .....	<b>85</b>

## 1 Bevezetés

Hazánk környezetvédelmében napjaink legégetőbb teendői közé tartozik a tisztított szennyvizek hányadának jelentős növelése. A szennyvíztisztítás mindmáig világszerte legelterjedtebben alkalmazott eljárása az a technológia, ahol a szennyezőanyagok biológiai eltávolítását egy szuszpenzióban lévő heterogén mikroflóra, az úgy nevezett eleveniszap biomassza végzi. Az eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia Magyarországon is széles körben alkalmazott mind kommunális, mind ipari szennyvizek kezelésére.

Az élővizek ökoszisztémáját a kommunális szennyvizek elsősorban a nitrogén és foszfor veszélyezteti, mivel ezek a tápelemek az eutrofizálódás fő előidézői. Az eleveniszapos szennyvíztisztítás során ennek megfelelően a nitrogén és a foszfor koncentráció csökkentése kulcsfontosságú. Az elmúlt évtizedek során a biotechnológiai ismeretek bővülésével a biológiai nitrogén és foszfor eltávolítás technológiája is sokat fejlődött. Az érzékeny befogadók védelmére bevezetett szigorú határértékek betartása, a befogadóba távozó tisztított szennyvíz szennyezőanyag tartalmának csökkentése érdekében az eleveniszapos szennyvíztisztítás további kémia, vagy biológiai kezeléssel való kiegészítése vált szükségessé.

A vízszennyezés emberi hatás következménye, így a szennyezés megelőzése, ill. mértékének szabályozása is az emberek kezében van. Vízszennyezésnek nevezünk minden olyan külső hatást, mely a vizek minőségét úgy változtatja meg, hogy a víz alkalmassága a benne zajló természetes folyamatok biztosítására és az emberi használatra csökken vagy megszűnik (Barton et al., 1999). Ha szerves anyag tartalmú szennyvizet folyóba vezetünk, akkor a szerves anyag lebomlása miatt a folyóvíz oldott oxigéntartalma lecsökken. A csökkent oxigénviszonyok miatt csak azok a szervezetek maradnak meg, melyek képesek az oxigént a felszínről felvenni, vagy eltűrik az alacsony oxigéntartalmat is. Az érzékenyebb halak elmenekülnek, csak a kevésbé igényes, toleráns halak képesek a szennyvízbevezetés alatt élni. Amikor a baktériumok a bevezetett szerves szennyező anyagot lebontják, az ásványi, növényi tápanyagok biztosítják az algák elszaporodását, növekszik a fotoszintetikus úton termelt oxigéntartalom és elkezdődik az eredeti, szennyvízbevezetés előtti természetes állapot visszarendeződése.

A szennyvíztisztítás feladata, a szennyező anyagok olyan mértékű eltávolítása, hogy a vízben maradó anyagot a befogadó élővilága képes legyen lebontani és a vízhasználat lehetősége se csökkenjen. A szennyvíz tisztítási módja nagymértékben függ a szennyvíz jellegétől. Legegyszerűbb a helyzet, ha a szennyvízből csak a lebegő szennyező anyagokat kell eltávolítani, mert ilyenkor ülepítésen, esetleg szűrésen kívül más tisztítási műveletre nincs szükség. A tisztítás három fokozatban valósul meg. Először történik a mechanikai tisztítás, melynek során a szennyvizek fizikailag leválasztható úszó és lebegő anyagait távolítják el rácsok, ülepítők, szűrők segítségével. A második fokozatban, a biológiai tisztítás során a mechanikailag el nem távolítható szerves anyagok lebontása következik, a szennyvizekben található mikroorganizmusok segítségével. A harmadik tisztítási fokozat alatt az oldott ásványi anyagok – elsősorban növényi tápanyagok – eltávolítása történik (Öllös, 1992).

## **1.1 A szennyvíz meghatározása**

A szennyvíz fogalma: a különféle vízhasználatok során keletkező ásványi és szerves anyagokat tartalmazó víz, amelyet a közüzemi csatornahálózaton külön, vagy a csapadékvízzel együtt vezetnek el.

### **1.1.1 Kommunális szennyvíz**

Jellemzően a háztartások által termelt szennyvizet foglalja magában a helyi kis volumenű gyártó és szolgáltató ipar járulékos szennyvizeivel együtt. Közcsatornába csak olyan összetételű és mennyiségű szennyvizet szabad bevezetni, amelynek paraméterei a vonatkozó jogszabályban megfogalmazott határértékeknek megfelelnek. Tehát a kommunális szennyvíz összetétele bizonyos határokon belül marad (Patry és Takács, 1992).

A háztartási szennyvizet többféle anyag alkotja olyan, mint pl. ürülék, papír, szappan, ételmaradék, tisztító folyadékok, homok, vagy különféle szerves és szervesetlen anyagok keveréke. Ennek az anyagkeveréknek bizonyos része rendelkezik ülepedési hajlammal, más részük, a kolloidok közé tartozik, vagy vízben oldott anyag.

Ezeknek az anyagoknak a mennyisége, amelyek az emberektől kerülnek a szennyvízcsatorna hálózatába, meglehetősen állandó. Ha a vízfogyasztás megnövekszik, az említett anyagok koncentrációja a csatornahálózatban lecsökken. (ENVIROTECH, 1996).

A különböző fizikai és kémiai jellegű szennyezőkön kívül mikroszervezetek is vannak a szennyvízben, melyeknek egészségügyi szempontból igen nagy jelentőségük van. Ebbe a csoportba tartoznak a különféle kórokozó baktériumok és vírusok. Ezek a baktériumok és vírusok az ezeket ürítő emberekből óriási számban kerülnek a szennyvizekbe.

Lakos-egyenérték: annak érdekében, hogy meghatározzuk a szennyvíztelepekre érkező lebontható szerves anyagok mennyiségét, bevezették a lakos-egyenérték fogalmát, amit Leé rövidítéssel jelölünk, 1Leé = 60 g BOI/fő nap. Ahol a BOI azt mutatja meg, hogy mennyi oxigénre van szükség a szerves anyagok lebontásához, a szennyvízmintában 5 napos állást követően.

### **1.1.2 Ipari szennyvíz**

Az ipari üzemekben keletkező szennyvizek mind a csatornába, mind a szennyvíztisztító telep szempontjából káros és veszélyes anyagokat is tartalmazhatnak. Ezek egy része pl. a savak vagy lúgok megtámadhatják a csatornák építőanyagát, más részük robbanóképes elegyet alkothat, pl. benzin és benzol, de vannak olyanok is, melyek az emberre, valamint a makro- és mikroszervezetekre mérgező hatásúak, pl. cián-, kromát-vegyületek.

Azokat az ipartelepeket, vagy egyedi üzemeket, amelyek a gyártástechnológiájuk során keletkező szennyvizeket közcsatornába bocsátják, meg kell vizsgálni és

amennyiben szennyvizük a háztartási szennyvíz szennyezettségétől erősen eltérő, a közcsatornába való bevezetés előtt kötelezni kell őket szennyvizük ártalmatlanítására. A közcsatornába ugyanis csak olyan szennyvizek vezethetők be, amelyek nem károsak a csatornahálózatra, nem akadályozzák annak üzemét és a szennyvíztisztító telepen a háztartási szennyvizekkel azonos módon, azokkal együtt tisztíthatóak. Az ipari szennyvizek minősége, a benne lévő anyagok milyensége és összetétele változatos képet mutat, nemcsak különböző iparágak összehasonlításánál, hanem azonos iparágakon belül, a különböző gyártástechnológiák esetében. Mielőtt az ipari üzem engedélyt kapna szennyvizeinek a közcsatornába való bevezetésére, alaposan fel kell tárnai az üzem technológiáját is, mivel gyakran, az üzemi technológia kismértékű módosítása révén nagyobb összeget igényelő csatornázási vagy szennyvíztisztítási beruházások küszöbölhetők ki (Illés, 1993).

### **1.1.3 A szennyvíz összetétele**

Amikor a szennyvízben lévő különböző anyagok összetételét akarjuk leírni, többnyire különbséget teszünk egyfelől a vízben lebegő szilárd részecskék és a vízben oldott anyagok, másfelől a szerves és szervesetlen anyagok között. Ezeken túlmenően beszélhetünk még a kiülepedő és a nem kiülepedő anyagokról is.

**Szerves anyagok:** a szerves anyagok a szennyvízben oldott anyagként, kolloidok és üledék formájában vannak jelen. A szerves anyagokat a mikroorganizmusok szervesetlen anyagokká lépések lebontani. Mindamellet a különböző csoportokba tartozó szerves anyagok lebonthatósága eltér egymástól.

**Szénhidrátok:** a szénhidrátok csoportjába tartozó cukrokat és keményítőket könnyen lebontják a baktériumok. Éppen ezért nagyon fontos részét alkotják a szennyvíznek. Kizárólag csak szén, oxigén és hidrogén atomokból épülnek fel, és vízzé és széndioxiddá bonthatók le.

**Proteinek:** a proteinek már sokkal bonyolultabb szerves vegyületek. Ide tartoznak a fehérjék és az enzimek is. Alkotóelemeik a szén, oxigén, hidrogén, nitrogén, foszfor és kén. Lebontásuk nehezebb, mint a szénhidrátoké, ezeket is a szennyvíz fontos alkotóelemeiként tartjuk számon. Ennek az a tény az alapja, hogy minden mikroorganizmusnak szüksége van proteinekre, az új sejtek felépítéséhez. A proteinek számos más vegyületté lehet lebontani. Bomlástermékeik közé tartozik a széndioxid, a víz, az ammónium, a foszfátok, a szulfátok és a kénhidrogének.

**Zsírok:** a szerves anyagok harmadik nagy csoportjába a zsírok tartoznak. A szénhidrátokhoz hasonlóan szintén szénből, oxigénből és hidrogénből épülnek fel. Ennek ellenére sokkal nehezebb ezek lebontása, ezért jelentősen megnehezítik a szennyvíztisztítás folyamatát. Éppen ezért szükséges egy jól működő „zsírfogó”, hogy a zsírok és olajok koncentrációját a levegőztető tartályban a minimális értékre tudjuk csökkenteni.

**Szervesetlen anyagok:** a szervesetlen anyagok közé a vízben oldott sók (ionok), és szilárd részecskék tartoznak, mint például a homok, kavics és más hasonló anyagok. Bár a szennyvíz kezelés során a fő hangsúly a nitrogénformák, és a foszfátok csökkentésén van, más ionokat is nagy számban találhatunk a szennyvízben, mint nátrium, klorid és hidrogén-karbonát ionokat. Ezen túl nagyon fontos a fémionok jelenlétének

ellenőrzése is, mivel ezek közül sok megzavarhatja és károsíthatja a biológiai folyamatokat (ENVIROTECH, 1996).

## **1.2 Települési szennyvíztisztítás**

A települési szennyvizek tisztítása három fokozatban történik első- másod- és harmadlagos tisztítás. A gyakorlatban ezek a fokozatok különböző eljárások kombinációjából állnak össze a műtárgyas szennyvíztisztítás menetében. A műtárgyas szennyvíztisztítás tehát bonyolult fizikai, biológiai és kémiai folyamatok célszerűen összeállított láncolata (Juhász, 1977).

### **1.2.1 Elsőfokú tisztítás**

Az elsődleges tisztítás, vagy másképpen mechanikai tisztítás során a fizikai törvényszerűségeket használjuk fel. A beérkező szennyvízben számos lebegő, úszó anyag található, amik a biológiai tisztítás egy szennyvíztelepen károsan befolyásolják, valamint veszélyeztetik a telep mechanikai építményéből származó elemek hatékony működését. Az érkező szennyvíz első ilyen szűrő berendezése a rács, amely lehet finom és durva osztásközű. A legelterjedtebb rács típus az úgy nevezett pálcás rács. A keletkező rácsszemetet ma már teljesen automatizált módon kezelik a rendkívüli szaghatás miatt. A szennyvízben található homok elválasztása a homokfogóban történik. Adott áramlási sebesség mellett időegység alatti a gravitációs folyamat függvényében kiüledik, amit aztán kotrók segítségével összegyűjtenek. A homok elválasztása fontos lépés, hiszen ha nem távolítják el a szennyvízből, az végig kíséri az egész telepen. A lebontásban nincs döntő szerepe, azaz inert, mégis kiüledve a reaktorterekben felesleges kopást és feltöltődést okozna, nem beszélve a rothasztó tornyokban való lerakódásról. A homokfogón túl ismert még és az olaj, zsír fogók alkalmazása. Céljuk a szennyvízben található olajos felúszó részek lefölezése, elve pedig szintén a gravitációs elkülönítés.

További ülepítő medencéket alkalmaznak a szennyvíztisztítás során a különböző fázisok gravitáció szétválasztásához. Jellemzően szerves anyag, vagy a későbbiekben tárgyalt tisztítási módoknál keletkező biológiai iszap elkülönítéséhez. Megkülönböztetünk elő- illetve utóülepítőket attól függően, hogy a technológia melyik pontján alkalmazzuk. Kialakításuk szerint lehetséges hosszanti és sugárirányú ülepítőkről beszélni, mára a legelterjedtebb a Dortmundi és a Dorr típusú ülepítő medencék.

### **1.2.2 Másodfokú tisztítás**

A másodfokú tisztítás alatt azt a biológiai tisztítást értjük, ami a mechanikai tisztítást követően a szennyvízben marad oldott és kolloid formában lévő szerves anyagokat, és tápelemeket hasznosítja. Ezt a biológiai lebontást azon mikro-organizmusok végzik, melyek természetes közegben is előfordulnak, csak hogy a szennyvíztisztítási

rendszerekben kedvező körülmények között intenzív mértékben. Ezek a rendszerek mind a fizikai és biológiai feltételeit biztosítják mikro-organizmusok számára, így azok képesek a szennyezőanyagokat saját maguk gyarapítására, valamint más melléktermékké alakítani, például széndioxid, elemi nitrogén. Általában autotróf és heterotróf szervezetek vannak jelen, így alkotva egy rendkívül diverz közösséget. A biológiai lebontás lehet aerob és anaerob körülmények között. Az aerob rendszerek esetében a technológia legsarkalatosabb pontja az oxigén koncentráció biztosítása, az anaerob rendszereknél pedig az oxigénmentes állapot egzakt alkalmazása. A növekedési folyamatok törvényszerűsége miatt a keletkezett plusz iszap tömeget a rendszerből el kell távolítani, és lehetőleg valamilyen formában tovább hasznosítani. Erre irányuló megoldás az iszaptömeg sűrítése víztelenítése, majd ezt követően valamilyen anaerob formában történő rothasztása, szikkasztása. Az így létrejött plusz gáz melléktermék hasznosítható, a tömör iszapmaradvány pedig komposztálás során mezőgazdasági terméké alakítható.

### 1.2.3 Harmadfokú tisztítás

A harmadfokú szennyvíztisztításba tartozik a csak biológiai úton történő tápanyag eltávolítása, valamint a vegyszeres szennyvíztisztítás. A csak biológiai úton történő tápanyag eltávolítás - nitrifikáció, denitrifikáció, többlet foszfor eltávolítás - során az anaerob, anoxikus, oxikus reaktorterek megfelelő sorrendjével valósítható meg. Magas szerves anyag igénye miatt, azonban fokozott figyelmet igényel a tisztítandó szennyvíz minősége, ennek hiányában ugyanis a biológiai lebontás nem lesz teljes.

Vegyszeres szennyvíztisztítás a szükséges mennyiségi korlátok és azok toxikus mivolta elsősorban az ipari szennyvíztisztításra korlátozódott, például savtalanítás, cián-talanítás. A kommunális szennyvizek esetében általános célra kevésbé terjedt el, illetve csak specifikusan alkalmazzák, lásd foszfor eltávolítás. Ugyanakkor kiegészítő adalékanyagokként közismerten használnak poli-elektrolitot a keletkező főlös szennyvíziszap víztelenítéséhez. A kommunális szennyvizek fertőtlenítése ÁNTSZ utasításra bevett eljárás.

A foszfort biológiai úton képesek vagyunk eltávolítani a szennyvizekből, ennek ellenére elterjedt módszer a kémiai kicsapás. A folyamat során a foszfort nem oldható csapadékká alakítják fokozatos, vagy szimultán kicsapás során (Yeoman et al., 1988). Hatékony vegyszer a foszfor kicsapáshoz a vasszulfát és vas-klorid oldat. Mindkét vegyértékű só alkalmas az eljáráshoz (Fe(III):  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{FeClSO}_4$ ; Fe(II):  $\text{FeSO}_4$ ). A foszfor kicsapás mellett alkalmas továbbá az ülepedési képesség fokozására (Bowen & Dempsey, 1992), illetve általános értelemben véve a telepek hatékonyságát növeli azzal, hogy a szerves anyagok (Lefebvre & Legube, 1990) és más tápelemek mennyiségét csökkenti (Crozes et al., 1995). A vassó adagolás helye szerint megkülönböztetünk elő-, szimultán-, valamint utókicsapást.

Az alumínium-sók - elsősorban az alumínium-szulfát ( $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ ) - az elő-, szimultán- és utókicsapás során egyaránt alkalmazhatók. A szennyvíziszap alumínium-tartalma indokot szolgáltat arra, hogy a mezőgazdaság húzódozzon a szennyvíziszap hasznosításától (Melicz, 1999).

Az alkalinitás szintén befolyásolja a biológiai szennyvíztisztítást. Értéke a tisztítandó szennyvízben legalább  $5 \text{ mol HCO}_3^-/\text{m}^3$  kell lennie, mértékét mész adagolással

befolyásolhatjuk. Alacsony alkalinitás érték esetén a nyers szennyvízhez történő mésztej adagolás szintén segítség lehet (Réti, 2002).

### **1.3 Kommunális szennyvizek biológiai tisztítási technológiái**

#### **1.3.1 Csepegtetőtestek**

A csepegtetőtestes eljárás során a biológiai lebontást végző aerob és anaerob szervezetek biofilm formájában vannak jelen. Ezt a biofilmet egy speciális hordozó felületen alakítják ki, melynek anyaga lehet természetes és mesterséges is. Az úgynevezett töltet tömörsége miatt jobban ellenáll a hideg okozta károknak. A betáplált szennyvizet a bejutott O<sub>2</sub> segítségével az említett szervezetek biológiai folyamatok során átalakítják. A fokozatosan növekvő biofilm réteg időközönként leválik a töltet részéről, ami a távozó víz minőségét rontja, ezért fontos a rendszerbe utóülepítő medencét tervezni.

#### **1.3.2 Eleveniszapos szennyvíztisztítás**

Az eleveniszapos szennyvíztisztításon, vagy más néven az aktíviszapos eljáráson azt értjük, amikor a szennyvíz tisztítását az iszappelyhek végzik. Ezek a pelyhek több százezer élő szervezetet jelentenek a vízben. Formája miatt kapta a nevét, mert barnás színe és sűrített alakja iszapra hasonlít. Az élőszervezetek változatos élőközösséget alkotnak, azaz megtalálható benne aerob, anaerob, autotrof, heterotrof formáció is. Az aerob szervezetek életben maradását levegő bevitellel garantálják. Az iszap lebegtetését egyrészt az oxigén bevitel szolgálja, valamint plusz keverők is elláthatják ezt a feladatot. Az oxigén koncentráció mértéket 1.5-2.0 mg/L között alkalmazzák a legtöbb esetben. A tisztítási folyamat végén a távozó vizet az iszaptól mentesíteni kell, amihez utóülepítőket alkalmaznak. A keletkezett iszap mennyiségét részben visszaforgatják a technológia elejére, azaz recirkuláltatják. A fölösleges iszap mennyiségét pedig elveszik a rendszerből és az, további kezelést igényel. Fontos a reaktor sorokat úgy kialakítani, hogy azokban holtterek ne keletkezzenek.

#### **1.3.3 Oxidációs-árkos tisztítás**

Az oxidációs árok típusú szennyvíztisztítást főleg kisebb szennyvíztelepeken alkalmazzák a relatív egyszerűsége miatt. Ilyen esetekben homokfogó és előülepítőre nincs is szükség. A kiülepedő homokot a rendszeres karbantartások során távolítják el. Igény esetén azonban a technológia bővíthető párhuzamosan kialakított több medencével, de ebben az esetben már szükséges a kiegészítő technológiai sort kiépíteni. A korábbi verziók kellemetlen szaghatása miatt, ma már csak fedett megoldások formájában léteznek. Alakjuk jellemzően lóversenypályára, vagy labirintusra emlékeztet, trapéz keresztmetszetű mederrel. Alacsony szerves anyag terhelés mellé magas tartózkodási idővel üzemeltetik ezeket, a rendszereket többnyire

totáloxidációval. A lassú víz áramlást forgató motorokkal érik el. Az iszap ennél az eljárásnál is recirkulációval megoldott, ha használnak utőülepitést. A keletkezett iszapot aerob vagy anaerob folyamatokkal stabilizálják.

#### **1.3.4 Tavaszennyvíztisztítás**

A tavasz eljárás, a természetes biológiai szennyvíztisztítás sokféle elterjedt módszere, ahol a szennyező anyagok a vízben lezajló természetes folyamatok hatására bomlanak le. A rendszerint földmedrű és viszonylag sekély tavakban a bevezetett szennyvizet a fizikai, a kémiai és a biológiai hatások együttese tisztítja meg, miközben hígulás, oldódás, ülepedés, beszivárgás, szűrés, oxidáció, sejtszintézis, fotoszintézis, gázcsere, párolgás, hőcsere és más folyamatok mennek végbe. A szennyvíz kiülepedett és szuszpenzióban lévő szerves anyagait egyaránt a vízben élő baktériumok bontják le. Jól tervezett és szakszerűen üzemeltetett szennyvíztavakban ezek a természetes folyamatok eredményesen, megfelelő határfokkal hasznosíthatók a kommunális szennyvizek tisztítására (Patry és Takács, 1992).

#### **1.3.5 Élőgépes szennyvíztisztítás**

Az intenzív eleveniszapos szennyvíztisztítás kombinációja a növényi valamint állati ökológiai közösséggel. A lebontási tereket az aktíviszapos technológiának megfelelően külön alakítják ki, ezért ugyanúgy megtalálható az anaerob-anoxikus-aerob láncolat. Az aerob medencék felett rácson kihelyezett növényi közösség van telepítve (fák, cserjék). Gyökérszónájuk teljesen beleér a szennyvízbe, ahol az eleveniszappal közösen távolítják el a szennyezőanyagokat. A kombinált beavatkozás következtében az aerob tér oxigénigénye alacsonyabb. A plusz növényi és állati jelenlét a gyökérszónán önszabályozóbbá teszi a rendszert. A téli határfok ingadozást az üvegházhatás kialakítás részben kompenzálja. A magas páratartalom miatt a vasfödém rendszer elemei nagy igénybevételnek vannak kitéve, ami fokozott amortizációhoz vezet. A tervezés következtében ugyanakkor esztétikailag elfogadhatóbb környezetet biztosít, és a kellemetlen szag irritációt is csökkenti. Mérete rugalmasan skálázható, ennek ellenére leggyakrabban a lokális szennyvíztisztításnál alkalmazzák (Grant et al., 2012).

## **2 Szennyvíztisztító telepek kialakítása**

### **2.1 A meglévő szennyvíztisztító telepek túlterhelése**

A szennyvíztisztítási rendszerek kialakítása a lakossági környezetváltozás függvényében folyamatosan változik. A demográfiai változás magával hozza a kiszolgáló rendszerek adaptív megújulását. A technológiai fejlettség következtében egyre több település csatornázottsága valósul meg. A csatornázottság alatt azonban nem csak az ivóvíz ellátásra kell feltétlen gondolni. A szennyvíz elvezetés és

csapadékvíz elvezetés napjainkra közel hasonló fontosságúvá vált. A szennyvíztelep tervezésekor kalkulált mennyiség tisztításra optimális kapacitást párosítanak. Az elnyúló hidraulikai terhelés emelkedésével a telep egy idő után törvényszerűen eléri önön határait, amikor már nem képes teljesíteni a megszabott paraméterek koncentráció határértékeit. Ennek következtében a túlterhelés okozta nem megfelelés száma emelkedni fog. Ezért fontos feltárni azokat a forrásokat, amelyek a szennyvíztisztító telep idő előtti, vagy akár nem tervezett túlterheléseit okozhatják.

A szennyvizet szállító csatornahálózat ismerete és karbantartása segíthet a problémák értékelésében. A kiszolgáló csatornarendszer attól függően, hogy milyen szennyvizet szállít, lehet nyílt és zárt rendszerű. A nyílt rendszerek esetében az esővíz és a szennyvíz egy vezetéken kerül továbbításra a szennyvíztelepekre, míg a zárt rendszerek esetén a két fázist külön választják. Ez utóbbi esetben a csapadékvíz hálózat végpontja a záportározó, ahol a vizet a későbbi felhasználás végett tárolják. A nyílt rendszereknél a közös hálózat miatt plusz kockázatot jelentenek a tisztító telepeknek, ezért azokat a külön erre szolgáló kiegészítő létesítményekkel egészítik ki, ahol tulajdonképpen levezetik az esővíz okozta plusz szennyvízmennyiséget. A szennyvíz beérkezésének másik módja a nem közművel gyűjtött szennyvíz, azaz a települési folyékony hulladék. Az ilyen szippantott szennyvíz fogadására gyakori a külön erre a formára létesített fogadó medence. Innen a szennyvizet idő és kapacitás függvényében tudják a telepre bejuttatni, ami rugalmas megoldás jelent a telepkezelőknek, akik így gyakorlatilag folyamatosan kontrol alatt tudják tartani az eseményeket.

## **2.2 Fejlesztések lehetséges iránya**

A környezet tervezés legfőbb eszközeihez tartozik a jelenkori trendek vizsgálata, a potenciális változások lehetséges integrációja, valamint a pozitív hozadékú jövőbeli tervek és stratégiák felismerése. Szükséges, hogy a környezet tervezéssel foglalkozó szakemberek képesek legyenek felismerni a jövőbeli célokat. Ezek a szervezetek, vagy egyének ennek megfelelően képzeteknek kell lenniük, hogy az előretervezés és hosszú távú stratégiák bizonytalanságát, összetettségét kezelni tudják. A jövőbeli bizonytalanságok felismerése azonban nem egzakt tudomány, így azok vizsgálata és módszertana eléggé szubjektív. Az elmúlt évtizedekben fokozott figyelmet kaptak a bonyolult természeti és mesterséges rendszerek kiszámíthatatlanságából származó katasztrófák (Brown et al., 2010). A klímaváltozás, a globális pénzügyi krízisek egyre csak súlyosbítják a gazdasági és környezeti károkat. Ez rávilágít arra a tényre, hogy a külső erők tulajdonképpen semmilyen szinten se tarthatók kordában, a legnagyobb igyekezetünk ellenére sem (Renn, 2008; Smil, 2008; White, 2010). Ha azonban sikerülne ezeket a bonyolult eseményeket valahogy leírni és beolvasztani a környezeti tervezésbe jelentős lépést tennék előre az ügy érdekében. A hosszú távú stratégiák, tervek és döntési folyamatok kialakítása azonban gyakran tudományos, geográfiai, vagy éppen az aktuális szakhatóság érdeklődési hiányában marad el. A társadalmi szerveződés globalizációja nehezen követhető, ennek megfelelően a döntéshozatali rendszer is egyre lassabban reagál (Carter & White, 2012).

A kommunális szennyvíz kezelése és annak kibocsátása a befogadóba minden országban kiemelkedően fontos szerepet tölt be. A megfelelő jogi környezet kialakítása a vízbázis védelem miatt kritikus. A fejlett országokban a vízszennyezés elsődleges okait sikeresen elhárították, ezért többnyire a mikro szennyezőanyagok, és az esővíz felesleg visszatartásán fáradoznak. Azonban fennáll az a sajnálatos kettősség, hogy az elfolyó víz szennyezőanyag koncentrációját folyamatosan igyekeznek csökkenteni, de a már megtörtént természetkárosításokat nagyon nehezen tudják helyrehozni. A szennyvízhálózat fejlesztési üteme ugyanakkor nem képes lépést tartani számos esetben a lakosság gyarodásával. A szennyvízkezelés fejlesztése döntően a politikai akaraton múlik, valamint a gazdasági környezet jóindulatán. Az idő múlásával pedig egyre csak távolodnak egymástól a kívánt és lehetséges célok. Mostanra már szerencsére a fejlett országokban a szennyvíztisztítás határértékeknek való nem megfelelés csak ritkán fordul elő, azok lehetséges minimalizálása, vagy teljes megszüntetése a feladat. A fejlődő országokban azonban a gyakorlat még csak ott tart, hogy lényegesen kevesebb a határértékeknek való megfelelési időszak, mint az ellenkezője. A fokozatosság alkalmazása kulcsfontosságú a területek felzárkóztatásában (Sperling & Lemos, 2002).

A szennyvíztisztító telepek emellett kulcsfontosságú szerepet töltenek be a környezet hidrológia szempontjából is a modern társadalomban. Az elérhető lehető legjobb technológia kifejlesztése a szennyvizek újrahasznosításához, folyamatos kihívást jelent, követve a víz iránti fokozott igényt. Az újdonságok, mint pl. az Anammox (Christian et al., 2002) rendszer hamar kiépítésre kerülnek. Alacsony üzemeltetési költségek, valamint az ígéretes felhasználási módszerek gazdaságilag is jelentőssé válnak.

A fejlett és sűrűn lakott országokban a központosodás egy természetes folyamat, ami magával hozza a települések növekedését. Ezzel ellentétben a vidéki területek kis egyedsűrűsége problémát jelent a szennyvíztisztításban, mert bár a technológia adott ahhoz, hogy ezeken a helyeken is elfogadható mértékben csökkentsék a szerves anyag és tápanyag tartalmat, de gazdaságilag nem minden esetben olyan helytállóak, mint a nagy központosodott megoldások (Stania & Haberl, 1993; Bieker et al., 2010).

A Nemzetközi Vízszövetség aktív iszap modell értelmezése fontos szerepet játszott abban, hogy a kutatók érdemben tudjanak specifikus megoldásokat keresni bizonyos problémákra (Krist et al, 2010; Kovács és mtsai, 2007). Az új eredmények felhasználása azonban történjen kellő elővigyázatossággal, mert a lokális problémák feltárása mindig szükséges. A meg nem térülő befektetések elkerülhetők megfelelő tervezéssel. A kivitelezést követően minden esetben szükséges a folyamatos ellenőrző tevékenység a megfelelő finomhangoláshoz (Tsagarakis et al., 2001). A fejlesztések irányát sok éven keresztül a már meglévő telepek bővítése határozta meg (Ingo et al., 2003).

A fejlesztési tervek többnyire a funkcionális méretek növelésére összpontosulnak, aminek tükrében biztonsággal tudnak üzemelni 10 év távlatában. A jövőre vonatkozó becsléseknél fontos figyelembe venni a terület vízgazdálkodási tervezetét is. Ez a

szemszög azonban gyakran kiesik a döntéshozók látóköréből. A meglévő telepek fejlesztése, vagy újak építése azon a feltételezésen alapszik, hogy a jövő kiszámítható. Sajnos ezek a becslések gyakran célt téveszthetnek, így a használhatóságuk is megkérdőjelezhető. A globális és technológiai fejlődés túlszárnyalja a pillanatnyi ismeretek kötelékét. Arról nem is beszélve, hogy a tervezési fázis és a feltételezett életciklussal kapcsolatban is lehetnek problémák (Domingueza & Gujera, 2006; Lienert et al., 2006). Bizonyos kockázati tényezők figyelmen kívül hagyása egy szennyvíztelep alul- vagy túl-terheltségét okozhatják. Heves esőzések, vagy gyárüzemi balesetek olyan többletszennyező anyagot juttathatnak a telepre, ami pillanatnyi túlterhelést okozhat; vagy akár a túl alacsony szennyvíz mennyisége is korlátozhatja a mikrobiológiai folyamatokat.

A műszaki tervezés magában foglalja a kivitelezési megvalósításokat is, az átépítés szoros határidővel járhat. Új reaktorokat rácsatlakoztatnak a rendszerre, míg másokat ideiglenesen kivonnak a forgalomból igény szerint, az üzemeltető pedig a tisztítási hatékonyságért folyamatosan felelős. Ilyen körülmények mellett el kell fogadnunk azt a tényt, hogy nem csak a technológiai hardware hanem a 'software' is épp olyan fontos (Panbianco & Pahl-Wostl, 2006).

## **2.3 Központosított szennyvíztelepek (centralizáció)**

### **2.3.1 A központosított szennyvíztelepek feladatkörei**

Megkülönböztetjük a hagyományos közös szennyvízgyűjtő hálózatok, és szétválasztott szennyvízhálózatok rendszerét. Az iparilag fejlett országokban a hagyományos (tradicionális) közös szennyvízgyűjtő hálózatok, valamint a szétválasztott hálózatok adják a szennyvízelvezetés jelentős zömét. Nagy vízgyűjtő területekről származhat a víz, amit szétbonthatnak különböző elvezetés hálózatokra, hogy azokat különbözően kezelhessék. Ezeket a hagyományos rendszereket elsősorban arra tervezték, hogy megvédjék a lakosságot a biológiai veszélytől, az esővíz okozta károktól valamint, hogy megvédjék a befogadókat az ipari és kommunális szennyvíztől. Ezek a megoldások a gyűjtő terület nagyságából fakadóan gazdaságosabbak.

Esővízkezelés: Az esővíz kezelő rendszerek magában foglalják az elöntések megakadályozását, elöntés visszatartást és az esővízkezelést vagy vízhasznosítást. Az esővíz kezelő hálózatok használatát a fejlett országokban vezették be, hogy kiküszöböljék a szennyvízcsatorna hálózat bizonyos hátrányait. Ide tartozik legfőképpen a nem megfelelően megtisztított többlet szennyvíz befogadóba történő vezetése esős időszakokban. Másfelől pedig a többlet víz szállításához kapcsolható költségek csökkentése.

Centralizált szennyvíztisztító telepek. A centralizált szennyvíztisztító telepek számos technológiai és kivitelezési kombinációt tesznek lehetővé. Környezetvédelmi szempontból ide kell sorolni a különböző tisztítási fokozatokat (mechanikai és biológiai tisztítás, tápanyag eltávolítás, fertőtlenítés, valamint a membránokkal

eltávolítható partikuláris anyag típusokat), az újra hasznosítható komponenseket (biogáz, víz, iszap újrahasznosítás).

### **2.3.2 Régi szennyvíztisztító telepek rekonstrukciója**

A modern civilizáció velejárója a központosultság. A szennyvíztisztító telepek egyre nagyobb méreteket öltenek, követve a települések nagyságát és azok szolgáltatásainak bővülését (Orth, 2007; Libralato et al., 2012). Bizonyos esetekben az egyetlen módja annak, hogy kiszolgálják a sűrűn lakott területeket, én minden bizonnyal a leginkább alkalmazott módja a szennyvíztisztításnak. A magyarországi megyeszékhelyek esetében ez gyakorlatilag elkerülhetetlen. Az EU-s csatlakozást követően a kisebb szennyvíztelepeknek is jobban tisztított elfolyó vizeket kell produkálniuk. Az okok e jelenség mögött lehet a megváltozott gazdasági helyzet, vagy a technológiai kivitelezhetőség eltolódása (Benedetti et al., 2008).

A központosított rendszerek kielégítő teljesítményt nyújtanak, és ami legfontosabb már eleve léteznek. A nagy kiterjedésű szennyvíztelepek például Amerikában továbbra is leginkább elfogadottak a szennyvízkezelési ágazatban. Közegészségügyileg megbízható teljesítményt nyújtanak, csökkentik a tífusz, kolera előfordulását, valamint növelik a városi infrastruktúra hozzáadott értékét. Ezeket, a feladatokat éppen ezért nem szokás helyi kis vállalkozásokra bízni. A szennyvízhálózat karbantartása és fenntartása szaktudást igénylő feladat. A nagy kapacitású telepeket ugyanakkor úgy tájolják geográfiailag, hogy a szintkülönbségek adta előnyöket ki lehessen aknázni. A visszaforgatható energia mennyisége hatékonyabban kivitelezhető például iszaprohasztó tornyok segítségével. Másfelől a nagy számok törvénye értelmében a nagy mennyiségű szennyvíz egy helyen történő tisztítása gazdaságosabb, mint sok kis telepen. Egyre kevésbé elfogadott érv mellettük a társadalmi nyomás okozta elszigetelődés, ugyanis még mindig megtalálható az emberekben a tiltakozás, ha lakókörnyezetük közelében épülne egy szennyvíztelep (Vernice, 1994). A fenntartási és üzemeltetési karbantartások természetesen szükségesek, mint minden más telepnél. A felmérések szerint a hagyományos aktív iszapos technológia még mindig hatékony és megbízhatóan látja el feladatát. A tisztítási hatékonyságokból megállapítható, hogy ezek a szennyvíztelepek képesek visszatartani a szennyezettséget, ezáltal védik a befogadót. A szennyező anyagokat azonban nem vonják ki végelegesen a tápanyag körforgalomból, hanem azok útját módosítják, hogy kevesebb veszélyt jelentsenek a környezetre. Ezen anyagokat újrahasznosítják az iszap révén, amit aztán a mezőgazdaságban, mint trágya alkalmaznak (Colmenarejo et al., 2006; Sala-Garrido et al., 2011).

A hagyományos eleven iszapos tisztítórendszerek aránya Magyarországon nagy (Kárpáti, 2002). A keletkezett fölös iszap kezelése komposztálással ismert, valamint az így keletkezett trágya az agrárágazatban hasznosítható terméknek minősül. Előállításuk közvetlen az iszaprohasztást követően történik, ami fejlett szennyvíz infrastruktúrát feltételez. Az iszaprohasztók jelenléte, kerüljenek kialakításra bárhol is egyfajta központosultságot fognak eredményezni szükségszerűen. A városiasodás miatt a már meglévő központosult szennyvíztelepek fejlesztésének folyamatosnak kell lennie. Célravezető, ha a gazdasági, technológiai és környezeti feltételek teret

engednek a már üzemelő telepek korszerűsítéséhez. Ideális esetben akár több fejlesztési ciklust is megélhet egy szennyvíztisztító telep. A bővülés lépései fokozatosan történhetnek, ezzel csökkentve a bizonytalanság mértékét. Ha azonban valamilyen külső behatás révén nem tartható fenn a szennyvíztisztító telep fejlesztése kényszerpályára kerülhetnek a döntéshozók. Adott esetben akár bekövetkezhet egyfajta terhelés megosztás egy vagy több új telepek építésével és bevonásával. Emiatt is kiemelten fontosak a vízhálózat és a kiszolgáló rendszereinek tudatos stratégiai tervezése.

## **2.4 Lokális szennyvíztelepek (decentralizáció)**

### **2.4.1 A lokális szennyvíztelepek feladatkörei**

A szennyvíztisztítás célja közel azonos bármelyik variációt is nézzük, ugyanakkor ez nem mondható el a decentralizált rendszerekre. Ezeket három kategóriába tudjuk sorolni, más-más célokkal.

Egyszerű sanitációs rendszerek. Ezen egyszerű rendszerek lehetnek latrinák, Angol WC-k, komposztáló WC-k. Céljuk, hogy a lakosság minimális higiéniai igényeit kiszolgálják, mellőzve a vízszennyezés problematikáját. Törvényszerűen, az ürülék szerves részét visszatartják és más szilárd fázisokat, de a folyadék fázis szabadon elszívároghat. A visszamaradt anyagokat igény is igyekezet szerint megpróbálják újrahasznosítani. Műszaki szempontból egyszerű és alacsony költségigényű rendszereknek minősülnek.

A kisméretű mechanikai-biológiai tisztító telepek legalább egy mechanikai és biológiai reaktort tartalmaznak. A biológiai tisztítás többnyire valamilyen ipari eljárás alapján alapuló reaktort takar (fix filmes rendszer, aktív iszapos eljárás), vagy természetes rendszerhez hasonul (tavak, vizes élőhelyek). Az alapvető mechanikai-biológiai fokozatot bármilyen más módszer helyettesítheti, ami képes tápanyag eltávolításra, fertőtlenítésre, és partikuláris anyag visszatartására. A magas higiéniai igények kiszolgálása mellett ezeket a telepeket már arra is tervezik, hogy limitálják a vízszennyezést. Ezért a telepekre kiszabott tisztítási határértékeket minimálisan teljesíteniük kell. Bizonyos esetekben megengedhető magasabb határérték például tápanyag eltávolításra annak érdekében, hogy megbízhatóságot garantálják. Az ilyen kisméretű szennyvíztisztító telepeket ott alkalmazzák, ahol a szennyvízcsatorna hálózat hiányos, vagy egyáltalán nem létezik. A fejlődő országokban pedig többnyire turisztikailag felkapott helyeken találhatóak meg. Ezek a decentralizált kisméretű szennyvíztelepek gyakoriak olyan régiókban is, ahol eredetileg centralizált szennyvíztisztító telepek működtek magas tisztítási határértékekkel.

Újrahasznosító rendszerek esetében az elsődleges cél a környezet megóvása, ezzel párhuzamosan fontos, hogy magas higiéniai követelményeket lásson el. Számos újonnan kifejlesztett WC típusnál törekednek újrahasznosítani az ürüléket. A jelenleg létező technikai berendezések lehetővé teszik az újrahasznosítást azzal együtt, hogy higiénikusak és komfortosak. Képesek előállítani jó minőségű trágyát és biogázt, a folyadék fázist pedig locsoló vízzé alakítják. A legáltalánosabb alapelve, hogy a

szennyvíz fázisait szétbontják, már az első lépésben, így irányíthatóvá válik az egész folyamat (Orth, 2007).

## **2.4.2 Új szennyvíztisztító telepek kialakítása**

Technológiai alternatívaként, az újítások következtében születnek meg a mindig egy kicsivel jobb megoldások, mint az azt megelőzők. Tesztelésük és adaptációjuk előtt külön projektek keretében kerülnek kialakításra. Többnyire ezek kis szennyvíztisztító telepek, ahol igyekeznek a technológiai újdonságot a lehető legjobban az adottságokra optimalizálni. Jellemzően kis telepek, és valamilyen kisebb, de koncentrált szennyezés elhárítására szolgálnak. Ideológiailag éppen az ellenkezőjét képezik a központosult rendszereknek, mert minimalizálni akarják a járulékos szennyvízhálózat okozta többletköltségeket. Így a technológiát konkrétan rá tudják hangolni a beérkező szennyvíz minőségére, és a kívánt tisztítás hatékonyságára. Más előnye is van ennek a megközelítésnek azon túl, hogy rugalmasan szabályozható és a legújabb vívmányokat használja ki, még pedig az, hogy könnyebben adaptálható más területekre és kevésbé sérülékeny a külső behatásokra.

A gyakorlatba való átültetésük azonban nem feltétlen zökkenőmentes. Az új rendszerek méretüknél fogva akár egyéni háztartásokban is megvalósulhatnak. Az alacsony határértékek és bonyolult törvénykezés következtében az egyéni üzemeltetők adott esetben könnyen tisztítási nem megfelelést produkálhatnak. Így a tisztítási technológia rendeltetésszerű üzemelése egyáltalán nem garantálható, a legnagyobb akarat ellenére sem. Ezzel együtt is léteznek azok a megoldások, melyek gyakorlati megítélése elfogadott, bár ennek ellenére is ritkán alkalmazottak. Elterjedésüket meggátolja az az egyszerű ok, hogy a gazdasági társadalmi környezet is sokkal jobban a nagy szennyvízhálózatok kiszolgálását preferálja (Rogers, 1995; Mayntz & Hughes, 1998). A kisméretű telepek és víztisztító berendezéseknek más jellegű üzemelést igényelnek, karbantartásuk és felügyeletük nem egyeztethető össze a vízügyi ágazat szokásos elemeivel, amelyek javarészt a nagy telepekre vannak hangolva. Ahhoz, hogy ezek az új telepek elérjenek egy kritikus mennyiségű lefedettséget, a már meglévő rendszerekkel szemben az kell, hogy rendelkezzenek megbízható referenciákkal, könnyen fenntarthatóak legyenek, és nem utolsó sorban legyenek olcsóbbak. Ugyanakkor mindig is lesznek olyan területek, amikor egyfajta kritikus környezeti elem miatt előnyt élveznek a hagyományos rendszerekkel szemben. Ilyenek például azok a vidéki területek ahol a nagyvárosi infrastruktúra részben hiányzik. Ott ideálisan versenyképes alternatívát jelentenek az új technológiák, hiszen a 'konkurencia' nem képes korlátozni. Az alacsony népsűrűségű régiókban, vagy bokortanyákban nem éri meg egy nagy központi rendszerhez csatlakoztatni a lakosságot. Továbbá, új telepek létesítése kedvezőbb megítélés alá eshet, ha egy már létező telep előregedett, és csak nagy gazdasági ráfordítással oldható meg a korszerűsítése, vagy az új csatlakozások a szennyvízhálózatra aránytalan kompromisszumokat követelnek (Panebianco & Pahl-Wostl, 2006).

Új telepek létrehozásánál fontos kritérium rendszereknek kell teljesülnie, amik indokolnak egy teljesen új telep felépítését. Lényegesen több költségvonzata van, valamint társadalmi szempontból egy új létesítményt kell átadni a közösségnek. A

finanszírozást egyértelműen pályázati úton oldják meg. A szennyvízkezelés azonban továbbra is kétes megítélésnek örvend a közhiedelemben, ezért a beruházást megelőzően társadalmi fórumokon kell tájékoztatni lakosságot az új közmű járulékos következményeiről, hiszen a csatornázottságból kifolyólagos kötelező rákapcsolódás plusz terhet jelent.

Egy új telep a műszaki átadása után kezdi el pályafutását. A kezdeti esetleges alacsony hidraulikai terhelés miatt fél üzemvitelek vagy részleges üzemvitelek fordulhatnak elő, amik a teljes terhelési kapacitás töredékét jelentik. Előnyt jelent, ha reaktorok több kisebb terekre vannak osztva így jobban skálázható a telep a mindenkori beérkező vízmennyiségre. Párhuzamos kapcsoltság esetén akár két komplett reaktor sor is üzemelhet egyszerre, ami rugalmasan szabályozható a terhelés függvényében. Az egyik sort lekapcsolva a másik zavartalanul működhet. Ezt követően pedig, ha a beérkező vízmennyiség újfent indokolja a két sor működtetését a másik bármikor beindítható.

A megfelelő személyzet kiválasztása és betanítása elengedhetetlen a szakszerű üzemeltetéshez. Az új munkások kinevelése azonban cégkultúra függő. A jártasságok magabiztos elsajátítása minőség és környezet irányítási rendszerek meglétéhez kapcsolható.

## **2.5 Szennyvíztisztító telepek beüzemelése**

### **2.5.1 Próbaüzemek menete**

A próbaüzem a még üzembe nem helyezett beruházás (létesítmény, üzem stb.) összes eszközének együttes és meghatározott ideig tartó üzemszerű működtetése abból a célból, hogy ellenőrizni lehessen, hogy a rendeltetészerű, folyamatos működés biztosítható-e, illetve az átadandó létesítmény megfelel-e arra a célra, amelyre létrehozni kívánják. Az üzembe helyezés nemcsak műszaki, hanem adminisztratív szabályokat is tartalmaz. Ezen utóbbi feltételek nem teljesülése is akadályozhatja az átadás menetét (Cotman & Pintar, 2013).

Szennyvízvonál beállításának ideális menete a műtárgyak üzemkész állapotba hozásával kezdődik. A tisztító telep gépi berendezéseinek beüzemelése, szükséges beszabályozása. A keverők, és szivattyúk bekötése automatizálása optimálisan kell, hogy üzemeljen. A kezelők oktatása a gépek üzemeltetéséről, a kezelési feladatokról, a folyamatirányító rendszerről meg kell, hogy történjen. Ezt követően a beérkező szennyvíz mennyiségétől függően a lebontási terek mielőbbi feltöltése az elsődleges. Ezzel párhuzamosan kezdődhet a rendszer beüzemelése a telepre beszállított oltó eleveniszappal, az egy már korábban kijelölt másik telepről. Ennek következtében az iszap szaporodása beindul. Kevés víz esetében lehetőség szerint fél üzemvitel kialakítása javasolt, az optimális tartózkodási idő figyelembe vételével. A beérkező szennyvíz minőségi és mennyiségi ismeretei mellett az iszap mennyiség beállítása következik, mert cél az iszap egyenletes szaporulatának fenntartása. Ha beérkező szennyvíz mennyisége indokolja, megtörténhet a normál üzemvitelre való átállás, figyelembe véve az egyes biológiai terek terhelését. A biológiai lebontás monitorozása tekintetében a paraméterek specifikus megválasztása szükséges. A reaktorterekben

kialakult optimális iszap szárazanyag tartalom elérése után kezdetét veheti a fölös iszap elvétel.

## 2.5.2 Kontroll paraméterek meghatározása

A megfelelő paraméterek kiválasztása kulcsfontosságú egy vizsgálati sor előkészítésében. Ez ugyanúgy érvényes a próbaüzemi beállításoknál, ilyenkor ugyanis a még nem normál üzemvitelű telepet kell a lehető legracionálisabban rövidre fogható idő alatt hatékony működésre bírni. A szennyvíztelepek próbaüzeménél szükségszerűen begyűjtött nagy mennyiségű információ és paraméterek közül érdemes szelektálva vizsgálni. Nem csak az idő korlátossága miatt, hanem a bizonyos vizsgálatokra ráfordítandó egyéb költségek miatt is. Emellett meg kell említeni még azt is, hogy a próbaüzem bizonyos szakaszaiban elegendő csak bizonyos információ. Ezeket, igény szerint érdemes időrendi sorrendbe helyezni.

Az alkalmazott vizsgálatok listája a 1. táblázatban került összefoglalásra. A helyszínen végzet vizsgálatokat időeltolódás nélkül, azonnal elvégezzük, ehhez mérőműszereket alkalmazunk. A laboratóriumban végzet vizsgálatoknál pedig a begyűjtött mintát először beszállítjuk a laboratóriumba ahol analitikai eljárásokkal tárjuk fel a mintákat a kívánt paraméterek függvényében.

1. táblázat. Választható kontroll paraméterek listája.

Helyszíni vizsgálatok		
	Mértékegység	Módszer
pH		potenciometria
Hőmérséklet	°C	ernometria
30 perces ülepedés	ml/L	volumetria
Vezetőképesség	μS/cm	konduktometria
Oldott oxigén koncentráció	mg/L	elektrokémia
Laboratóriumi vizsgálatok		
	Mértékegység	Módszer
Kémia oxigénigény	O <sub>2</sub> mg/L	fotometria
Biokémiai oxigénigény	O <sub>2</sub> mg/L	manometria
Lebegőanyag tartalom	mg/L	gravimetria
Oldott anyag tartalom	mg/L	gravimetria
Szárazanyag tartalom	mg/L	gravimetria
Szerves anyag tartalom	mg/L	gravimetria
Ammónium nitrogén koncentráció	mg/L	fotometria
Nitrát nitrogén koncentráció	mg/L	fotometria
Összes nitrogén koncentráció	mg/L	fotometria
Ortofoszfát koncentráció	mg/L	fotometria
Összes foszfor koncentráció	mg/L	fotometria
Mohlmann index	ml/g	számolás

### 3 Meglévő szennyvíztisztító telep túlterhelése: Hajdúhadház-Téglás közös szennyvíztisztító telep esővíz okozta többlet terhelés következményei

#### 3.1 Bemutató

A Hajdúhadház-Téglás szennyvíztisztító telep 1995-ben került átadásra, és feladatát 1996. májusában kezdte meg 1500 m<sup>3</sup>-s napi kapacitással. 2005-ben pályázati úton nyert pénzből kibővítették 2000 m<sup>3</sup>/napra. Ezen kívül képes fogadni még napi 50 m<sup>3</sup> szippantott szennyvizet az erre a célra létesített aknában (Perger, 1992; Keviterv 1997).

A szennyvíztisztító üzem a Szolnok székhelyű Tiszamenti Vízművek Rt. szerves részét képezi, és a Hajdúhadházi vízmű teleppel karöltve látja el a feladatát. A telep Hajdúhadház és Téglás szennyvizét tisztítja, emellett fogadja Bököny szippantott szennyvizét is, és munkakörébe tartozik Hajdúhadház és Téglás, továbbá Bocskai kert csatornarendszerének karbantartása. A három település egymáshoz való közelsége indokolja ezt, mégis Bocskai kert szennyvizét Hajdúböszörmény tisztítja. A tisztított vizet a VIII-7/2-s csatorna fogadja be, közismertebb nevén a Császári tó. A csatornarendszer zárt kiépítésű nyomott vezetékekből áll, azaz csak a szennyvíznek lenne szabad közlekedni benne, ennek ellenére az esővíz folyamatosan terheli a telep működését, köszönhetően városi belvízelvezető csatorna hiányának. A külső hálózatban sok kis átemelő, illetve házi átemelő van kihelyezve, ami elsősorban a domborzati viszonyokból ered. Hajdúhadházon négy átemelő továbbítja a szennyvizet a központi átemelőhöz, ami pedig utána a tisztítótelepre jutatja, továbbá egy átemelő közvetlenül a telephez csatlakozik.

Tégláson 11 átemelő van, a korábban említett házi átemelők java része itt található. A rendszer nagysága és relatív bonyolultsága miatt mindennaposak, hogy a szivattyúk eldugulnak. A telepre vonatkozó jogerős koncentráció határértékek a 2. táblázatban találhatóak meg:

2. táblázat. A szennyvíztisztító telepre vonatkozó jogerős koncentráció határértékek 2007-ben.

Paraméterek	Határérték koncentrációk
	mg/L
KOI <sub>d</sub>	75
BOI <sub>5</sub>	25
N <sub>összes</sub>	25
P <sub>összes</sub>	5
Összes lebegőanyag	50

#### 3.2 Célkitűzés

A vizsgálat során arra kerestünk válaszokat, hogy melyek azok a szennyvízforrások, melyek kritikus mértékben képesek befolyásolni a Hajdúhadház-Téglás közös

szennyvíztisztító telep működését. Továbbá szeretnénk feltárni azt, hogy a jelenlegi működési folyamatok mellett milyen tisztítási eredményeket képes elérni a telep. Emellett szeretnénk meghatározni azt az elméleti maximum beérkező szennyvízmennyiséget, ami még nem okozza a vizsgált paraméterek koncentrációbeli határérték túllépését. Az eredmények statisztikai kiértékeléséhez a PAST programot használtunk. A vizsgálati időszak 2007. januártól 2007. októberéig tartott. A vízforgalmi adatok begyűjtése napi rendszerességgel történt a szennyvíztelepen az indukciós áramlásmérők leolvasásával. A csapadék mennyiséget a telepen felállított erre szolgáló gyűjtő tölcser segítségével vettük. A szippantott szennyvíz mennyiségét a beérkező szállító leveleken rögzített adatok alapján gyűjtöttük össze. A távozó víz kémiai oxigénigényét (dikromátos), biokémiai oxigénigényét (5 nap elteltével), összes nitrogén, összes foszfor és összes lebegőanyag koncentrációját laboratóriumban mértük. A mintavételezés a fertőtlenítő medencénél felszerelt mintázó csapból történt.

### **3.3 Technológiai leírás**

A szennyvíztisztító telep felépítése az 1. ábrán látható. A rács és a homokfogó a tisztítótelep első tisztító műtárgyai. A műtárgy magassági szintvonala garantálja a további műtárgyakra a gravitációs rávezetést. A szippantott szennyvizet fogadó műtárgyból is a gépi rácsra kerül a települési folyékony hulladék. Az előtisztított szennyvíz gravitációsan a régi kétszintes műtárgyból kialakított homokfogó anaerob reaktorba kerül. Ide kerül bevezetésre az új utóülepítőből elvezetett recirkuláltatott iszap is. A folyamatok optimális lezajlása érdekében két keverő került a műtárgyba beépítésre. A gépi rács szakaszos üzemű, a vízszint alapján van vezérelve. A homokfogó – anaerob műtárgyból a szennyvíz a bevezetéssel ellentétes oldalon lévő csövön keresztül távozik.

A mechanikai tisztítás után a szennyvíz az anoxikus reaktor sorba kerül, ahol keveredik a recirkulációs iszappal és a levegőztető medencéből recirkuláltatott szennyvíz-iszap eleggyel. Ebben a medencében játszódnak le a denitrifikációs folyamatok.

A biológiai ammónium lebontás és foszfor eltávolítás a levegőztető medencékben történik. A tisztításhoz szükséges levegőmennyiséget légfűvők biztosítják. Fordulatszama frekvenciaváltós hajtásszabályzással változtatható, így a sűrített levegő mennyiségét a levegőztető medence  $O_2$  koncentrációjának függvényében a folyamatirányítás folyamatosan utána állítja. A fűvókat hangtompító burkolattal ellátva külön helyiségben helyezték el.

A tisztított szennyvíz ülepítése Dorr típusú utóülepítőkből történik. Itt történik a szennyvíz ülepíthető fázisának leválasztása. Az utóülepítőben a szennyvíz nem lehet berothadt állapotban, követelmény hogy az iszap a rothadás megindulása előtt hagyja el az ülepítőt. Ennek érdekében jól be kell állítani a recirkulációt. Fontos, hogy az elvezető vályúk teljes hossz mentén vízszintes síkban legyenek. Az eleveniszapot az utóülepítőkből a recirkulációs helyiségben elhelyezett három db, az új utóülepítőről lekerülő uszadékot egy db szivattyú juttatja a gravitációs iszapsűrítőbe, illetve a biológiai egység elejére.

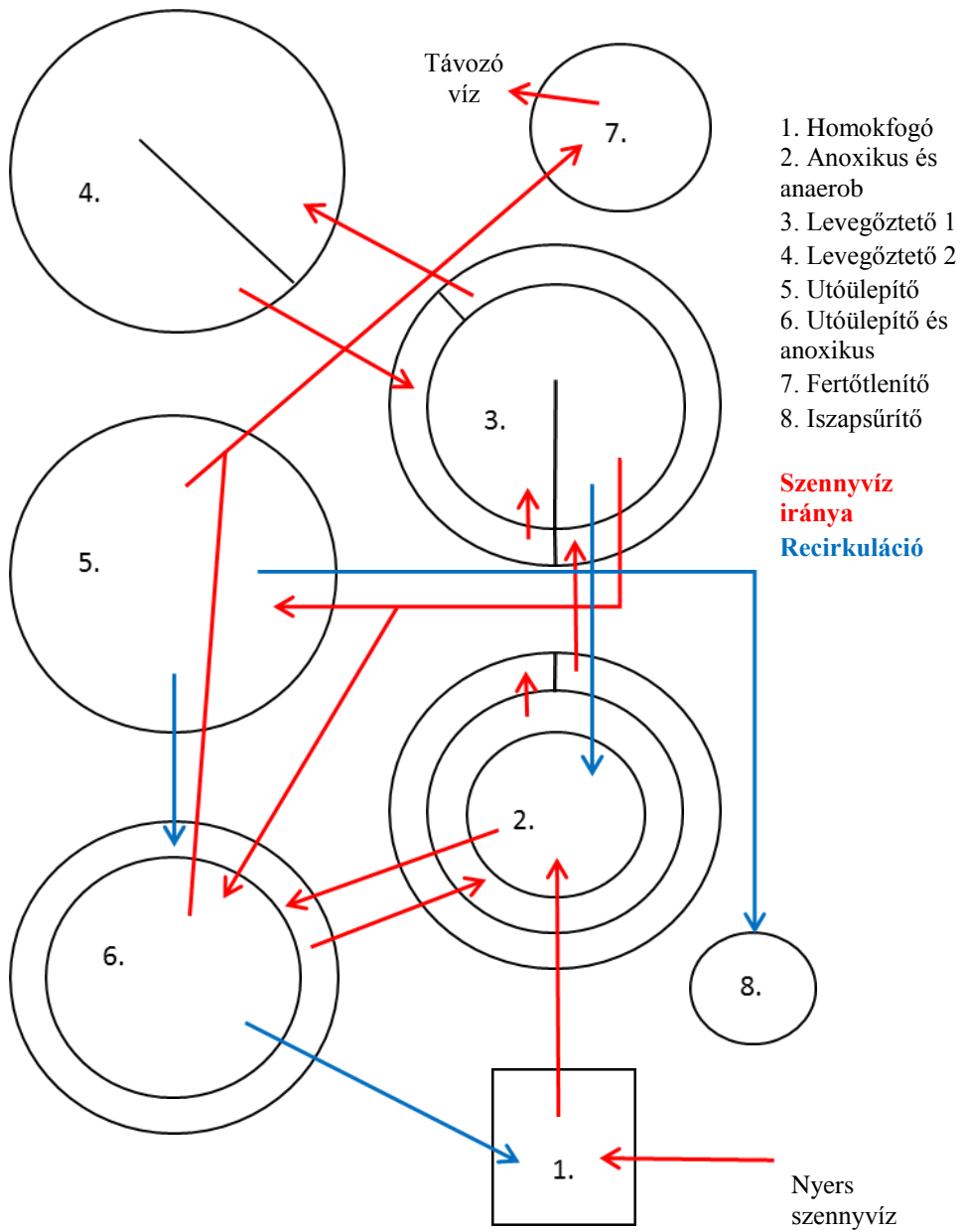
A tisztított szennyvíz időszakos fertőtlenítésére labirint medence szolgál. A fertőtlenítés feladata a telepet elhagyó szennyvízben megjelenő fertőző kórokozók

elpusztítása. A telepet elhagyó szennyvizet normál körülmények – megfelelő tisztítási hatások, átlagos nyers szennyvíz érkezése stb. - esetén nem kell fertőtleníteni. A fertőtlenítést az ÁNTSZ utasítására kell végrehajtani, ha a telepet elhagyó szennyvíz veszélyesen fertőzött, illetve az ellátott területen, vagy annak közelében járványos megbetegedések jelentkeztek és annak terjedése, összefüggésben lehet a szennyvíz kibocsátással. A fertőtlenítésre klórgázt, vagy nátrium-hipokloritot kell alkalmazni.

A rendszer biztonságos pH értéktartományban tartásához naponta 2x25 kg meszet adagolnak. A biológiai lebontás 6,5-9 pH között a legnagyobb hatásfokú. Ha akár lefele akár fölfelé ettől az intervallumtól eltér a pH érték, az erőteljes negatív hatással van a biológiai növekedésre.

A kis szennyvíztisztító telepek egyik égető problémája a foszfor tartalom eltávolítása. A kommunális szennyvizek nagy mennyiségű foszfort tartalmaznak, melynek forrása az emberi ürülék, illetve a mosószerek detergens tartalma. A vas-klorid ezeket a foszforformákat távolítja el. A telepen a Donauchem-től vásárolt vas-klorid oldatból közel 50 litert adagolnak naponta.

Mindkét vegyszer bejutatása a technológiai épületen keresztül történik, és közvetlenül az első medence központi gyűrűjébe, az anaerob térbe kerül. A technológia épület a szennyvíztisztító medencék előtt található. Helyet kapott még benne a dekantálási tolozár, a levegőztetéshez szükséges O<sub>2</sub> biztosító motorok, valamint a vezérlő automatikák egy része, melyeket akár megkerülve, kézi irányítással is szabályozhatóvá válik a rendszer azon része.



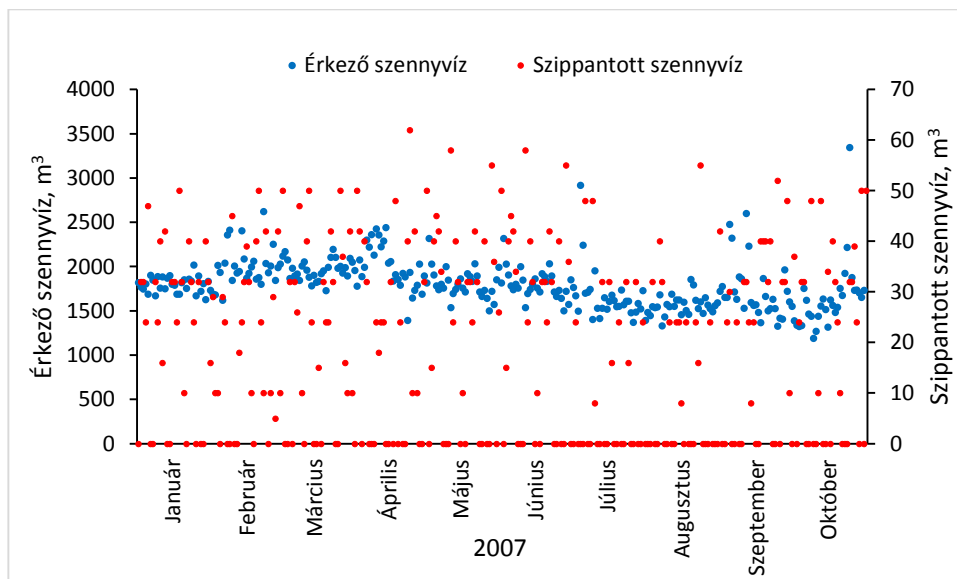
1. ábra. A szennyvíztisztító telep sematikus ábrája

### 3.4 Eredmények

#### 3.4.1 A szennyvíztelep vízforgalma

A két településről beérkező szennyvíz mennyisége egyenes arányban áll a két település lakosságának számával. Téglás város lakossága hozzávetőlegesen 6000 fő, mégis a nagyobb csatornázottságnak (90% kiépítve, 80% rákötve) köszönhetően közel fele annyi szennyvizet tud a telepre juttatni. Ezzel szemben Hajdúhadház városnak a közel 13000 fős lélekszáma az alacsony csatorna kiépítettség (60-70% kiépített, ebből a rákötöttség arányát a rengeteg illegális rácsatlakozás következtében csak becsülni tudjuk, körülbelül 30%) miatt kétharmadát adja a szennyvíztelepre érkező szennyvíz mennyiségnek. Egy esetleges későbbi rácsatlakozási hullám Hajdúhadházon igen nagy kihívást támasztana a szennyvíztisztító teleppel szemben.

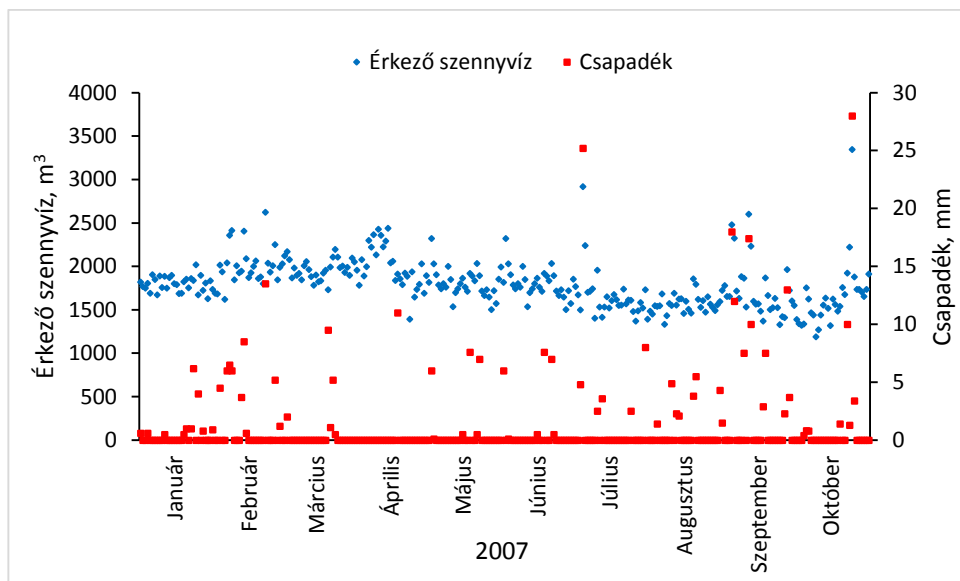
A vízforgalom mérésére alkalmazott indukciós áramlásmérő az elfolyó szennyvíznél és a Téglás beérkező szennyvíznél van felszerelve, viszont a Hajdúhadház beérkező szennyvíz csatlakozási pontnál nincs, ezért ez utóbbit számítással tudjuk csak meghatározni. Ennek megfelelően a hidraulika terhelés szempontjából a távozó víz mennyiséget vettük a beérkező összes szennyvíz mennyiségeként. Rögzítésre kerültek a beérkező szippantott szennyvíz mennyiségek is. Rendelkezésünkre állt továbbá egy csapadék mérőműszer is, mellyel nyomon követhetjük a lehulló csapadék mennyiségét a telepen. A két település független csapadék mennyiség adatai ugyanakkor nem álltak rendelkezésünkre.



2. ábra. A beérkező víz és szippantott szennyvíz mennyisége

A telep az év első felében háromszor is maximális kihasználtsággal üzemelt (február, március, április), míg az év második felében a 2000 m<sup>3</sup> kapacitás nem volt teljesen

kihasználva. Január és május közötti időszakban az átlagos napi tisztított szennyvíz mennyiség  $1903 \text{ m}^3$  volt, addig a június és október közötti időszakban  $1667 \text{ m}^3$ . A közel  $250 \text{ m}^3$  plusz napi vízmennyisége több mint 10%-ot meghaladó. Az időrendi lefolyásból adódóan biztosan nem a hálózatra történő plusz rákötések száma, adja a többletet. A szippantott szennyvízmennyiség napi átlag  $19 \text{ m}^3$  volt. Az év első felében júniusig több mennyiséget szállítottak be, mint az azt követő két hónapban, de szeptembertől ismét  $20 \text{ m}^3$  közeli napi átlag mennyiség állt vissza (2. ábra). A nyári két hónap alacsony mennyisége a kevesebb szállítási megrendeléssel lehet kapcsolatos. A megbízást adó emberek ugyanis nyáron töltik éves rendszeres szabadságuk zömét. Ezért ritkábban és kevesebb mennyiséget tudhatnak a beszállítók ezen időszak alatt produkálni. A telep átlagos beérkező szennyvíz mennyisége és a szippantott szennyvíz mennyisége között nincs összefüggés:  $R = 0,007$ .

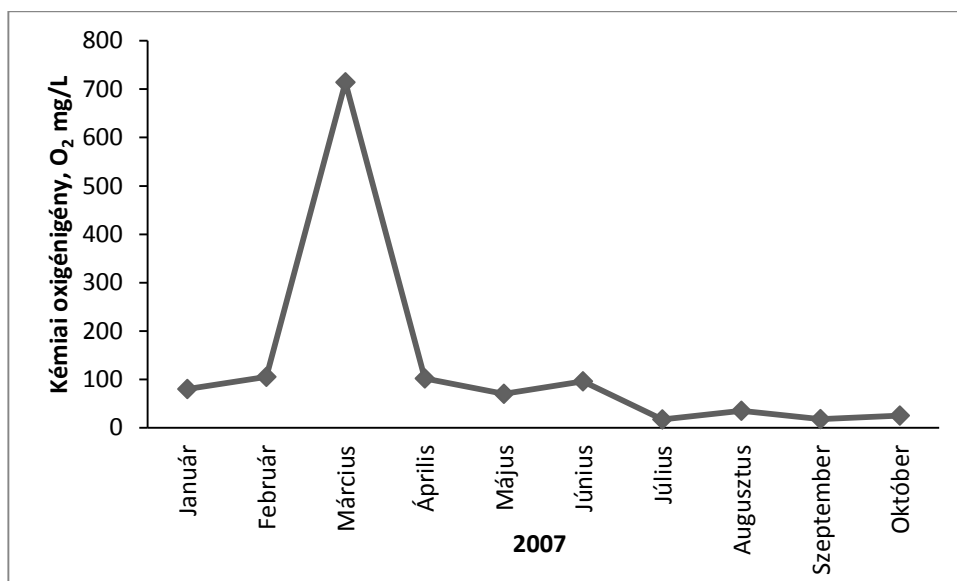


3. ábra. A beérkező szennyvíz és a lehulló csapadék mennyisége

A plusz mennyiség indokolt esetben összefüggésbe hozható a csapadékvíz mennyiségével. Fontos kiemelni, hogy a rögzített csapadékmennyiség csak a szennyvíztelep mérőállomására vonatkozik. A 3. ábrán kerül bemutatásra az érkező szennyvíz és lehulló csapadék mennyisége. A földrajzi elhelyezkedés következtében a lehulló csapadék mennyisége változhat a két település esetében. A zárt csatornarendszer ellenére egy kiadósabb esőzéskor a csapadék a két város egészére vonatkoztatva a lefolyástalan területekről a csatornahálózatba kerül, ami végső soron a szennyvíztisztító telepre fog eljutni. Az adatok alapján a lehulló csapadék és beérkező szennyvíz mennyisége között szignifikáns összefüggés tapasztalható:  $R = 0,519$ . Az ilyenkor jelentkező óriási befolyó víz mennyiség sokkhatás szerűen jelentkezik. A gyorsan megtelt átemelők folyamatosan továbbítják a szennyvizet a telepre. A fix kapacitás mellett, hogy a szennyvíz ne lépjen ki a medencékből, annyi elfolyó vizet fognak kiengedni a rendszerből, amennyit muszáj.

### 3.4.2 Vizsgált paraméterek

Kémiai oxigénigény –  $KOI_d$  - az összes kémiaailag oxidálható szerves anyag tartalom mennyiségéről ad információt (4. ábra). A telepre érvényes tisztítási határérték  $75 O_2$  mg/L. A vizsgált periódus alatt a mért értékek  $17$  és  $714 O_2$  mg/L között változtak, átlagosan  $126 O_2$  mg/L-t ért el. Öt alkalommal voltak határérték feletti az eredmények: január, február március április és június hónapban. A legkiemelkedőbb érték márciusban volt tapasztalható, ezt a vízben található iszapmaradványok okozhatták. Az év első felére eső határérték túllépések aggályosak. Az év második felében nem volt határérték túllépés. A magas kémia oxigénigény eredményeket a szerves anyagok többlet jelenléte okozza.

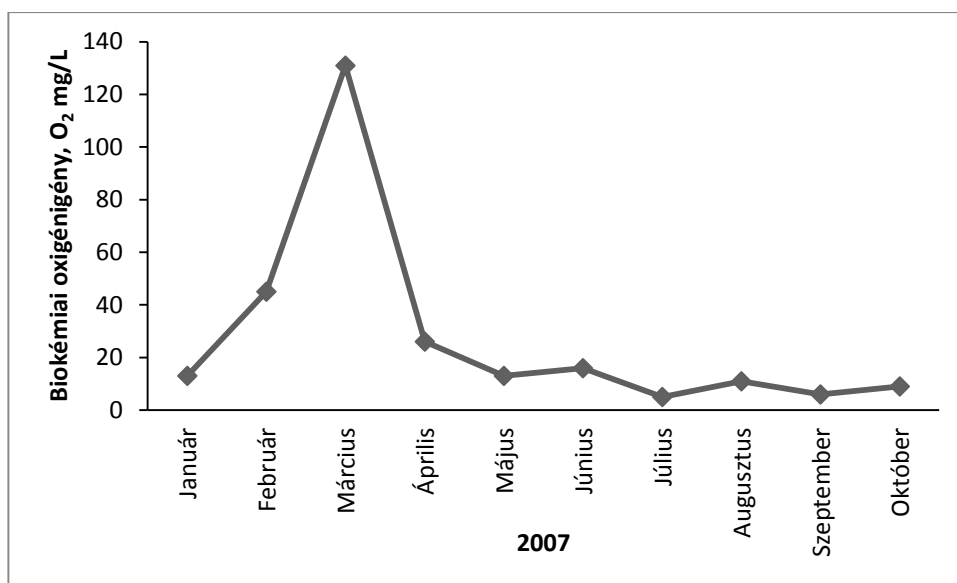


4. ábra. A Kémiai oxigénigény koncentrációja a távozó vízben

A jelenség oka lehet a nem megfelelő ülepítés során átbukó iszapmaradvány (Csépai és Kastanek, 1992), vagy akár egy nagy szennyezőanyag koncentrációjú víz, amihez nincs elég idő a biológiai lebomlásra. Nagy hidraulikai terhelés okozhatja a szennyvíz tartózkodási idejének csökkenését, ami kisebb behatási időt eredményez (Guerrero et al., 2011). A szennyvíztelep vízforgalmának vizsgálatából kiderült, hogy a telepre beérkező többlet víz az év első felében volt mérhető. A kémia oxigénigény mért értékei és havi átlagos beérkező vízmennyiség között szignifikáns összefüggés volt:  $R = 0,538$ . A három legmagasabb mért érték február, március április hónapban  $105, 714, 102 O_2$  mg/L volt, amihez rendre a három legmagasabb havi átlag beérkező vízmennyiség tartozik: 2003, 1972 és  $1997 m^3$ .

Biokémia oxigénigény -  $BOI_5$  - a biokémiaailag lebontható szerves anyag mennyiségéről ad információt 5 nap elteltével (5. ábra). A kémiai oxigénigénnyel szorosan párhuzamba hozható paraméter. Arányaiban tekintve közel 70% a kémiai

oxigénigénynek. A szennyvízben lévő összes szerves anyagoknak azon részét képezi, melyhez az organizmusok könnyen és gyorsan hozzáférhetnek. A telepre vonatkozó határérték e paraméter esetében  $25 \text{ O}_2 \text{ mg/L}$ . A vizsgálat során a  $\text{BOI}_5$  eredmények  $3$  és  $131 \text{ O}_2 \text{ mg/L}$  között voltak, az átlaga pedig  $28 \text{ O}_2 \text{ mg/L}$  volt. Elmondható, hogy a  $\text{BOI}_5$  esetében az átlag eredmények sem határérték alattiak. Három alkalommal volt tapasztalható a határérték túllépés, február, március és április hónapban. A legkiemelkedőbb túllépés márciusban volt tapasztalható.

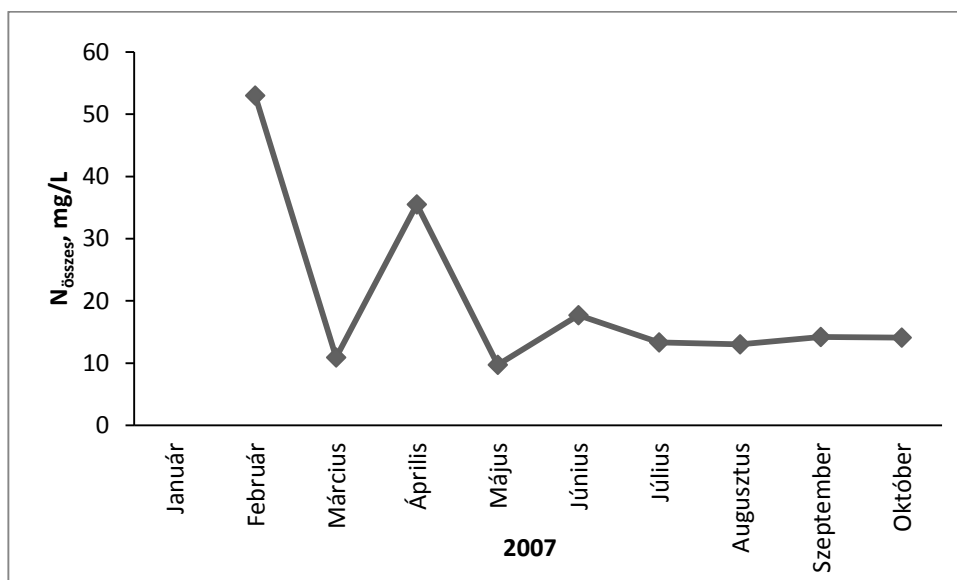


5. ábra. A Biokémiai oxigénigény koncentrációja a távozó vízben

Ezt követően az év második felében itt is jó eredményeket kaptunk. A magas  $\text{BOI}_5$  koncentráció rossz biológiai lebontásra utal. A könnyen hozzáférhető szerves anyag kiemelten fontos a denitrifikáció és foszfor eltávolításban, hiszen ezekhez a folyamatokhoz friss szénforrásra van szükség. A március havi magas eredmény a KOI-hoz hasonló, oka ugyanarra a jelenségre vezethető vissza. A telepre beérkező szennyvíz mennyisége és  $\text{BOI}_5$  koncentráció eredményei között erős kapcsolat figyelhető meg. A három, közel maximum kapacitással terhelt hónap egybe esik a három határérték feletti  $\text{BOI}_5$  koncentráció eredménnyel, aminek következtében magasabb korrelációs értéket kaptunk:  $R = 0,639$ . A kisebb havi hidraulikai terhelésrehez rendre kisebb a  $\text{BOI}_5$  eredmények tartoznak az azt követő hónapokban.

Összes nitrogén koncentráció -  $N_{\text{összes}}$  - a vízben található nitrégén formák összességéről ad információt (6. ábra). A érkező szennyvíz túlnyomó mértékben szervetlen és szerves ammóniumot tartalmaz. A tisztítás során az ammóniumból levegőztető terekben kis arányban nitrit és túlnyomó többségben nitrát keletkezik. Az anoxikus terekben ezt a nitrát koncentrációt tovább semlegesítik elemi nitrogénné. A

szennyvíztelepre érvényes összes nitrogén koncentráció határérték a távozó vízben 25 mg/L. A mérések során 9,7 és 53 mg/L koncentráció között volt a távozó vízben jelenlévő nitrogén, átlagosan pedig 20,2 mg/L volt. A mérésorozat ideje alatt az átlagosan mért koncentráció értéke határérték alatt maradt. Határérték felett két alkalommal volt tapasztalható, február és április hónapban. Mindkét alkalommal az ammónium nitrogén koncentrációja volt túlsúlyban. Ez a levegőztető terek nem megfelelőjére utal. A beérkező szennyvíz ammónium tartalmát a reaktor terek nem képesek lebontani teljes mértékben, így a származék nitrit és nitrát formák nem fognak megjelenni túlsúlyosan a távozó vízben.

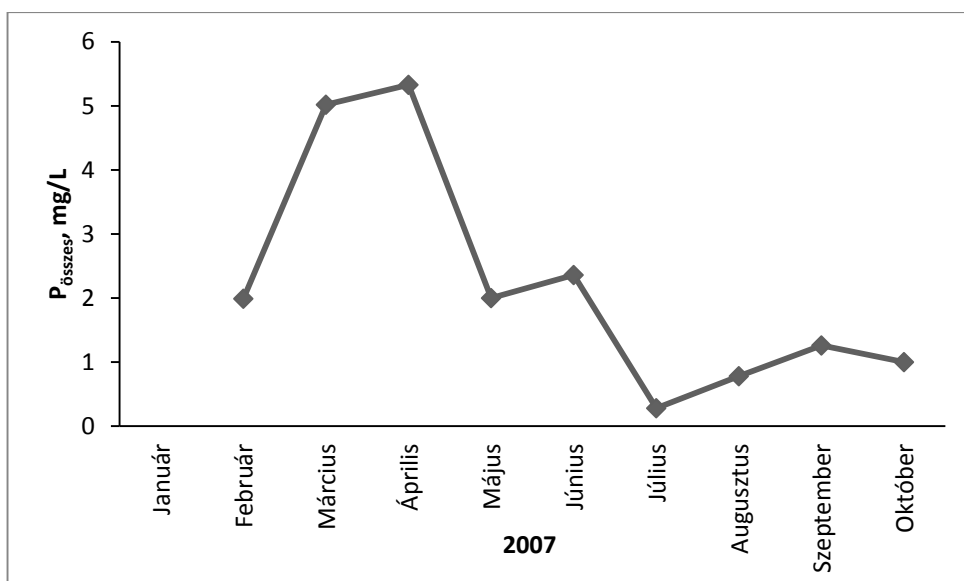


6. ábra. Az Összes nitrogén koncentrációja a távozó vízben

Az év második felében mért adatok határérték alattiak, és jellemzően a nitrát koncentrációja adja az összes nitrogén értékeket. A tavaszi kifogásolható eredmények oka lehet a nem megfelelő oxigén bevitel a lebontási terekben. Ilyen akkor fordulhat elő, ha magas szennyezőanyag tartalmú szennyvíz érkezik a telepre és nem tudnak időben reagálni a gépészek plusz oxigén bevitellel (Sedlak, 1992), vagy ha valamilyen mérgező anyag kerül a rendszerbe ami a biológiai lebontás feltételeit megszünteti (Antonisen et al., 1976), valamint ha nagy mennyiségű víz érkezik a telepre (Rivas et al., 2008). Ez utóbbi esetben a tartózkodási idő csökkenésével az ammónium lebontásra jutó idő is csökken. A két kifogásolt eredmény tavasszal szignifikáns összefüggést mutat a telepre beérkező nagyobb mennyiségű szennyvízzel:  $R = 0,673$ . A nagy mennyiségű csapadék következtében túlterhelés lép fel, így a biológiai lebontás nem elégséges a határértékek tartásához.

Az összes foszfor koncentrációja -  $P_{\text{összes}}$  - a távozó vízben található foszfor formák mennyiségéről ad információt (7. ábra). A szennyvíztisztító telep felépítéséből adódóan képes a biológiai többlet foszfor eltávolításra. Az anaerob térben a

mikroorganizmusok a könnyen hozzáférhető szerves anyagok felvételével teremtik meg a levegőztető térben történő plusz foszfor mennyiség felvételét. A távozó vízre vonatkozó összes foszfor koncentráció határértéke 5 mg/L. A telepen mért foszfor koncentráció 0,28 és 5,33 mg/L között változott, az átlaga pedig a vizsgálat során 2,22 mg/L volt. Ez az érték bőven határértéken belül helyezkedik el. Két alkalommal volt határérték túllépés, március és április hónapban, ugyanakkor ezek nem voltak aránytalanul nagy túllépések.

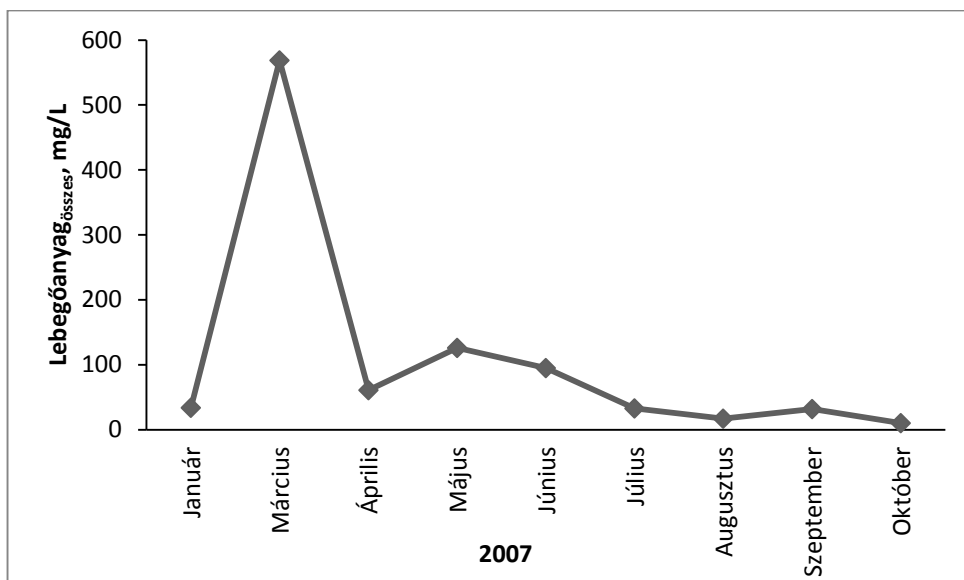


7. ábra. Az Összes foszfor kocnentrációja a távozó vízben

A telepen alkalmazzák a biztonsági foszfor kicsapást, vas klorid segítségével, abban az esetben ha a biológiai eltávolítás nem lenne megfelelő. A biológiai lebontás nem megfelelőségét okozhatja a kevés hozzáférhető szervesanyag tartalom (Krist & Sten, 2004), a biológiai lebontást végző organizmusok alacsony száma (Veldhuizen et al., 1999), az iszap mennyisége is. Ez utóbbi nagy mennyiségű szennyvíz érkezésekor akár előfordúlhat indokolt esetben (Sedlak, 1992). Az érkező szennyvíz mennyiséggel összevetve azt tapasztaltuk, hogy szignifikáns összesfüggés volt a két paraméter között:  $R = 0,810$ . A két kifogásolt eredmény februárban és márciusban egybeesik a két nagyon magas havi átlag vízmennyiséggel. Az év ezt követő szakaszában az alacsonyabb foszfor koncentrációhoz alacsonyabb havi átlagos beérkező szennyvízmennyiségek tartoztak.

Az összes lebegőanyag koncentráció - Lebegőanyag<sub>összes</sub> - a távozó vízben található partikuláris anyagok mennyiségéről ad információt (8. ábra). A szennyvíztisztító telep kialakítása tartalmaz géprácsot, valamint homokfogót, azonban nem tartalmaz előülepítő műtárgyat, ami elsődlegesen a fizikailag ülepszó szennyezőanyagokat kiülepítené a rendszer további részéből. Ennek következtében a szerves szennyezőanyagok nagyobb hányada jut el a biológiai lebontáshoz. A telepre

vontakozó összes lebegőanyag koncentráció határértéke 50 mg/L. A vizsgálatok során a lebegőanyag koncentrációja 10 és 569 mg/L közé esett, átlagosan 109 mg/L volt.



8. ábra. Az Összes lebegőanyag koncentrációja a távozó vízben

Határérték feletti eredmények születtek a február és június közé eső intervallumban. A legkiemelkedőbb nem megfelelés március hónapban volt tapasztalható. Ehhez hasonló extrém lebegőanyag koncentrációt a távozó vízben iszap elúszás okozhat (Takács és mtsai, 1991), ami nagy mennyiségű érkező szennyvízből fakadó hidraulika túlterhelésre utal. A tartózkodás idő csökkenésével az utóülepítők feladatukat csak részlegesen tudják ellátni. Az érkező szennyvíz és a lebegőanyag koncentrációja között erős összefüggés figyelhető meg:  $R = 0,528$ . Azonban fontos megjegyezni, hogy a határérték túllépések az alacsonyabb hidraulikai terhelés mellett is megmaradtak május és június hónapban. Határérték alatti eredmények csak ezt követően voltak mérhetőek. Az iszap felúszását okozhatja adott esetben a levegőztető medencékben alacsonyan tartott oxigénbevitel. Ennek következtében ugyanis nemcsak az anoxikus terekben, hanem az utóülepítőkon is denitrifikációs folyamat fog zajlani. Az így keletkezett elemi nitrogén felhajtja az ülepedésre szánt iszapot, és az átbukik a távozó vízzel együtt, aminek az eredménye alacsony nitrát, összes nitrogén koncentráció és magas lebegőanyag koncentráció.

A leginkább túlterhelt esetekben - február, március, április - a  $2000 \text{ m}^3$  maximális kapacitáshoz 2003, 1972 és  $1997 \text{ m}^3$  érkező szennyvíz volt kapcsolható átlagosan naponta. A vizsgált paraméterek koncentráció eredményeikkel párosítva megállapítható, hogy ezekben, a hónapokban szinte minden  $\text{KOI}_d$ ,  $\text{BOI}_5$ ,  $\text{N}_{\text{összes}}$ ,  $\text{P}_{\text{összes}}$  és  $\text{Lebegőanyag}_{\text{összes}}$  paraméter határérték feletti eredményű volt. Január, május és június hónapokban még megfigyelhetők voltak határérték túllépések bizonyos paraméterek esetében, de ez legfeljebb egy vagy két paramétert érintett.

Ezekben a hónapokban az átlagos napi érkező szennyvíz mennyisége 1798, 1743 és 1735 m<sup>3</sup> volt. Teljes körű határérték megfelelést csak az ezt követő hónapokban tudott a telep elérni, amihez 1722 és 1570 m<sup>3</sup> közötti átlagos napi szennyvíz mennyiség rendelhető hozzá. Ennek következtében a vizsgált paraméterek határértékeinek biztonságos betartásához az érkező szennyvíz mennyisége nem haladhatja meg az 1700 m<sup>3</sup> naponta. Az e feletti vízmennyiség magában hordozhatja az egyes paraméterek nem megfelelést. Ez a vízmennyiség a telep maximális kapacitásának 85%-át teszi ki. Azaz ha a telep kihasználtsága 85% feletti, akkor potenciális határérték túllépések léphetnek fel bizonyos paraméterek esetében.

### **3.5 Konklúzió**

A Hajdúhadház-Téglás közös szennyvíztisztító telep alapvetően rendelkezik mechanikai és eleveniszapos valamint harmadfokú kémiai tisztítással. 1995-ben került átadásra 1350 m<sup>3</sup> napi kapacitással, amit aztán egy jelentősebb beruházás keretében 2005-ben bővítettek 2000 m<sup>3</sup>/napra, továbbá képes még fogadni napi 50 m<sup>3</sup> szippantott szennyvizet is. A több fázisban kiépített csatornarendszer számos átnyomó vezetéken keresztül juttatja a szennyvizet a telepre.

A telepre beérkező szennyvíz mennyisége nem volt kiegyenlített, ami elsősorban a lehulló csapadék következménye. A zárt rendszerű csatornahálózat ellenére mind a két településen lehulló eső a lefolyástalan területekről a vizet a telepre juttatja. A szennyvíz többlet túlterheli a szennyvíztelepet, aminek a következtében sérülhet mind a három tisztítási folyamat.

A mért öt paraméter: KOI<sub>d</sub>, BOI<sub>5</sub>, N<sub>összes</sub>, P<sub>összes</sub> és Összes lebegőanyag a túlterheléses időszakban, számos esetben okozott határérték nem megfelelést. A három legkritikusabb hónap (február, március, április) során a paraméterek szinte mindegyike határérték feletti koncentrációban volt jelen a távozó vízben. Ugyanakkor kisebb kihasználtság esetében is megfigyelhető volt határérték túllépés. A paraméterek megfelelése egyértelműen összefüggésbe hozható volt a napi átlag érkező szennyvíz mennyiségével. A telep kapacitásának 85%-os kihasználtságig (1700 m<sup>3</sup>) bezárólag képes garantálni a vizsgált paraméterek határérték alatti koncentrációját.

## **4 Fejlesztések lehetséges iránya: Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei kis szennyvíztisztító telepek potenciális fejlesztései**

### **4.1 Bemutató**

A legkeletibb megye Magyarországon, Szabolcs-Szatmár-Bereg ad otthont a Tisza beérkező vizének. A folyó hidrológiai fontossága és jó ökológiai állapotának megőrzése kiemelt feladat (Lakatos és mtsai, 2003). A vízgyűjtő területe az Alföldi régió egészét magába foglalja. A helyi vízfolyások csatornarendszerek szorosan ehhez a folyóhoz kapcsolódnak, így a szennyvíztelepek elfolyó vize hosszabb-rövidebb úton, de legvégül a Tiszába torkolnak. Több szempontból is talán az egyik legelmaradottabb megye az országban, ami meg is látszik a közmű fejlesztések hiányában. Ezt az utóbbi időkben sikerült kompenzálni köszönhetően az EU-s forrásoknak. A nagy terhelés miatt a folyó fokozottan ki van téve a szennyezések és szennyeződések okozta veszélyeknek. A nitrogén és foszfor kibocsátások a térségben éppen ezért nagyon szigorú határértékekkel vannak szabályozva. Az úgy nevezett bokortanyák száma jelentős a megyében, ennek megfelelően a szennyvíztisztító telepek is szétszórtan helyezkednek el. A városiasodás részben észrevehető, a nagyobb települések telepei a vonzáskörzetükbe eső települések szennyvizét kezelik. Azok a települések viszont, amelyek túl távol helyezkednek el egymástól, rá vannak kényszerítve, hogy egyedül oldják a meg a problémát (Engin & Demir, 2006). A demográfiai átalakulás miatt a helyes fejlesztések irányának kijelölése még nehezebb. A kis településekre a nem közművekkel gyűjtött szennyvíz a jellemző, azaz a szippantott szennyvíz. Ennek az aránya és minősége a lényegesen eltérő a hagyományos közművel gyűjtött szennyvizétől. A szippantott szennyvíz szerves anyag tartalma, nitrogén - elsősorban ammónium - és foszfor tartalma rendkívül magas. Sok esetben már berothadt formában van jelen, ami egy fajta sokkhatást jelent a szennyvíztelepnek. Ezt a szennyvizet keverik a telepeken a közcsatornából érkező kisebb szennyezettességű szennyvíz mennyiséggel, ami összességében egy közepes szennyezőanyag tartalmú vizet eredményez.

### **4.2 Célkitűzés**

Célunk volt, hogy meghatározzuk különböző kapacitású és technológiájú szennyvíztisztító telepek tisztítási hatékonyságait. Az így kapott eredményeket rangsorolni tudjuk technológia szerint figyelembe véve a telepek kapacitását és kihasználtságát. Emellett szeretnénk feltárni azokat a paramétereket, amelyek meghatározóak a szennyvíztisztító telepek megfelelő hatékonyságaik elérésében. Ezekből, az adatokból pedig szeretnénk megállapítani azt, hogy mely telepek, vagy technológiák működtetése térül meg hosszútávon, valamint fejlesztése szorgalmazható a közeljövőben.

A felmérés 14 szennyvíztelepről készült 2008.01.01. és 2008.06.30. között Észak-kelet Magyarországon, Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében. A vizsgálat során meghatároztuk a kémia oxigénigényt, biokémiai oxigénigényt, összes nitrogént és az összes foszfort. Statisztikai elemzéseket az IBM SPSS 19 szoftver segítségével

végeztük el. A szennyvíztelepek maximális kapacitása 130 és 8500 m<sup>3</sup>/nap között volt. A telepek elméleti maximum kapacitása, átlagos napi szennyvíz fogadása, valamint az alkalmazott technológiája megtalálható a 3. táblázatban.

3. táblázat. A vizsgált szennyvíztelepek paraméterei átlagos eltérésekkel

Szennyvíztelepek	Technológia	Kapacitás m <sup>3</sup>	Átlagos érkező vízmennyiség m <sup>3</sup> /nap
Vaja	HAI	1000	500
Ajak	HAI	220	213
Kisvárdá	HAI	7000	2625
Mándok	HAI	400	246
Máriapócs	HAI	430	324
Mátészalka	HAI	8500	3287
Rakamaz	HAI	1000	645
Tuzsér	HAI	1000	313
Záhony	HAI	4100	900
Baktalórántháza	Aktív iszap + Oxidációs árok	500	263
Csengersima	SBR	130	68
Kocsord	SBR	600	200
Porcsalma	SBR	500	345
Gergelyugornya	Totál Oxidáció	200	165

A telepek többsége 1000 m<sup>3</sup>/nap alatt szennyvizet fogadott. A telepeken biológiai eljárás segítségével tisztítják meg a beérkező szennyvizet. Mindegyik telepen alkalmazzák a biztonsági vas-só adagolást. Számos technológiával találkoztunk a telepen, melyek mindegyike az aktív iszapos eljárás valamelyik válfajába tartozik. Hagyományos Aktív Iszapos (HAI) eljárással üzemelő telepből 9 volt. Sequencing Batch Reactor (SBR) technológiát használó telepből 3 darab volt. Egy szennyvíztelep totáloxidációs módszert alkalmazott. Ezen felül pedig volt egy telep, ami kombinált eljárást alkalmazott. Ez azt jelenti, hogy az oxidációs árkokat kiegészítették aktív iszapos eljárással. A telepek kialakítása igen sokszínű volt. Megtalálható volt az egy reaktoros megoldás, mint ahogy a sokreaktoros párhuzamos kapcsolású is.

### 4.3 Eredmények

#### 4.3.1 Az érkező szennyvíz átlagos minősége

A beérkező szennyvíz vizsgált paramétereinek átlagos koncentrációi a 4. táblázatban találhatóak meg. A KOI koncentrációk széles skálán mozogtak, ezért összességében közepesnek vagy gyenge szerves anyag tartalmúnak tekinthetők. A vizsgált telepek közül háromnál volt az tapasztalható, hogy a beérkező szennyvíz KOI szintje meghaladja az 500 O<sub>2</sub> mg/L-t. Az egyik ilyen telep az Csengersima volt, ami ugyanakkor a legkisebb tisztítási kapacitással rendelkezik, és emellett a legkisebb mennyiségű szennyvizet kapja naponta, ami egyértelműen szippantott szennyvíz magas szennyezőanyag tartalma miatt lehetséges.

4. táblázat. Az érkező szennyvíz átlagos minősége

Szennyvíztelepek	KOI <sub>d</sub> mg/L	BOI <sub>5</sub> mg/L	N <sub>összes</sub> mg/L	P <sub>összes</sub> mg/L
Vaja	397	133	91	9
Ajak	241	87	85	10
Kisvárdá	195	65	60	11
Mándok	236	80	46	7
Máriapócs	433	144	86	8
Mátészalka	316	100	61	10
Rakamaz	577	190	57	18
Tuzsér	430	143	67	7
Záhony	373	120	69	7
Baktalórántháza	409	138	76	9
Csengersima	575	188	74	8
Kocsord	351	123	59	9
Porcsalma	539	180	80	8
Gergelyiugornya	223	75	77	12

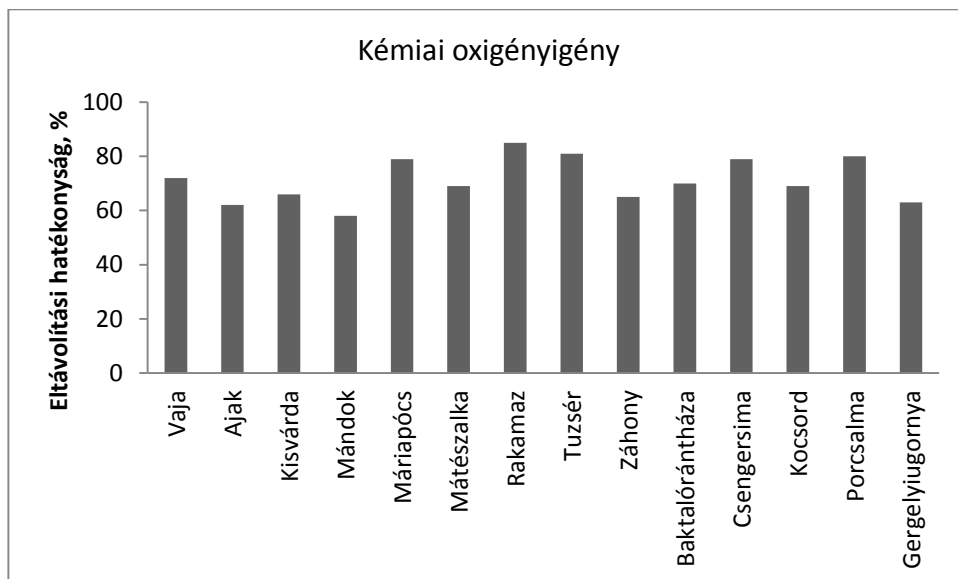
Porcsalma szintén egy kis kapacitású telep, ahol a magas szippantott szennyvíz aránya befolyásolhatja a nagy szerves anyag tartalmat. Rakamaz esetében viszont a magas KOI mögött az áll, hogy a relatíve közepes kapacitáshoz nagy beérkező vízmennyiség párosul, ami még nem képes megfelelő mértékben felhígítani úgy, mint Kisvárdá és Mátészalka esetében.

A BOI<sub>5</sub>/KOI átlagos aránya 0,33. Ez az alacsony BOI<sub>5</sub> szint tükrözi azt a szerves anyag mennyiséget, amit a mikroorganizmusok közvetlenül fel tudnak használni a metabolizmusukhoz. Ezen felül fontos megemlíteni, hogy a vonzáskörzetben nincs

kimagaslóan nagy ipari létesítmény, ami károsan befolyásolná a telepek tisztítási hatékonyságát egy esetleges nem várt szennyezéssel. Az átlagos arányok  $BOI_5$  és KOI között 0,6 és 0,7 között szokták említeni a szakirodalomban. A gyakorlatban azonban sokkal tágabb tűréshatár van a két paraméter között (Arceivala, 1981), többek között található a szakirodalomban 0,4-0,44-s arányszám is, ami elfogadott (Metcalf et al., 2004). A kisebb telepek nagyobb tápanyag terhelést kénytelenek megtisztítani. A nitrogén jelenléte ammónium formában a vidéki településeken sokkal magasabb, mint máshol, főleg a nem közművel összegyűjtött szennyvíz miatt. Ezek a területek az alacsony csatornázottság miatt a háztartások kisebb arányban vannak a szennyvízhálózatba becsatlakozva, mint a nagyobb városokban. Az összes beérkező nitrogén 87%-t a szerves NH<sub>4</sub> dominálja. Az összes nitrogén koncentrációja a vizsgálat során átlagosan 77,9 mg/L volt. Az összes foszfor koncentrációja átlagosan 9,4 mg/L, ami összességében közepes szennyezettségre utal, azonban Rakamaz településen mérhető volt 23 mg/L feletti foszfor koncentráció is.

#### 4.3.2 Eltávolítási hatékonyságok, az eltérések lehetséges okai

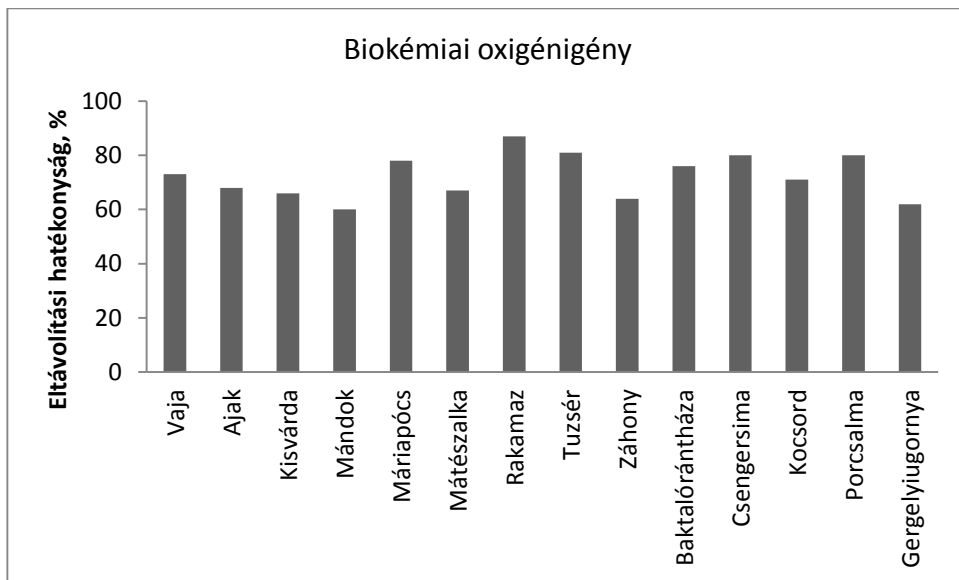
Az átlagos KOI eltávolítási hatékonyságok mértékei a 9. ábrán találhatók. A Rakamazi telep érte el a legnagyobb hatékonyságot. Ezen a telepen 85%-t meghaladó hatékonyságot értek el a hagyományos aktíviszapos technológiával. Ezen túlmenően két másik telep volt képes 80%-s tisztítási hatékonyságot elérni KOI tekintetében: Tuzsér és Porcsalma. A Porcsalmi rendszer egy SBR típusú megoldást használ, míg a Tuzséri pedig egy levegőztető reaktort alkalmaz a biológiai lebontáshoz.



9. ábra. A kémia oxigényigény eltávolítási hatékonysága

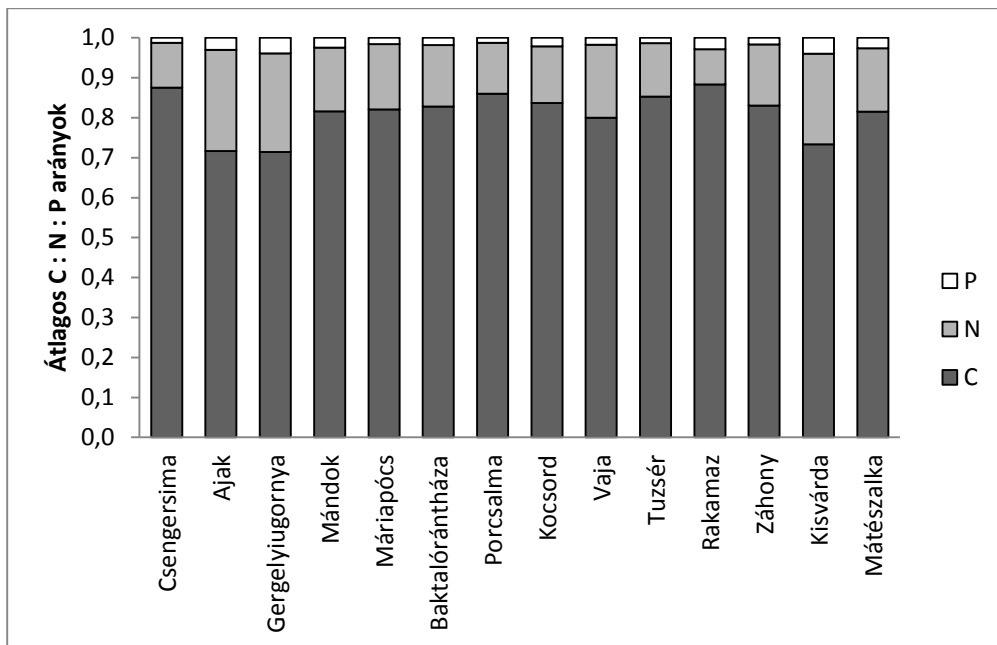
Az alacsony hidraulikai terhelés a Tuzsér telep esetében nem normál üzemi állapotra utal, tekintve, hogy a maximális 1000 m<sup>3</sup>/nap kapacitáshoz átlagosan naponta 300 m<sup>3</sup> szennyvíz érkezik.

Átlagos BOI<sub>5</sub> eltávolítási hatékonyságok a 10. ábrán láthatóak. Az ideális (Moullec et al., 2011) 100:10:1-s C:N:P (szén:nitrogén:foszfor) arány szerint üzemeltetni a telepeket kivitelezhetetlen volt. Az ehhez legközelebb álló telep a Rakamazi volt, ahol sikerült 50:3:1 arányt mérni. A többi telepen ez az arány átlagosan 50:9:1 volt (11. ábra). A nagyobb szennyvíztelepek elméletileg jobb BOI<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub> arányt kellene, hogy biztosítsanak a biológiai lebontáshoz.



10. ábra. A biokémiai oxigénigény eltávolítási hatékonyságai

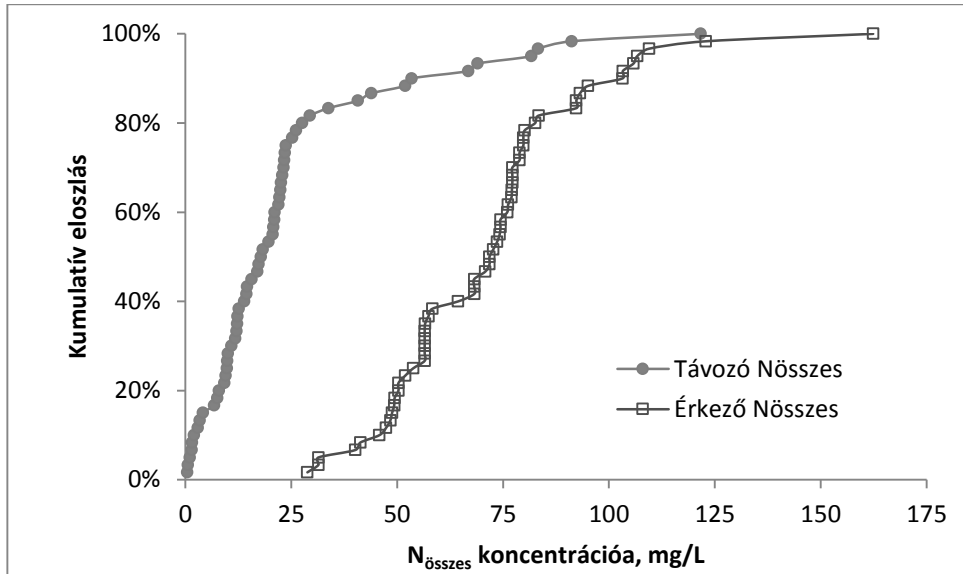
A szerves anyag hiány gyakori probléma a telepek üzemeltetése során (Tardy és mtsai, 2010, Makowska et al., 2013), ezért nem volt meglepő 3,8-s BOI<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub> arány. A vizsgálati periódus alatt összesen két alkalommal sikerült nagyobb, mint 6,0 BOI<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub>-N arányt mérni. A mikrobiológiai folyamatok útján történő magas nitrogén koncentráció sikeres eltávolításához könnyen hozzáférhető szénforrásra van szükség. A rendszerekbe beiktatott anoxikus reaktorok célzottan a nitrát eltávolítását végzik, amihez könnyen hozzáférhető szerves anyagra van szükség. Működtetésben eltérések mindenféleképpen kellettek, hogy legyenek az SBR rendszerek között. A szénforrások mennyisége az anaerob fázisban ugyanakkorák voltak, valamint a kihasznált kapacitásuk (52-69%) is ugyanezt támasztja alá.



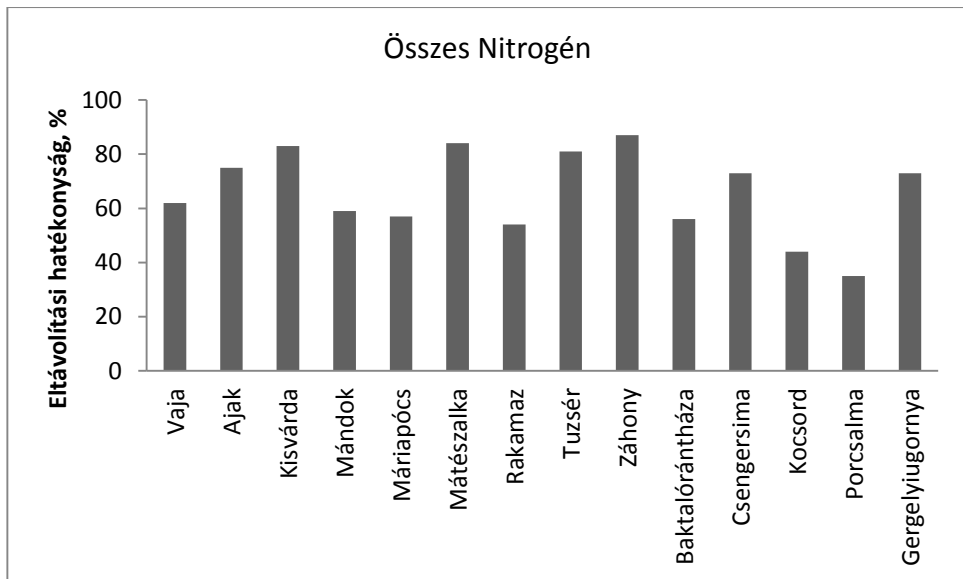
11. ábra. A C:N:P arányok a beérkező szennyvizeknél

Összes nitrogén eltávolítási hatékonyság mérsékelten volt sikeres mind a szerves és szervesetlen formákat tekintve. A beérkező nyers szennyvíz  $\text{NH}_4\text{-N}$  tartalmának 87%-át volt képes eltávolítani a Záhonyi telep. A Mátészalkai, Kisvárdai és Tuzséri telepek 80% hatásfokkal voltak képesek ugyanezt ellátni. Ezek a telepek a hagyományos aktíviszapos eljárást alkalmazták, ahol volt kialakítva megfelelő reaktortér a nitrifikációhoz és a denitrifikációhoz is. Az összes nitrogén eltávolításával kapcsolatos kumulatív eloszlást a 12. ábra tartalmazza. A beérkező összes nitrogén koncentráció 96%-a normális eloszlás mentén helyezkedik el. Az összes nitrogén 13% volt szerves nitrogén. Az átlagos összes nitrogén koncentráció 71,1 mg/L volt, ahol a szórás mértéke 24,1 mg/L volt. A 100 mg/L feletti összes nitrogén koncentráció azonban károsan hatott a telepekre Ez teljes mértékben alátámasztja a 28/2004. (XII.25.) KvVM rendeletben a közsatornába bocsátható szennyvizek szennyezőanyag tartalmának küszöbértékeinél az ammónium nitrogénre vonatkozó fejezetet.

Az elfolyó vizek átlagos összes nitrogén koncentrációja 24,1 mg/L volt, amelynek a szórása pedig 24,3 mg/L volt. A szerves nitrogén koncentrációnak az aránya az elfolyó vízben 15% volt. A beérkező és elfolyó víz összes nitrogén koncentrációja között pozitív korrelációs összefüggés állapítható meg.  $R = 0,5773$  (Pearson parametrikus próba,  $n = 60$ ,  $p = 0.01$ ) alapján megállapítható, hogy a beérkező szennyvíz összes nitrogén tartalma, ha nagyobb, mint 83,4 mg/L akkor az, potenciálisan veszélyezteti a hatékony összes nitrogén eltávolítást. Minél nagyobb a beérkező szennyvíz összes nitrogén koncentrációja annál többet képes a telep eltávolítani, de úgy hogy közben a tisztítási hatékonyság nem növekszik ezzel párhuzamosan (13. ábra). Így a több beérkező összes nitrogén koncentrációból több marad a távozó vízben is.



12. ábra. Kumulatív eloszlás az összes nitrogén koncentráció, érkező és távozó szennyvizeknél

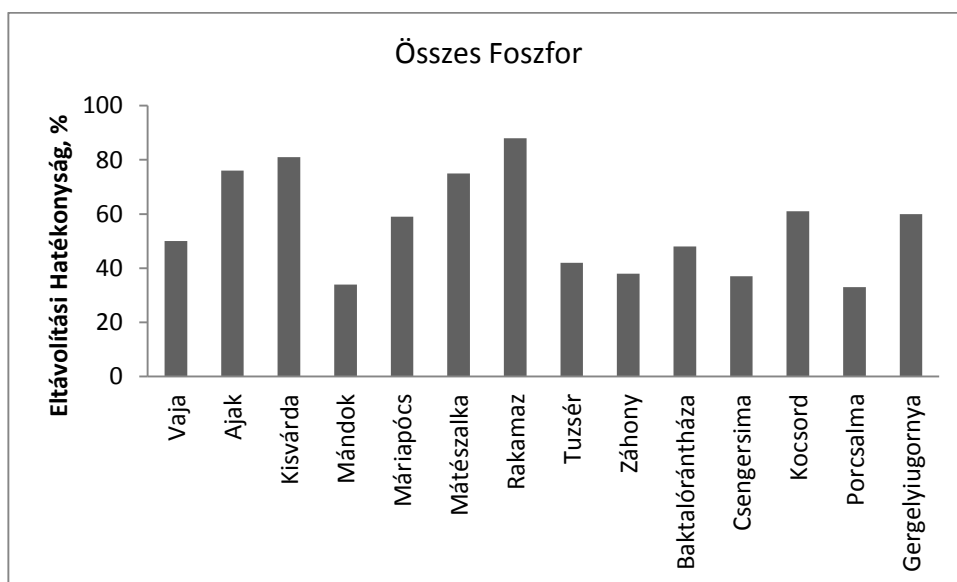


13. ábra. Az Összes nitrogén eltávolítási hatékonyságai

Ez teljes mértékben összecseng más kutatók által is tapasztaltakkal (Makowska et al., 2009). Az oxigén dús reaktorokban kezdődik meg az ammónium lebontása, amit anoxikus medencékben a már újonnan keletkezett nitrát lebontása egészíti ki, ez garantálja a sikeres nitrogén eltávolítást. A Máriapócsi és Ajaki telepek is

rendelkeznek ilyen reakció terekkel annak ellenére, hogy kisebb a maximum kapacitásuk. Az Ajaki telep majd teljes terheltség mellett képes 75%-os nitrogén eltávolításra. Ezen a telepen a fentebb említett két reaktortér tovább van kombinálva egy az eredeti rendszert követő másik oxikus és anaerób térrel. Ez a redukáló anoxikus zóna lehetőséget nyújt arra, hogy végbe menjen egy előzetes redukció, mielőtt a vizet visszaforgatnák az elsődleges anoxikus reaktorba, míg a második oxikus zóna a mikrobiológiai stabilizációt segíti elő az ülepedés előtt.

Az összes foszfor eltávolítás hatékonysága ingadozó volt (14. ábra). Az elfolyó vízben megtalálható átlagos összes foszfor koncentráció 3,5 mg/L volt 1,7 mg/L átlagos eltéréssel. A vizsgált telepek úgy lettek kialakítva, hogy nem rendelkeznek teljes mértékű biológiai foszfor eltávolítási technológiával. Hiába vannak már könnyen kialakítható technológiák a biológiai foszfor eltávolításra (Casellas et al., 2006), nem tudnák sikeresen alkalmazni, mert a beérkező szennyvíz KOI/TP, KOI/TN aránya szimultán alacsony. Szerencsére a kémiai kicsapás vas-só alkalmazásával olcsó megoldást jelent. Az aktív iszapos szennyvíztisztítási technológiák alapvetően kompatibilisek a vas sók alkalmazásával. Korábbi tanulmányoknak megfelelően (Alejandro et al., 2010) akár 90% foszfor eltávolítás is elérhető. A Rakamazi telepen a foszfor eltávolítás hatékonysága elérte a 88%-t, kevesebb, mint 2 mg/L a távozó vízben. A legalacsonyabb foszfor eltávolítási hatékonyságot a Porcsalmi telep mutatott, ahol ez az érték mindösszesen 33% volt.



14. ábra. Az összes foszfor eltávolítási hatékonyságai

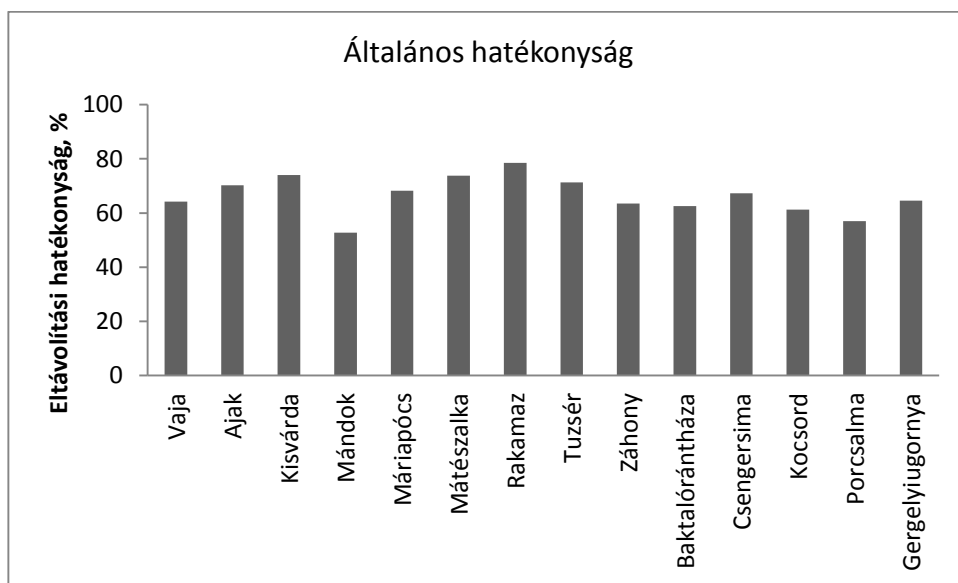
Az elfolyó vizek összes foszfor koncentrációjának 15%-a volt nagyobb, mint az általános eltérés értéke. Az összes foszfor koncentráció eltávolítása nem függ közvetlenül a beérkező víz minőségétől. Amiből arra következtethetünk, hogy a bizonytalanság üzemeltetési különbségekre vezethető vissza.

A vizsgált telepek hatékonyságának összegzéséhez az Általános Hatékonysági (ÁH) indikátort alkalmaztuk (Colmenarejo et al., 2006). Ezzel a módszerrel képesek vagyunk a vizsgált telepeken lévő különböző technológiák összehasonlítani felhasználva a BOI<sub>5</sub>, KOI, Összes nitrogén és Összes foszfor paramétereiket a következő egyenlettel:

$$\text{ÁH} = \frac{1}{4} (\text{HBOI}_5 + \text{HKOI}_d + \text{HN}_{\text{összes}} + \text{HP}_{\text{összes}})$$

ÁH	általános hatékonysági indikátor %
HBOI <sub>5</sub>	Biokémiai oxigénigény eltávolítási hatékonyság %
HKOI <sub>d</sub>	Kémiai oxigénigény eltávolítási hatékonyság %
HN <sub>összes</sub>	Összes nitrogén eltávolítási hatékonyság %
HP <sub>összes</sub>	Összes foszfor eltávolítási hatékonyság %

A 15. ábrán látható a telepek hatékonysága az általános hatékonysági indikátorral kifejezve. Az általános hatékonyság 50% és 80% között ingadozott. A totál oxidációs rendszer 64% tisztítási hatékonyságú volt képes elérni a maximum kapacitás 72%-s kihasználtsága mellett. A kombinált technológiás rendszer csak 62% százalékos hatékonyságú volt, amit főleg a mérsékelt nitrogén és foszfor eltávolítás okozott, mindezt úgy, hogy a rendszer kihasználtsága messze nem volt maximális.



15. ábra. Az általános eltávolítási hatékonyságok

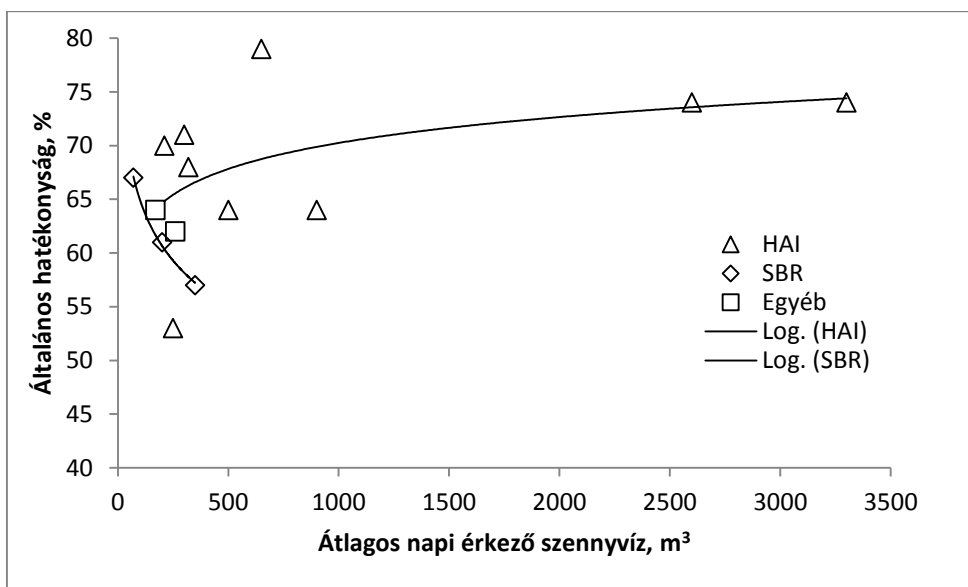
### 4.3.3 Az alkalmazott technológiák kapacitásbeli különbségei

Az vizsgált technológiák hatékonysága szembevető különbségekre mutat rá, ha figyelembe vesszük az egyes telepek kapacitásából fakadó beérkező átlagos szennyvíz

menntiséget is (16. ábra). Meglepő módon az átlagos tisztítási hatékonyság az SBR rendszerek esetében fordított arányban álltak a rendszerek nagyságával, illetve a beérkező átlagos napi szennyvíz mennyiséggel. 67%, 61% és 57%-os tisztítási hatékonyságokhoz napi átlag szennyvíz mennyiséghez 70, 200 és 350 m<sup>3</sup>/nap tartozik rendre. Mivel az SBR rendszerek nagyobb méretű kivitelezés mellett is bizonyítottan (Irvine et al., 1987) képesek hatékonyan működni, ezért ez az eredmény váratlan. Az SBR rendszerek alkalmazása települési szinten relatíve alacsony más rendszerekéhez képest, sokkal inkább jellemző ez a technológia kisméretű házi tisztítókra.

A hagyományos aktív iszapos technológiánál a trend az SBR rendszerek ellentétje. Az általános hatékonyságuk nagyon ingadozók voltak (53-71%) azoknál a rendszereknél, amelyek átlagosan kevesebb, mint 500 m<sup>3</sup>/nap szennyvíz mennyiséget fogadtak. Az e felettiék viszont 64% és 79% között teljesítettek. Az átlagos tisztítási hatékonyság nőtt a beérkező átlagos napi szennyvíz mennyiséggel. Ezért az ebbe a kategóriába eső telepek nagyobb hatékonyságra képesek, ha nagyobb szennyvíz mennyiséget kezelnek. Ez magyarázható a nagyobb telepek kevésbé sérülékenyek a beérkező víz esetleges mennyiségi és minőségi inkonzisztenciájára. Erőteljesebb hígulás következtében a nagy szennyezőanyag tartalmú szippantott szennyvíz elenyészik a közművel gyűjtött szennyvízhez képest. A nagy kapacitású telepek emellett magukban hordozzák a méretbeli megbízhatóságot, mind a személyzet és mind a biztonsági intézkedések tekintetében.

A totáloxidációs és kombinált technológiás szennyvíztisztító telepek közel hasonló tendenciát mutattak az SBR rendszerekkel, de a kapott eredmények nem értékelhetőek, mert a két technológiát nem vehetjük egy csoportba.



16. ábra. Átlagos hatékonyságok alakulása az átlagos napi érkező szennyvíz mennyiséggel

#### 4.4 Konklúzió

A Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében található 14 szennyvíztelepről készült vizsgálat eredményei a következő konklúzióval záródtak. A vizsgált telepek közül nem volt két teljes mértékben azonos, ami legfőképpen összekötötte őket az a bizonyos technológiai hasonlóság. A vizsgálatokkal feltártuk ezen a technológiák hatásfokát és összehasonlítottuk azokat. A beérkező szennyvizek minőségei széles skálán mozogtak. Volt telep, amely alig száz köbméter napi érkező mennyiséget tisztított, és volt, amely több ezer köbméter, érkező szennyvizet is képes naponta fogadni. Néhány esetben megfigyelhető volt, hogy a kis kapacitású telepek nagy szennyezőanyag tartalmú vizet fogadtak. Ez a tendencia sajnos ismeretes, révén a vidéki kis telepek zöme alacsony vízfogyasztása egy fajta visszacsatolás.

Az összes nitrogénből a szerves ammónium nitrogén volt a domináns 87%-ban. A könnyen hozzáférhető  $BOI_5$  tartalom alacsony volt a KOI tartalomhoz képest. Az általános C:N:P arány 50:9:1 volt, ami meggátolta a normális lebontás hatékonyságát. Ez a kis arányszám lépcsőzetesen visszafogta azon folyamatokat, melyek elsődlegesen a hozzáférhető szerves anyag tartalom mennyiségével skálázódnak (nitrát, foszfor eltávolítás). A friss szénforrás hiánya utalhat a szennyvíz berohadt állapotára is, ami a hosszú nyomóvezetékek számlájára lehetne írható. Azonban a vizsgálat során csak kevés nagy teleppel találkoztunk, amelyek mutathatnák a jellemző kórtünetet. Sajnos a berohadás általános probléma kis és nagy szennyvíztelepek esetében is. A kis telepeknél ugyanis a kevés beérkező vízmennyiség sokáig állhat egy-egy átemelőben, amíg a szintjelző be nem kapcsolja a nyomószivattyúkat. Ezért a szennyvíz a telepekre csak jelentős késéssel érhet be, mely idő alatt berohadhat, télen pedig akár az optimális hőmérsékleti szint alá is hűlhet.

Az alacsony  $BOI_5/NH_4-N$  arány negatívan hatott a nitrogén lebontásra. A beérkező szennyvíz összes nitrogén tartalma 83,4 mg/L felett meggátolta a jó tisztítási hatékonyságot. A telepek kémiai úton tisztították meg a beérkező szennyvíz foszfor tartalmát, mert a biológiai foszfor eltávolítás önmagában nem volt teljes értékű. A foszfor biológiai eltávolítást mindkét esetben a hozzáférhető szénforrás korlátozhatja. A telepek különböző módon jártak el a vas kloridos foszfor tisztítás során. Az átlagos foszfor tisztítási hatékonyságok 15%-a az átlagos hiba érték felett volt.

Az SBR típusú rendszerek hatékonysága csökkent, ha a fogadott szennyvíz mennyisége növekedett, és meghaladta a napi 100 m<sup>3</sup>-t. Emiatt csak a kis kapacitású telepeknél volt képes ez a fajta rendszer hatékonyan működni. A nem várt eredmények szerint az SBR rendszerek kiépítése, és további bővítése magasabb kockázattal járhat szemben más technológiákkal. A hagyományos aktív iszapos rendszerek hatékonyabban teljesítettek, ha a beérkező szennyvíz napi mennyisége nagy volt. Ez akár részben köszönhető a lebontási terek variálhatóságának egy adott mérettartomány felett. Napi 500 m<sup>3</sup> beérkező vízmennyiségig a telepek hatékonysága legfeljebb közepes, viszont felette jobban tervezhetők, és megbízhatóbb eredményeket mutatnak. A már meglévő konvencionális aktív iszapos telepek további fejlesztése potenciálisan hozzájárulhat a telepek hatékonyságainak növeléséhez. A vizsgált telepek folyamatos optimalizálása és hangolása minden esetben a telepek működésének javát szolgálhatja.

## **5 Régi szennyvíztisztító telep rekonstrukciója: Debreceni szennyvíztisztító telep bővítése**

### **5.1 Bemutató**

Debrecen, Hajdú-Bihar megye központja, a több mint 200 ezer feletti lakossággal Magyarország második legnagyobb városa. A Nagy Alföld északi részén található, tengerszint feletti magassága pedig 119,6. A telep üzemeltetését a Debreceni Vízmű Zrt. végzi. A 80's években labirintus jellegű oxidációs tavakat (létesített vizes élőhely) tovább fejlesztették egy sok műtárgyas rendszerré az idő múlásával. Az ezt követő rekonstrukcióval a már meglévő és működő aktív iszapos technológia bővítése mellett döntöttek. A fejlesztés és kivitelezés részben könnyebbséget jelentett, mert a már meglévő rendszerhez kellett az új reaktor sort megtervezni. Az üzemeltetőknek ez a megoldás nagy segítség, mert a technológia mechanizmusait már évek óta sikeresen használják, így az új rendszert üzemeltetése hamar elsajátítható. A régi és új technológiai sort összekombinálni, hogy a megfelelő arányban tudják, a szennyvizet elosztani azonban csak elsőre hangzik könnyű feladatnak. Ez a megközelítés kizárja újabb technológiák alkalmazását. Egy esetleges későbbi tovább továbbfejlesztés eshetőségei csökkennek, hiszen nehezebb a régebbi technológiához hozzáigazítani az újakat. Ugyanakkor, jelen körülmények között a bővítés megvalósítása racionális.

A Debreceni szennyvíztisztító telep tisztítja Józsa, Mikepércs, Sáránd, Hajdúsámson, Ebes illetve Debrecen szennyvizét az elfogadott üzemeltetés szerint a bővítés követően. A korszerűsítés 2008-ban vette kezdetét. A mechanikai tisztítást kiegészítették egy finomszűrővel illetve módosították a homokfogót. A biológiai tisztítás korábbi részeit újrakonfigurálták, és egy új tisztítási vonalat építettek, ami a korábbi rendszer méreteivel teljes mértékben megegyezik. A fölös iszap kezelését egy teljesen új rothasztó toronnyal egészítették ki, illetve az ehhez szükséges részegységekkel. Ennek eredményeképpen a telep funkcionális kapacitása megkétszereződött, lehetővé téve így az óránkénti 2500 m<sup>3</sup> szennyvíz fogadását, illetve a 60 ezer m<sup>3</sup> szennyvíz tisztítását naponta.

2010 nyár júniusában kezdődött a próbaüzem a telepen. Elsődlegesen a próbaüzem hat hónapra volt meghatározva, majd ahogy a harmadik rothasztó torony építése elhúzódott, úgy tolták a próbaüzem idejét is ezzel együtt, több időt hagyva a gépészeknek a finom beállításokhoz.

A rekonstrukciós eljárás 2011 novemberében készült el, ami után már sikeresen működött a telep. Ez a dátum volt ugyanakkor a próbaüzem illetve a vizsgálat vége is. A 1991. évi európai rendelet magában foglalja a távozó vizekkel szemben megfogalmazott elvárásokat. Az eutrofizálódással szemben érzékeny befogadó vízfolyások védelme fokozott odafigyelést igényel. Időszakos vízfolyások, mint a Tóció patak fokozottan érzékeny a szennyezésekre, ezért az eutrófizálódási hajlama is magas. A 100.000 lakos egyenérték feletti besorolással rendelkező telepek elfolyó vizére az 5. táblázatban szereplő határértékek vannak meghatározva.

5. táblázat. A szennyvíztelepre érvényes határérték koncentrációk.

Paraméterek	Határérték koncentrációk
	mg/L
KOI <sub>d</sub>	75
BOI <sub>5</sub>	25
N <sub>összes</sub>	25
P <sub>összes</sub>	5
Lebegőanyag <sub>összes</sub>	50

## 5.2 Célkitűzés

Rekonstrukciós eljárás keretében a Debreceni szennyvíztelep bővítése mellett döntött a Debrecen megyei jogú város vezetése. A fejlesztés következtében a város agglomerációjába tartozó egyes települések szennyvizét a Debreceni Vízmű által üzemeltetett szennyvíztelepen fogják a jövőben tisztítani. A bővítés eredményeként a telep mérete tovább növekszik. Ez jelentős mértékben befolyásolja a tisztított vizet befogadó hidrológiai állapotát hosszabb távon. A növekedett terhelés miatt a szennyvíztisztító telepre még nagyobb felelősség hárul. Minden beruházás a helyi viszonyok kielégítésére törekszik, ezért fontos a folyamatos kontroll vizsgálatok ellátása. A műszaki átadást követő próbaüzem ideje alatt vizsgálatokat végeztünk, hogy feltárjuk a rendszer egyes részeit és azok szerepeit, amivel hozzájárulnak az elfolyó víz minőségéhez. A víz kémia és fizikai paramétereinek vizsgálatával hatékonysági mutatókat alkalmaztunk, amelyek segítségével leírhatóvá váltak a telepen zajló beavatkozások eredményei, és azok időrendi lefolyása.

A vizsgálat a hatékonyságra fókuszált, ennek megfelelően az érkező nyers vizet (D1) és távozó vizet (D2) vizsgáltuk illetve vetettük össze egymással. A D1 minta hely a szennyvíz főgyűjtő aknáját jelenti, a rács előtt. A D2-s minta az összes távozó víz elvezető csatornáját, ami már közvetlenül a Tóció patakba végződik. Ez a mintavevő hely egy fedett aknában található, ahol a távozó víz szabályosan megvehető volt. A helyszínen mértünk pH-t, elektród potenciált, hőmérsékletet, vezetőképességet, valamint oxigén koncentrációt (Goncharuk et al., 2010). Laboratóriumban mértünk, nitrát ortofoszfát és ammónium (Schwoerbel, 1970) koncentrációt a megfelelő hígítások figyelembevételével (Németh, 1998; Felföldy, 1980). Az összes nitrogén és összes foszfor koncentrációt hasonlóan az ammónium és ortofoszfát meghatározáshoz végeztük, csak előtte elroncsoltuk a mintákat. A lebegőanyag koncentrációt gravimetriásan végeztünk. A kémia oxigénigény meghatározáshoz a dikromátos módszert vettem alapul a hozzá tartozó eljárással (Dedkov et al., 2000), továbbá mértük a biokémia oxigénigényt 5 nap elteltével (Wetzel & Likens, 1991).

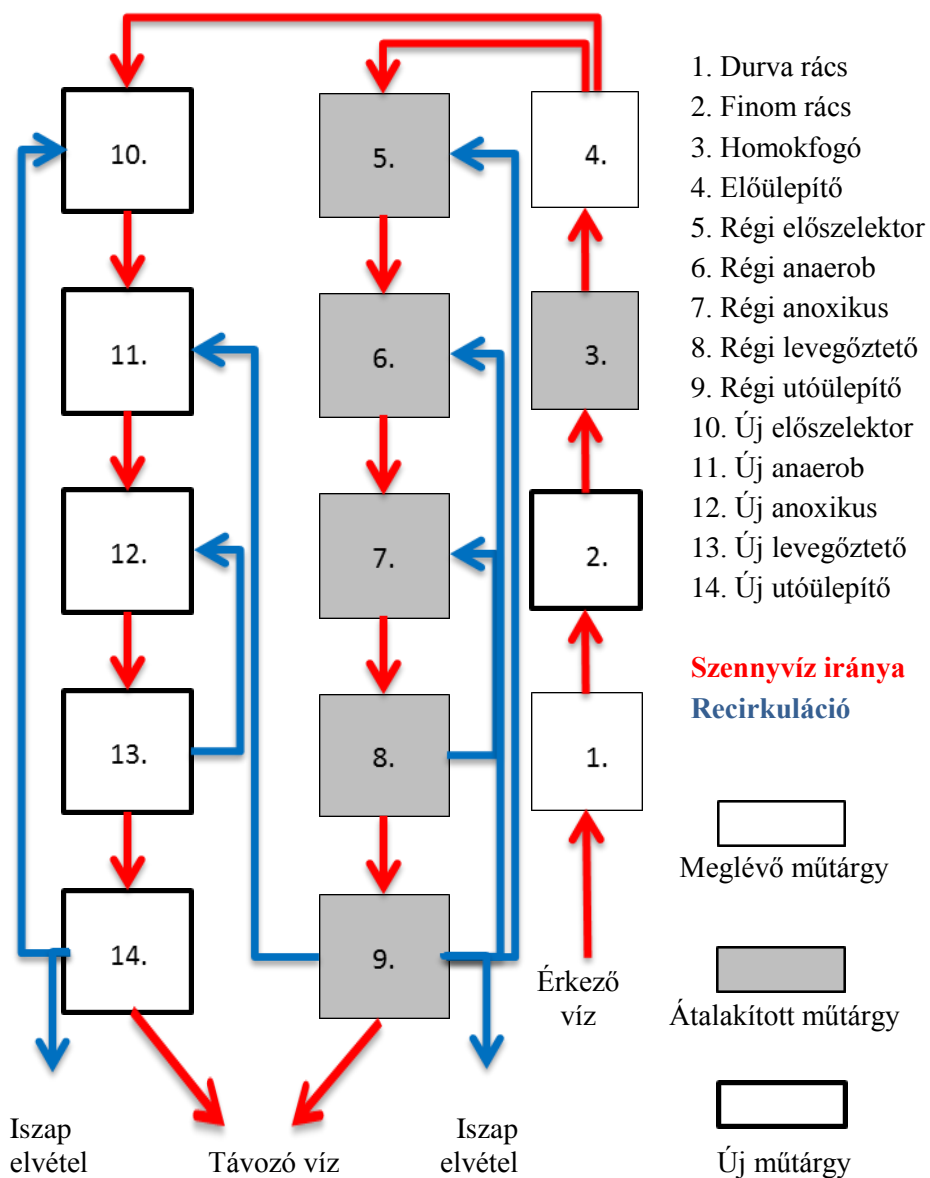
### 5.3 Technológiai leírás

A szennyvíztisztító telepre érkező nyers szennyvíz mechanikai szennyeződéseit (úszó, lebegő szennyeződések) durva és finom rács segítségével távolítják el. Innen a víz a folyamatosan levegőztetett homokfogóra jut. A homokfogón keresztül haladt nyers szennyvíz a Dorr típusú előüleptítőkre kerül. Az előüleptítőben történik meg a nyers szennyvíz fázisainak külön választása. A kialakított záportározó lehetőséget nyújt a többlet beérkező szennyvíz ideiglenes tárolásához, még közvetlen a biológia lebontás előtti szakaszban.

A biológiai lebontás az anaerob medencékkel kezdődik. Az előszelektor anaerob medencében csökkentik a recirkulációs iszap nitrát koncentrációt a fő anaerob reaktor előtt, hogy az hatékonyan tudja a későbbi biológiai foszformentesítést előkészíteni. Ez a reaktor helyezkedik el a biológiai tisztítás legelején, ugyanis ehhez a folyamathoz kell a legtöbb könnyen hozzáférhető szerves anyag. A következő lépésben az anoxikus medencékben zajlik le a denitrifikáció, azaz a nitrátmentesítés. A medencék kialakítása egyfajta lóverseny pálya jellegű, ami a tartózkodási időt hivatott növelni. Az anoxikus reaktorokból a víz tovább halad fő levegőztető medencékbe. Itt a folyamatos oxigén bevitelnek köszönhetően a szennyvízben lévő szerves és szervesetlen ammónium formákat alakítja át az iszaptömeg nitráttá, ez a nitrifikáció folyamata. Az oxigén koncentrációt 2 mg/L értéken kell, hogy tartsák a megfelelő határfok érdekében. A többi reaktorral ellentétben ehhez a folyamathoz nem szükséges fokozott szerves anyag jelenlét. A keletkezett nitrát tartalmú víz a kis körös recirkuláció révén jut vissza az anoxikus medencékbe.

A biológiailag megtisztított víz tovább halad az utóüleptítőkre, ahol az iszap fázist leválasztják és a nagy körös recirkuláció értelmében visszajuttatják a technológia legelejére, az anaerob előszelektor medencékbe. A többlet iszap mennyiséget pedig fölösiszapként eltávolítják a rendszerből és a rothasztó tornyokba juttatják végül.

A telep sematikus felépítése a 17. ábrán látható. Ha a bejövő szennyvíz szerves anyag koncentráció indokolja, akkor lehetőség van plusz szén forrás adagolásához metanol formájában közvetlenül az anaerob medencékben. Vas-(III)-szulfát adagolása egyfajta biztonsági megoldás, ha biológiai foszfor eltávolítás nem megfelelő hatékonysággal tudná tartani az előírányzott 5 mg/L foszfor koncentráció értéket a távozó vízben.



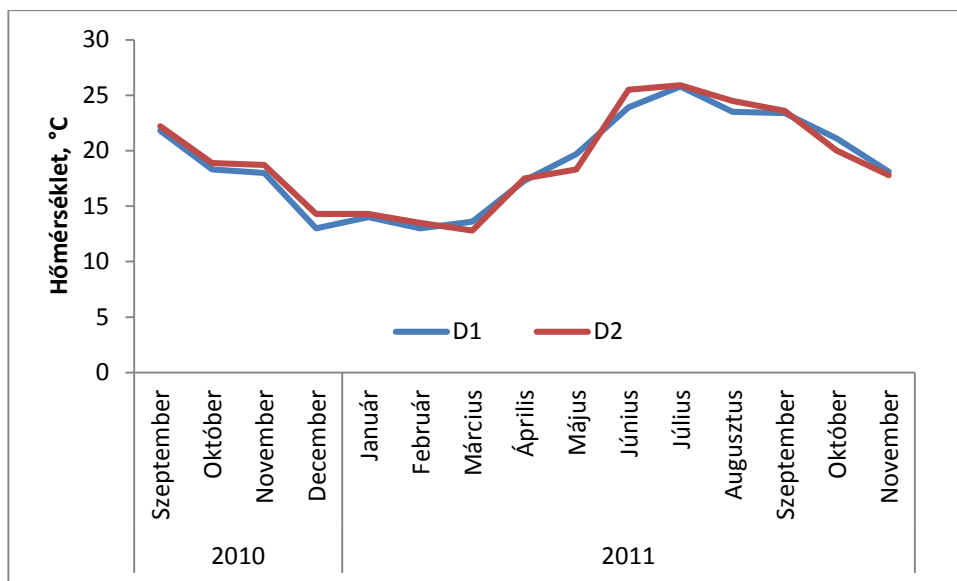
17. ábra. A telep sematikus felépítése

## 5.4 Eredmények

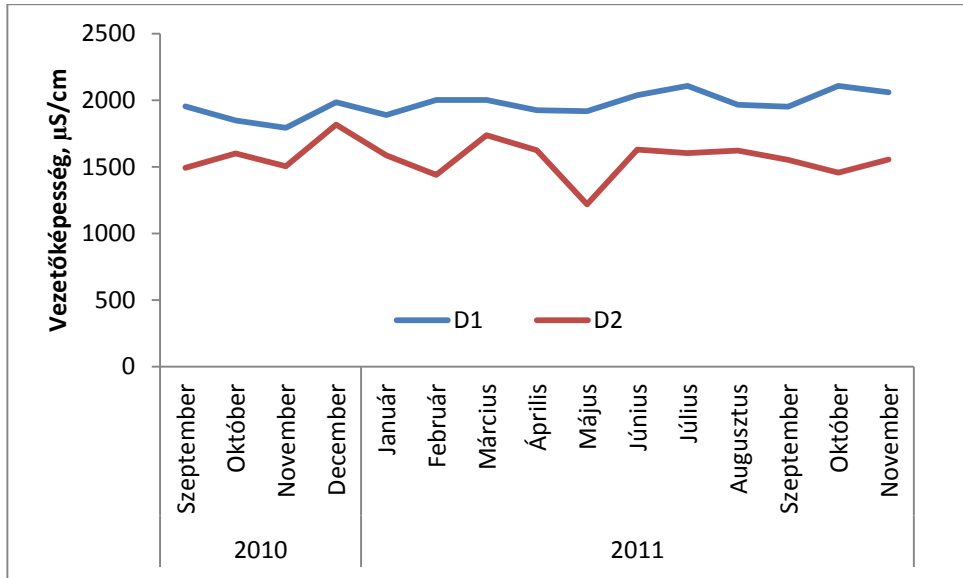
### 5.4.1 Helyszínen mért paraméterek

A telepen helyben mért paraméterek közül csak a hőmérséklet mutatott némi szezonalitást (18. ábra). A megfelelő biológia fenntartása érdekében télen fűteni kellett a reaktorokat. A szükséges energia befektetés révén sikerült a hőmérsékletet télen is 13°C fölött tartani. A beérkező víz esetében, ami kritikus a telep egészére vetítve, csak kétszer érte el az említett hőmérsékletet. A vezetőképesség a vízben lévő oldott ionok mennyiségére utal. 1218 és 2110  $\mu\text{S}/\text{cm}$  között ingadozott a vizsgálat során (19. ábra), mely során az érkező víz átlagos értéke 1971  $\mu\text{S}/\text{cm}$  volt, míg a távozóé 1563  $\mu\text{S}/\text{cm}$  volt. Az általános eltérés mértéke  $\pm 89$  és 138 volt rendre.

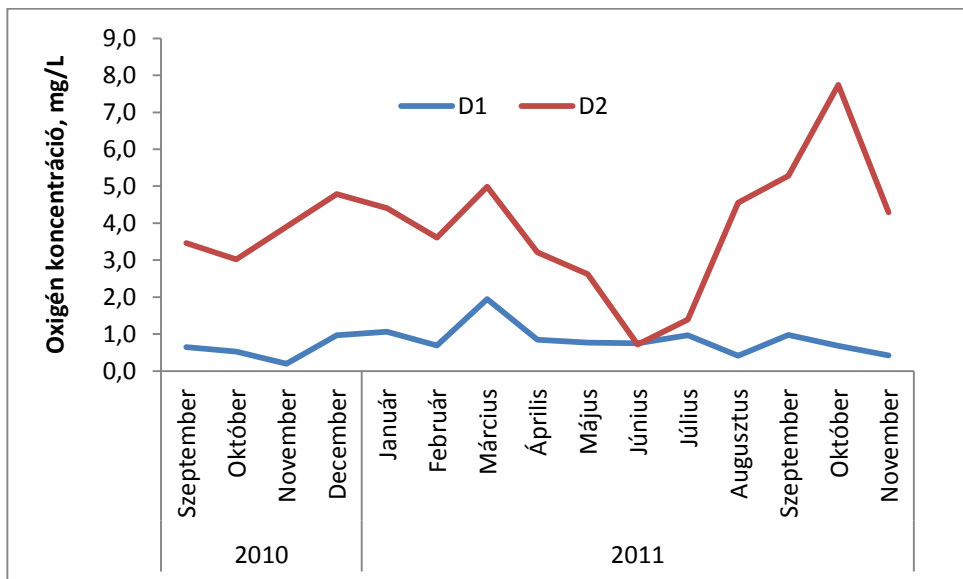
Az oldott oxigén koncentrációja 0,20 és 7,74 között mozgott. A beérkező szennyvízé átlagosan 0,79 volt, míg a távozó vízé átlagosan 3,87 (általános eltérés  $\pm 0,40$  és 1,67 volt rendre). A beérkező víznél megfigyelt koncentrációból következik (20. ábra), hogy a berohadásnak még nincs jele. Az elfolyó víz oxigén szintje magasabb, mint a gyakorlatban általában (Holenda és mtsai, 2008) alkalmazott 2,00 mg/L-s érték. A mért érték a kutatás során növekvő tendenciát mutatott.



18. ábra. Az érkező és távozó víz Hőmérséklet



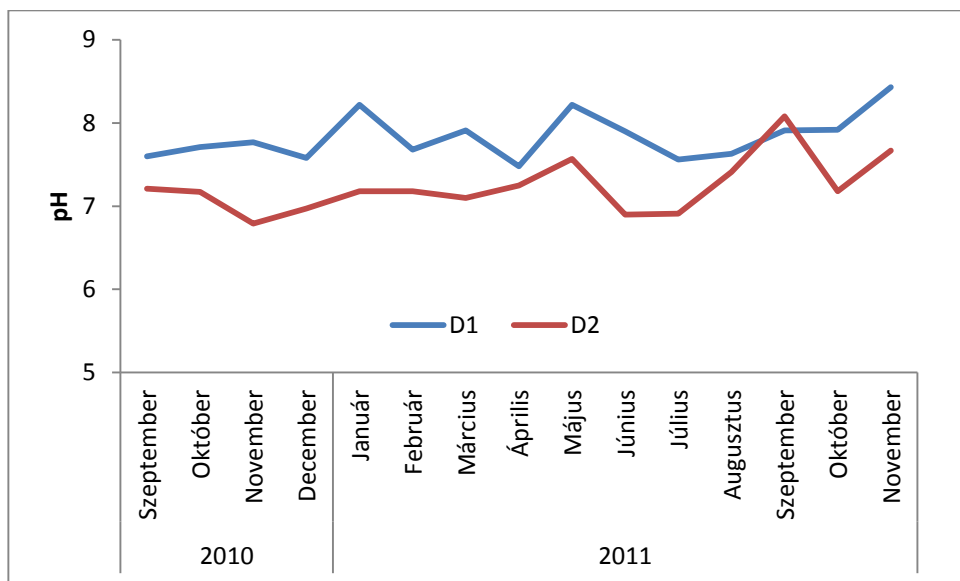
19. ábra. Az érkező és távozó víz Vezetőképessége



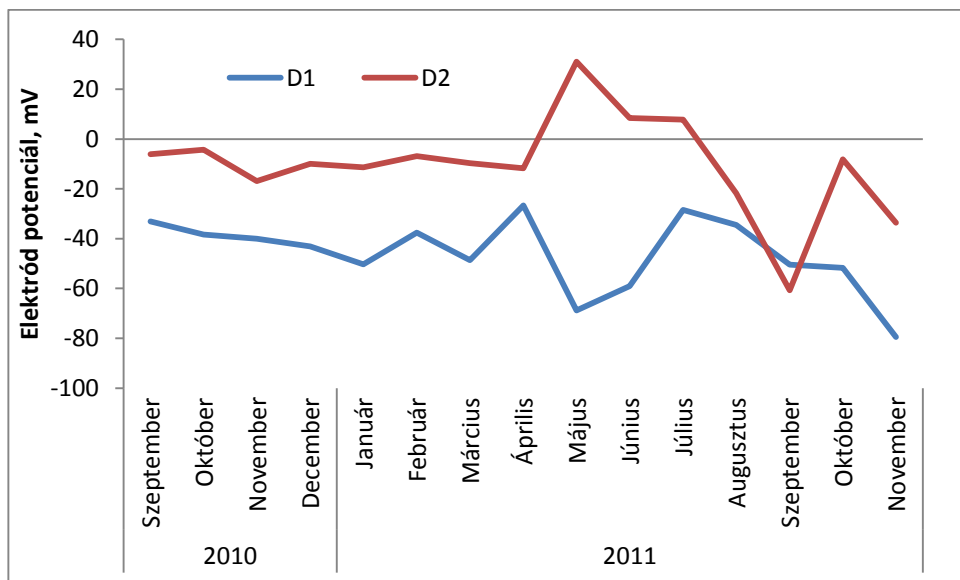
20. ábra. Az érkező és távozó víz Oxigén koncentrációja

A pH 6,79 és 8,43 között ingadozott. Az érkező víz átlagos pH értéke 7,83 volt, míg a távozó vízé átlagosan 7,24. Az általános eltérés mértéke  $\pm 0,28$ ,  $0,33$  volt rendre. Egy enyhe savasodási folyamat volt megfigyelhető (21. ábra), ami szerencsére még bőven az elfogadható tartományon belül volt, így nem igényelt kémia beavatkozást. Az elektród potenciál szintje a biológiai aktivitás mértékére utal, és jelentős mértékben köthető a szennyvízben lévő oxigén mennyiségéhez. A vizsgálat során mért értékek -

79,5 és +31 mV között voltak (22. ábra). Az beérkező szennyvíz esetében átlagosan -46,01 mV volt, míg a távozó vízé átlagosan -10,27 mV (általános eltérés mértéke  $\pm 14,74$  és 20,21 mV volt rendre).



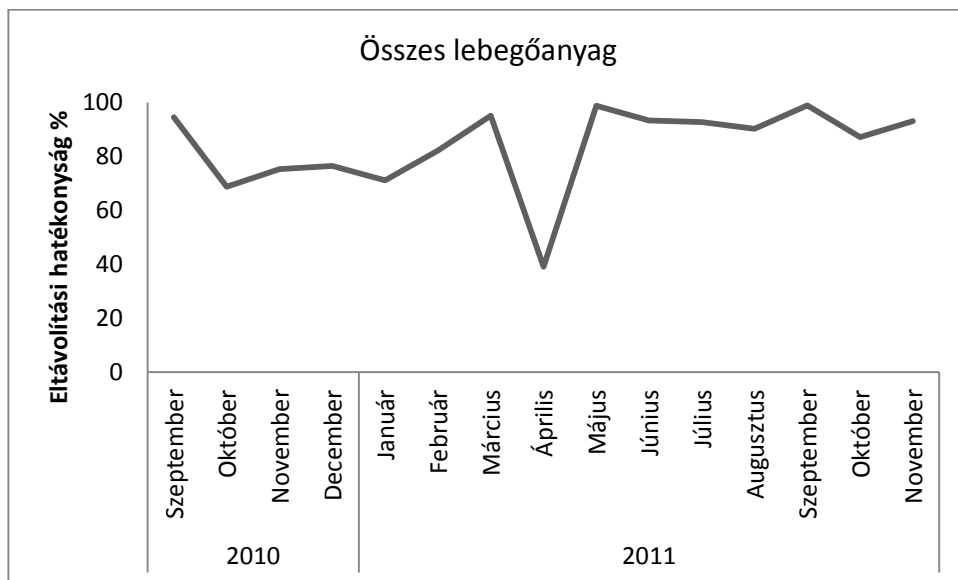
21. ábra. Az érkező és távozó víz pH-ja



22. ábra. Az érkező és távozó víz Elektrod potenciálja

## 5.4.2 Szennyezőanyag eltávolítási hatékonysága

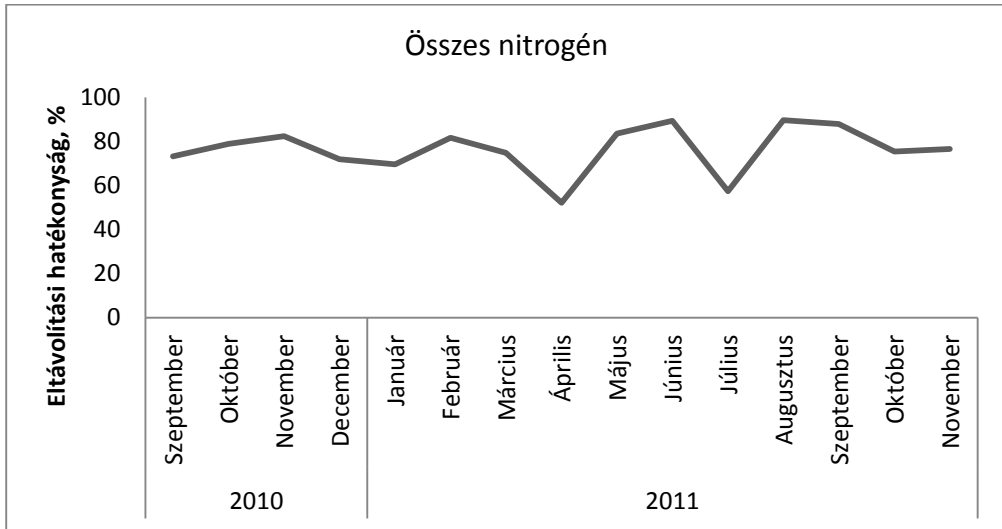
A lebegőanyag mért értékei jelentős mértékben változtak 8 és 778 mg/L között. A beérkező szennyvízben átlagosan 436 mg/L volt, míg 65 mg/L a távozó vízben (általános eltérés  $\pm 197$  és 100 mg/L volt rendre). A lebegőanyag eltávolítási hatékonysága a telepen 83% volt. 2011 áprilisában egy ülepedési problémát követően tapasztalható volt a lebegőanyag eltávolítás hatékonyságának romlása (23. ábra), de ennek ellenére a későbbi időszakban a korrekció következtében a hatásfok 90% fölé emelkedett.



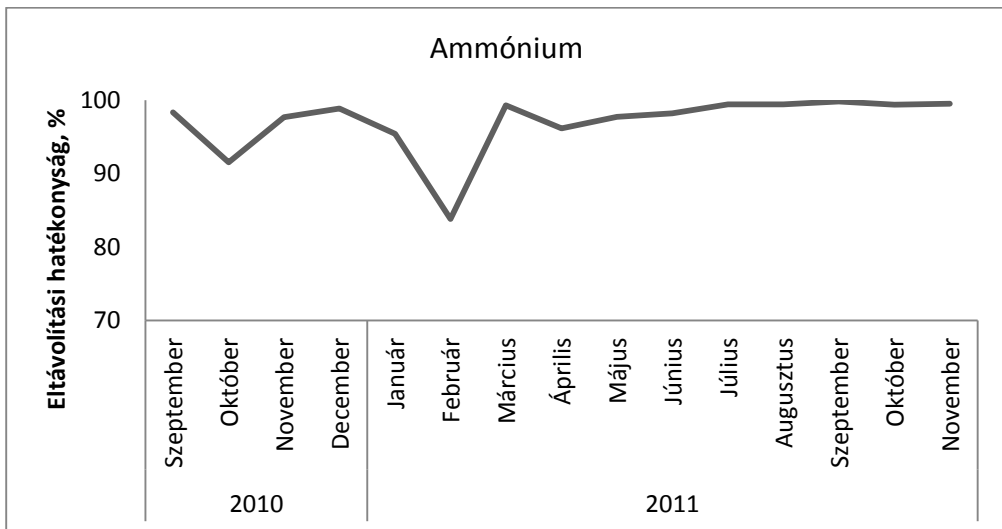
23. ábra. Az Összes lebegőanyag eltávolítási hatékonysága

Az összes nitrogén mért értékei 3 és 111 mg/L között változott a vizsgálat során. A beérkező szennyvíz átlagosan 85 mg/L volt, míg a távozó vízé 19 mg/L (általános eltérés  $\pm 16$  és 5 mg/L volt rendre). Az átlagos tisztítási hatékonyság 76% volt (24. ábra). A közvetlen hozzáférhető szerves ammónium jelenléte domináns volt a szerveshez képest. A komplex szerves nitrogénformák először hidrolizálnak ammónium ionokká, amit később a mikroorganizmusok használnak fel. Ezt követően zajlik le a nitrifikáció, ami jelentős mennyiségű oxigén koncentrációt igényel annak érdekében, hogy az ammónium ionokat először nitritté, majd pedig nitráttá alakítsa. Ez a folyamat 97%-os hatékonysággal zajlott le (25. ábra). Az ammónium koncentráció csökkenése egy emelkedési trendet követ, ami arra utal, hogy a nitrifikáció kontrollálható környezetben történt. A levegőztető medencék funkciójukat maradéktalanul ellátták a kezdeti nehézségeket követően. A 2010. december és 2011. februári időszakban tapasztalt alacsony eltávolítási hatékonyság részben magyarázható a beérkező szennyvíz alacsonyabb hőmérsékletével. A nitrifikációhoz szükséges minimális hőmérséklet 10°C. Ezért az időszakra jellemző 15°C beérkező víz hőmérséklet mellett a nitrifikáció mértéke alacsonyabb. A növekvő ammónium

eltávolítás következménye, hogy a nitrát mennyisége is arányosan növekedett, ami a biológiai lebontásának, a denitrifikációnak a hiányosságára mutat. A denitrifikációhoz anoxikus környezetre van szükség (kevesebb, mint 0,035 mg/L oxigén koncentráció), ahol a nitrát elemi nitrogénné redukálódik. Ennek a hiánya több dologgal is magyarázható.



24. ábra. Az Összes nitrogén eltávolítási hatékonysága

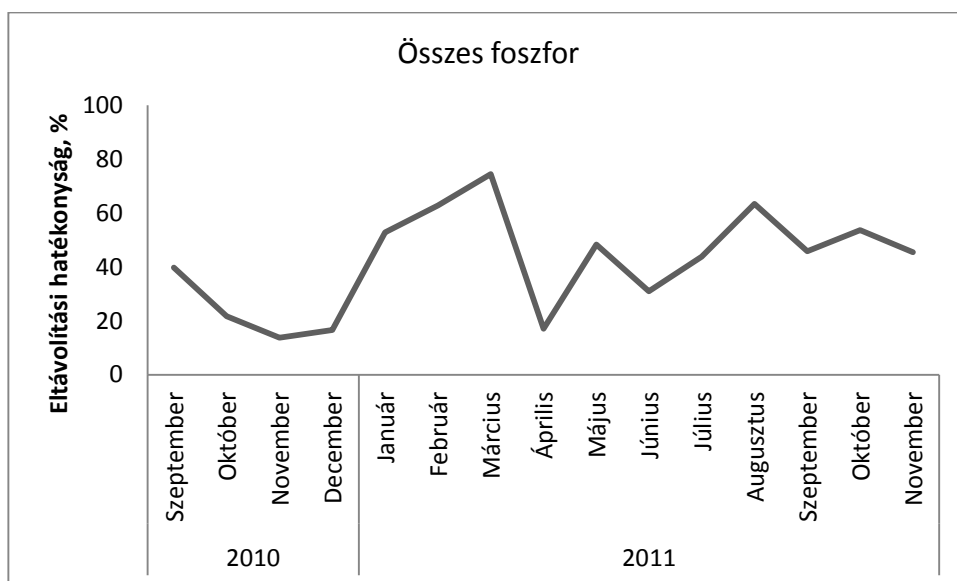


25. ábra. Az ammónium eltávolítási hatékonysága

A nem megfelelően beállított tartózkodási idő az adott reaktorterekben okozhatja ezt részben, még ha bőven van szerves anyag a reakcióhoz. Másfelől pedig a távozó

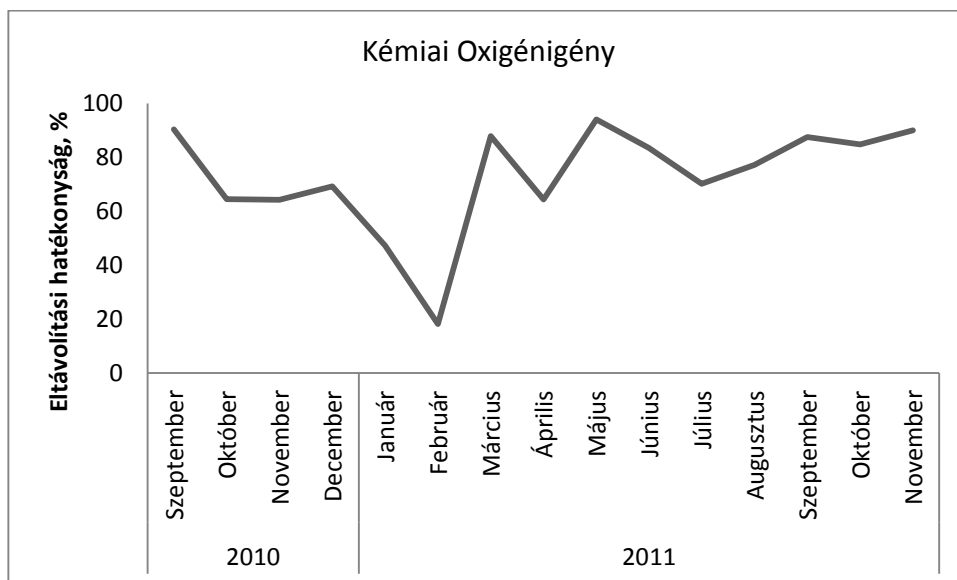
vízben az oxigén szintje növekvő tendenciát mutat, ami nem közvetlen bizonyíték, azonban semmiképpen sem zárható ki, mint indikáció. A magasabb oxigén szint a túlvegyőztetésből fakadóan annyira megnövelheti az oxigén koncentrációt, hogy nem történik teljes denitrifikáció az anoxikus terekben. Összességében nézve a nitrogén eltávolítási hatékonyság kis mértékben ugyan, de emelkedett. Ez javarészt annak köszönhető, hogy már a kezdetektől fogva magas volt az eltávolítási hatékonyság, illetve a sikeres ammónium lebontás finomhangolásának.

Az összes foszfor mért értékei a vizsgálat során 2 és 27 mg/L között voltak. A beérkező vízben átlagosan 11 mg/L volt, míg a távozóban 6 mg/L (általános eltérés  $\pm$  5 és 3 mg/l volt rendre). A telep átlagosan 42%-os hatékonysággal (26. ábra) tudta a beérkező foszfor mennyiségét eltávolítani. Ez a mért paraméter teljesített a legrosszabbul a vizsgált elemek közül. Az adagolt vas-klorid mint koaguláló szer hatékonysága megkérdőjelezhetetlen. A vizsgálat végére meredeken emelkedett az eltávolítás hatékonysága. A vízben jelenlévő foszfát mennyiségét a baktériumok növekedési rátája határozza meg döntően. A nem megfelelően összehangolt reaktorok okozhatnak rossz körülményeket a foszforbontó baktériumok közösségében. A baktériumok emiatt arra kényszerülhetnek, hogy saját tartalékaikat felhasználva éljenek túl, ami minden esetben ATP-ADP konverzióból származó többlet foszfátot juttathat a vízbe. Ilyen esetben sejt szaporulat nem tapasztalható, ami csak tovább fokozhatja a foszfor eltávolítás leromlását. Az anaerob-anoxikus-aerob kialakítású rendszerek esetében a nem teljes nitrát redukció ezen túl gátolja az összes foszfor eltávolítási hatékonyságát (Haandel & Lubbe, 2007). A majdnem megduplázódott hatékonysági mutatók szinte borítékolhatók voltak a kezdeti nehézségek tükrében, azonban a további javuló eredmények kicsikarása fokozott odafigyelést igényel az üzemeltetőktől.



26. ábra. Az Összes foszfor eltávolítási hatékonysága

A kémiai oxigénigény mért értékei a telepen 38 és 1642 mg/L között voltak. A beérkező vízé átlagosan 642 mg/L, míg a távozó vízé 133 mg/L (általános eltérés  $\pm$  411 és 74 mg/L volt rendre). A végső átlagos eltávolítási hatékonyság 72% volt (27. ábra).

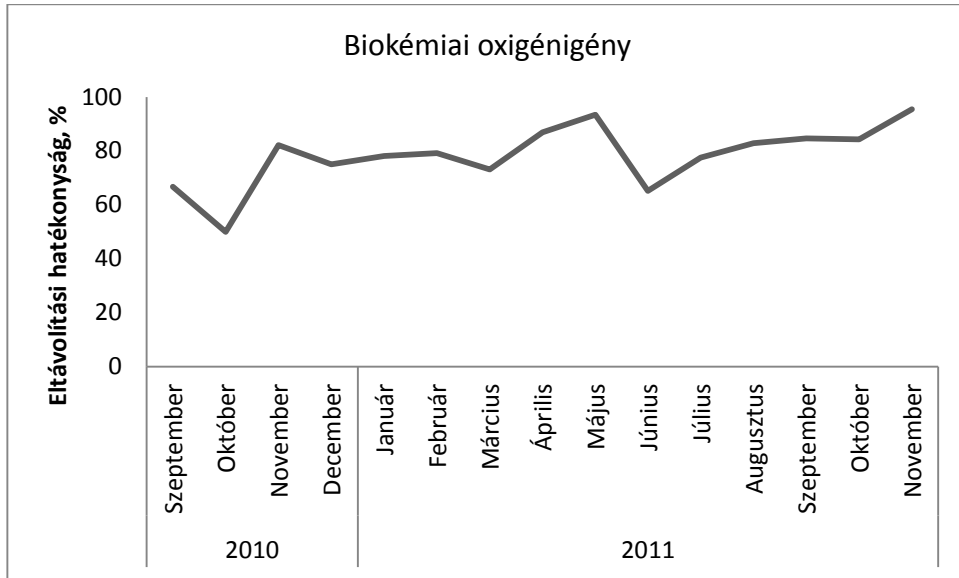


27. ábra. A Kémiai oxigénigény eltávolítási hatékonysága

A kémia oxigénigény azt mutatja meg, hogy a beérkező vízben mennyi a szerves anyag mennyisége, ami kémiai úton oxidálható. A kapott eredményekből az következik, hogy a baktériumok által felvehető mennyiségnek elméletileg elegendőnek kellene lennie.

Másképpen fogalmazva nem a kémiai oxigén mennyisége korlátozza a baktériumok szaporodását. A 2010. december és 2011. március időszak az ammónium eltávolításhoz hasonlóan csökkenést mutat. Az biológia szerves anyag lebontás sem maradéktalan alacsony hőmérsékleten. A mikroorganizmusok elsősorban a könnyen hozzáférhető szerves anyagokat fogják preferálni. Ezekkel az eredményekkel hozzávetőlegesen párhuzamosan haladt a biokémiai oxigénigény hatékonyságának az alakulása is a telepen, leszámítva a téli időszakot.

A biokémiai oxigénigény mértéke 11 és 592 mg/L értékek között volt mérhető. A beérkező vízé átlagosan 292 mg/L volt, míg a távozó vízé átlagosan 56 mg/L (általános eltérés  $\pm$  127 és 23 mg/L volt rendre). A végső átlagos eltávolítási hatékonysága 78% volt (28. ábra). Mind a BOI<sub>5</sub> és mind a KOI paraméter esetében megfigyelhető a felfelé irányuló javuló tendencia. Ez legfőképpen a 2011-s nyári időszak után volt megfigyelhető, amikortól is a hatékonyságok tartósan 80% fölé emelkedtek.



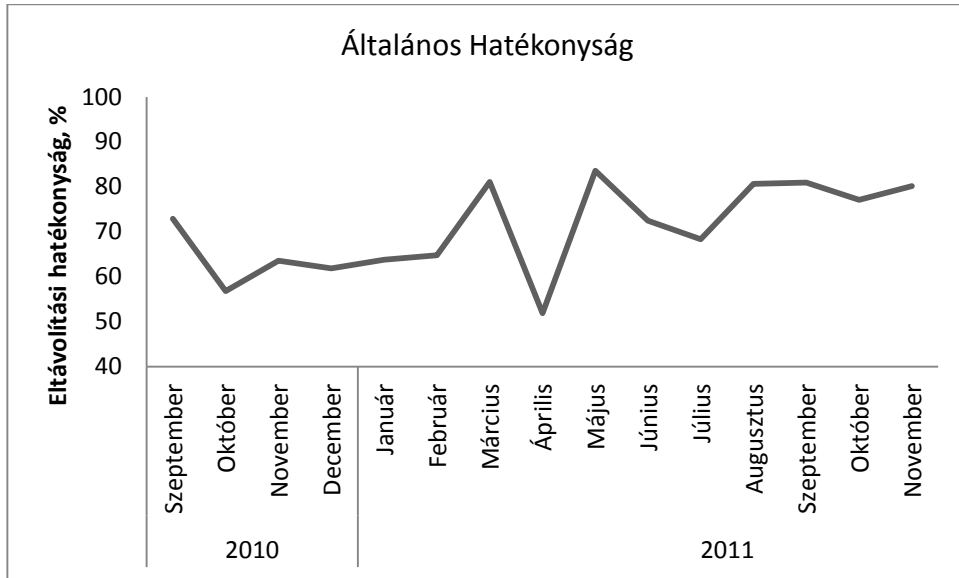
28. ábra. A Biokémiai oxigénigény eltávolítási hatékonysága

### 5.4.3 Általános hatékonyság, és annak időbeli felfutása

Az általános hatékonyság meghatározásához az összes lebegőanyag, összes nitrogén, összes foszfor, kémiai oxigénigény és biokémiai oxigénigény eltávolítási hatékonyságait vettük figyelembe (29. ábra). A nitrogénformák közül az ammónium és nitrát nitrogén nem szerepel ebben a képletben, mert az ammónium-nitrát konverzió miatt külön-külön nem értékelhetőek, csak egyben összes nitrogénként. A képlet a következők szerint alakul:

$$\text{ÁH} = (\text{HL}_{\text{aösszes}} + \text{HN}_{\text{összes}} + \text{HP}_{\text{összes}} + \text{HBOI}_5 + \text{HKOI}_d) / 5$$

ÁH	Általános hatékonysági indikátor %,
HL <sub>aösszes</sub>	Összes lebegő anyag eltávolítási hatékonyság %,
HBOI <sub>5</sub>	Biokémiai oxigénigény eltávolítási hatékonyság %,
HKOI <sub>d</sub>	Kémiai oxigénigény eltávolítási hatékonyság %,
HN <sub>összes</sub>	Összes nitrogén eltávolítási hatékonyság %,
HP <sub>összes</sub>	Összes foszfor eltávolítási hatékonyság %.



29. ábra. Az Általános eltávolítási hatékonyság

A tisztítási hatékonyság egyértelműen emelkedett a próbaüzem ideje alatt. Ugyanakkor az is észrevehető, hogy a próbaüzem első felében kevésbé volt hatékony a telep. Ez az időszak 2010. szeptember és 2011. február közé esik. A téli időszak közismerten gyenge pontja a hagyományos eleveniszap technológiának (Zhen et al., 2015). A beérkező szennyvíz alacsony hőmérséklete gátolhatja a mikrobiológiai lebontás hatékonyságát. A próbaüzem ezt követő időszakában magasabb hatékonyság volt megfigyelhető. Az áprilisi minta iszapfelúszás miatt volt a paraméter szempontjából alacsony. Ezen túlmenően azonban alapvetően jobb hatékonysággal üzemelt a telep. A nyári időszakot követő intervallumban pedig tartósan 80% közeli általános hatékonyságot mutatott, egészen a próbaüzem végéig, novemberig. Így a két év őszi-téli időszakba eső eredményekből következik, hogy a gyenge hatékonyság 2010-ben nem feltétlen csak az időjárás következménye.

## 5.5 Konklúzió

A 2008-ben kezdődött fejlesztés következtében a debreceni szennyvíztisztító telep kapacitása megduplázódott. A környező hat kisebb település szennyvizét a telep tisztítja. Ezzel a döntéssel egy már jól üzemelő telepet bővítenek, egyfajta központosultságot létrehozva. A próbaüzem több mint egy évig elhúzódott, de ez idő alatt a szennyvíztisztítás hatékonysága folyamatosan emelkedett: lebegőanyag, biokémiai oxigénigény, kémia oxigénigény rendre 25, 39 és 35%-al. A próbaüzem 12 hónapjától kezdve (2011 nyár) tapasztalható volt a megbízható hatékony működés az eredmények alapján. Az ammónium lebontása hatékony volt, még ha a nitrát koncentráció ezzel párhuzamosan emelkedett is. A levegőztető medencék kapacitása elegendő a szennyvíz ammónium eltávolítására. A levegőztető medencékből távozó

víz nitrát recirkulációja azonban további folyamatos korrigálásra szorulhat. Az összes nitrogén eltávolítása ezzel együtt 5%-al emelkedett a kezdeti értékekhez képest. A foszfor eltávolítással kapcsolatban a próbaüzem végére 80%-al jobb eredményeket tudtunk elérni, amiből arra lehet következtetni, hogy volt lehetőség a finomhangolásra a telepen. A telep önmagában véve nem képes az összes foszfor mennyiséget maradéktalanul biológiai úton eltávolítani, ezért a vas-só adagolása ajánlott, ha azt a mindenkori körülmények megkövetelik. A helyszínen mért paraméterek közül a távozó víz oldott oxigén koncentrációja volt szembetűnően nagy, valamint a beérkező szennyvíz hőmérséklete alacsonyabb. A párhuzamosan kialakított reaktor sorok következtében az üzemeltetőknek lehetőségük van a fél-üzem létrehozására. Ilyenkor csak az egyik reaktor sor van kihasználva. A maximális kapacitás eléréséig még számos rákötés szükséges a hálózatra, mert addig a telep valós potenciálját még nem tudják kihasználni.

## **6 Új szennyvíztisztító telep kialakítása: Nyíregyháza II. számú szennyvíztisztító telep beüzemelése az ideális kontroll paraméterek segítségével**

### **6.1 Bemutató**

Nyíregyháza II számú szennyvíztisztító telep kialakítására az első felvetések a 2001-t követően fokozatosan kerültek napirendre. A Nyíregyházi I. számú szennyvíztisztító telepre beérkező szennyvíz mennyisége folyamatosan növekedő tendenciát mutatott, ezért az esetleges jövőbeli túlterheléses állapotok elkerülése érdekében szükséges volt előrelátó intézkedések foganatosítására. Az I-es számú telep bővítése nem volt kivitelezhető területi, és megvalósíthatósági okok miatt. Fontos ugyanakkor kiemelni, hogy a Nyíregyháza II. számú szennyvíztisztító telep már a 1980-s évektől kezdve létezett Polyákbokor 0880/26 hrsz. telken, ahol kezdetleges fizikai és biológiai szennyvíztisztítás történt, a keletkezett iszapot tárolókban szikkasztották. Ebből a rendszertől csak a két ülepítő medence maradt meg eredeti funkciójában, az összes többi reaktort teljesen átépítették, az iszaptárolókat pedig felszámolták. A technológia maradt az I-es telepről ismert hagyományos aktív iszapos eljárás. Az új létesítés következtében a reaktorok konfigurálása azonban lehetőséget adott a modern megközelítés alkalmazására. Ennek következtében dedikált ammónium, nitrát és foszfor biológiai mentesítő reaktortereket alakítottak ki, az iszap vonal kezelésére pedig rothasztó tornyokat. A jövőbeli bővítések érdekében a rendelkezésre álló kihasználatlan földterület jelentős teret biztosít a fejlesztéseknek. A szennyvíz betáplálást részben az I-es telepről elkormányzással oldják meg, továbbá a közbenső településekről (bokortanyák) származó szennyvizek adják: Kálmánháza, Felsősimai; illetve a nem közművel gyűjtött, szippantott szennyvizek is a továbbiakban ide fognak beérkezni.

A szennyvíztisztító telep 11 000 m<sup>3</sup>/nap szennyvíz fogadására épült ki. A tervezett kapacitás lakos egyenértékben kifejezve 92 200 Leé A tisztított szennyvíz az 1. sz. befogadóba kerül, majd a Kisszék-Hosszúhátú szivárgó 0+720 szelvényébe kerül bevezetésre. Innen jut a víz a Simai (IX. sz.) főfolyásba amely a Lónyay csatornába torkollik. A tisztított szennyvíz bevezetésével érintett felszíni vízvezető csatornák időszakos vízfolyásnak minősülnek. A vízjogi létesítési engedélyben a tisztított szennyvíz minőségére vonatkozóan a kibocsátási követelmények meghatározásakor a 28/2004. (XII.25) KvVM rendeletben az Időszakos vízfolyás befogadóra vonatkozó határértékek kerültek meghatározásra (6. táblázat). A beérkező szennyvíz átlagos szennyezőanyag koncentrációi a 7. táblázatban kerültek összefoglalásra.

6. táblázat. A telepre vonatkozó határértékek

Paraméterek	Határérték koncentrációk
	mg/l
KOI <sub>d</sub>	75
BOI <sub>5</sub>	25
NH <sub>4</sub> -N	10
N <sub>összes</sub>	50
P <sub>összes</sub>	5
Lebegőanyag <sub>összes</sub>	50

A szennyvíztisztítás technológiája hagyományos, egylépcsős, eleveniszapos teljes biológiai tisztítás, biológiai nitrogén és foszfor eltávolítással, biztonsági vegyszeres foszforkicsapással. A kiépült műtárgyak: pálcás rács, homokfogó, zsírfogó, előülepítő, anaerob, anoxikus, levegőztető, utóülepítő medencék.

7. táblázat. Az érkező szennyvíz átlagos szennyezőanyag koncentrációja

	Koncentráció mg/l	kg/nap
KOI <sub>d</sub>	769	5610
BOI <sub>5</sub>	538	3929
NH <sub>4</sub> -N	56	409
N <sub>összes</sub>	86	628
P <sub>összes</sub>	21	156
Lebegőanyag <sub>összes</sub>	375	2740

## 6.2 Célkitűzés

Szeretnénk megállapítani azt az időközszöböt, amelyenél a telep biológiai lebontása eléri a közel maximális hatékonyságot. A szennyező anyagok lebontásával kikerülnek a szennyvízből a tápelemek és a szerves anyagok is, ez eredményezi a gyakorlati tisztítást. Ismeretes, hogy az iszaptömeg szennyezőanyag lebontási képessége ideális körülmények között a mikroorganizmus szaporulat és a hozzáférhető tápanyag függvényében változik. Az az időintervallum, ami a lebontás nélküli és a maximális lebontási hatékonyság között eltelik, jelenti a telep biológiai reakcióidejét. Ezt az időt a próbaüzem során lehet a legcélravezetőbben megállapítani, hiszen a cél a minél gyorsabb és hatékonyabb beállítások megtalálása. A vízjogi engedélyek és önellenőrzési tervek ebben a fázisban még nem jogerősek, így az abban leírt határérték túllépések nem szankcionálhatók. Fontossá akkor válik, ha a telepet valamilyen nem várt változás, baleset éri például egy mérgezés következtében. Legrosszabb esetben ez magával hozhatja a telep komplett biológiai újraindítását. A próbaüzem során meghatározott reakcióidőből megállapítható, hogy mennyi az a legrövidebb idő amikor a telep biológiai lebontása újra közel maximális hatékonyságú. A biológiai

lebontás működését az ammónium, nitrát és foszfor koncentráció változásával követtük nyomon. A mintákat az utóülepítőről elfolyó vízből származnak.

Továbbá, szeretnénk meghatározni azokat a paramétereket, amelyek kritikusak a vizsgálatok során, a beállítás érdekében. Az ideálisan megválasztott komponens csoportokkal gazdaságosabbá tehető egy próbaüzem, hiszen a vizsgálatok magas anyagköltséggel rendelkeznek. A komponens csoportok ugyanakkor dinamikusan változhatnak is a próbaüzem során. Bizonyos paraméterek csak a próbaüzem kezdeti szakaszában fontosak, míg más paraméterek később válnak fokozottan fontossá, és vannak olyan komponensek, amelyek a próbaüzem egész ideje alatt folyamatosan lényegesek. A kontroll paraméterek feltárásához vizsgáltuk a pH-t, ammónium, nitrát, szárazanyag és szervesanyag koncentrációt. Az iszapminták a 2. levegőztető tér medencéjéből, illetve a nagy körös recirkulációból származnak.

A szennyvíz-technológiai próbaüzem időtartama hat hónap, 2014. február 27-én kezdődött és 2014. augusztus 27-én zárult. Ez alatt az idő alatt a rendszernek bizonyítania kell, hogy képes az összes előírt paramétert (6. táblázat) biztosítani határérték alatt. A szennyvíztisztítási vonal minden elemének aktívan és hatékonyan kell működnie, ahogy azt az előzetes tervek szerint kalkulálták.

### **6.3 Technológiai leírás**

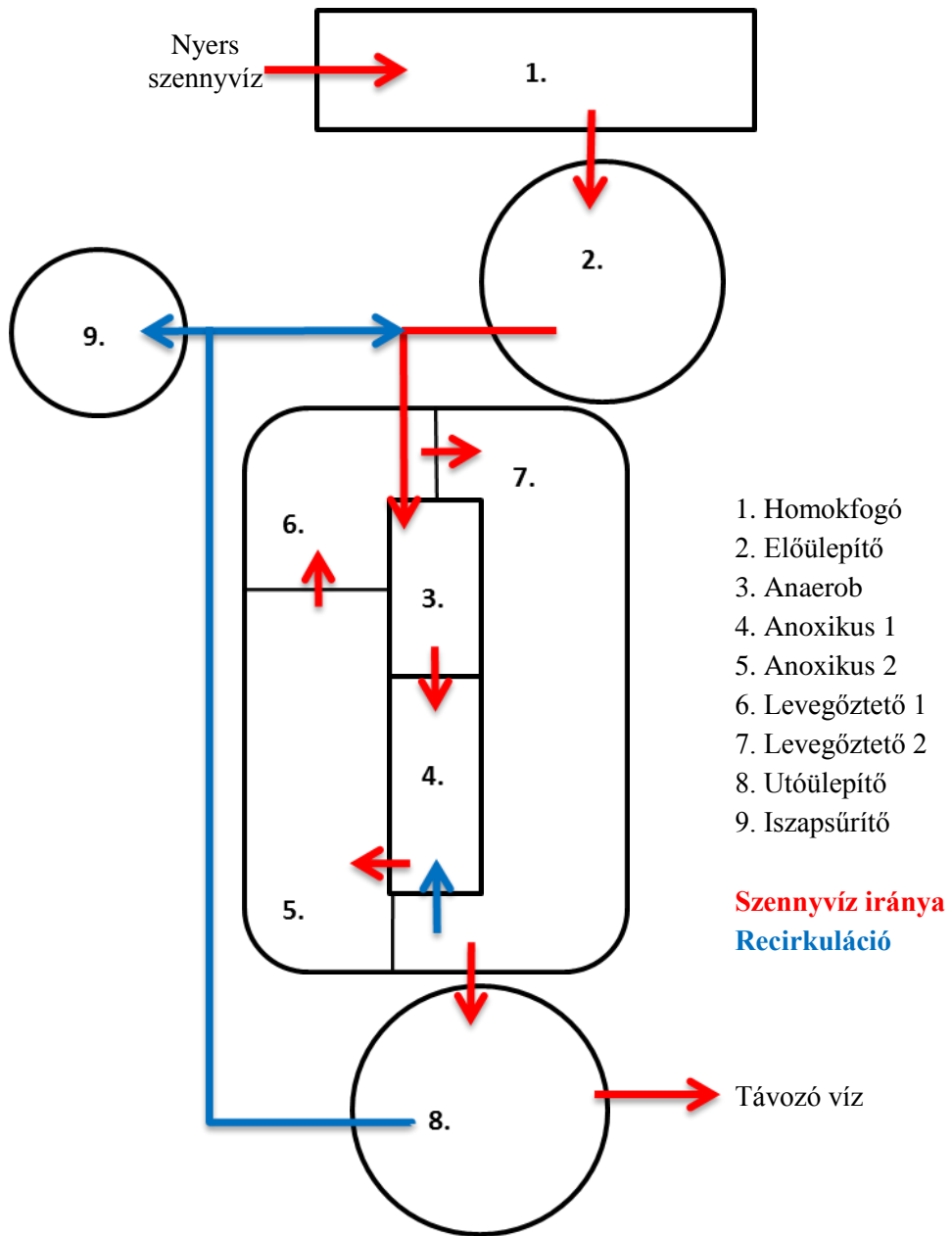
A szennyvíztisztító telep sematikus vázlata a 30. ábrán látható. A rácsról elfolyó szennyvíz az iker elrendezésű hosszanti átfolyású homokfogóba jut. A homokfogó után a mechanikai előtisztításon kezelt szennyvíz a zsírfogó műtárgy után a magasított Dorr rendszerű előülepítőbe folyik gravitációsan, melynek célja a szennyvíz jó hatásfokú lebegőanyag mentesítése. A mechanikailag tisztított szennyvíz gravitációsan folyik tovább a biológiai szennyvíztisztító egységre. A kiüledett nyers iszap átemeléssel kerül a gravitációs iszap elősűrítőre. A biológiai tisztítás első lépcsője a foszfor eltávolítást elősegítő anaerob medence. Ebbe a medencébe vezetik vissza az utóülepítőből származó recirkulációs iszapot is. A medencében lévő eleveniszap anaerob körülmények között többlet tápanyagot vesz fel, ami által képessé válik többlet foszfor felvételére aerob körülmények között.

Az anaerob medencéből a szennyvíz az anoxikus denitrifikáló medencébe jut, ahol minimális oldott oxigén mellett a denitrifikáló mikroorganizmusok a szennyvíz nitrát-tartalmát felemésztik, és lehetővé teszik annak nitrogéngáz formájában a levegőbe való távozását. A denitrifikáló baktériumok számára nitrátot az eleveniszapos levegőztető medencéből visszavezetett nitrát-dús szennyvíz az ún. nitrát-recirkuláció biztosítja.

Az eleven iszap lebegésben tartását itt is bűvármotoros keverők biztosítják. A denitrifikált szennyvíz ezek után az aerob, nitrifikálást is végző eleveniszapos aerob medencébe kerül, ahol a szennyvíz szerves anyagainak a lebontása is megtörténik. A medencében az ammóniából nitrát, a szerves anyagokból pedig eleveniszap szaporulat valamint CO<sub>2</sub> jön létre.

A folyamat oxigén dús, aerob körülmények között történik. A levegőztető medencékben állandó 1,5-2,0 g/m<sup>3</sup> oldott oxigén koncentrációt kell biztosítani, hogy ezek a folyamatok lejátszódjanak. Az oxigén bevitel a szennyvíz légbefúvó fejekén történik a medencébe. Az aerob medencéből a nitrát-dús szennyvizet, mivel az nem

kívánatos az elfolyásban, vissza kell vezetni a denitrifikációs medencébe nitrátmentesítésre (nitrát-recirkuláció). A medence vizében jelenlévő oldott foszfát (amely biológiai úton nem nyert eltávolítást) vas-sóval kerül eltávolításra. A levegőztetett iszapelegy oldalbukón keresztül az utóülepítőbe folyik. Az utóülepítés célja a szennyvíz szennyezésének szinte teljes egészét magába sűrítő eleveniszap visszatartása. Az utóülepítő V bukós vízvezető vályújából a tisztított szennyvíz gravitációsan kerül elvezetésre a meglévő övások felújításával a IX. sz. főfolyásba, mint befogadóba.

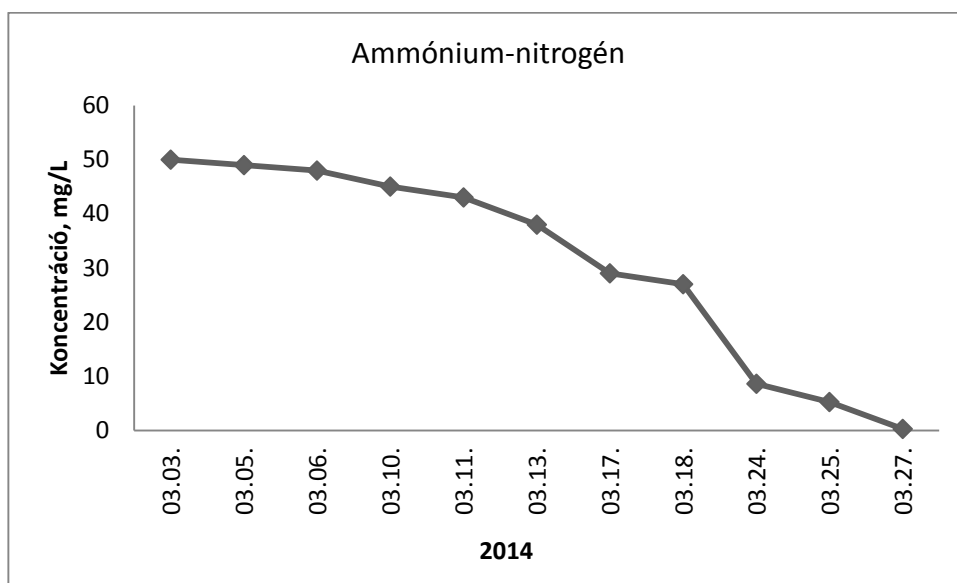


30. ábra. A telep sematikus vázlata

## 6.4 Eredmények

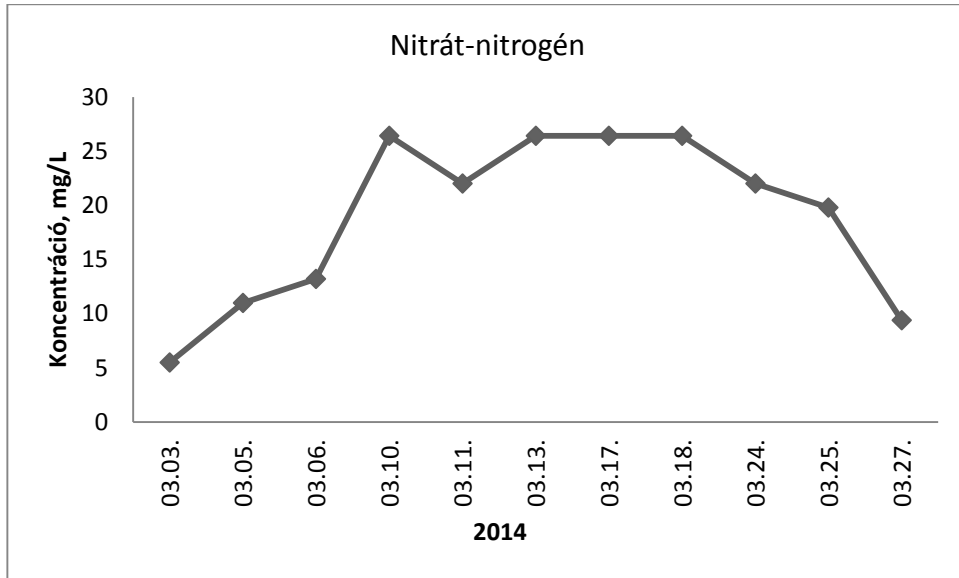
### 6.4.1 Biológiai tápanyaglebontás

A biológia lebontás folyamatok a technológiából fakadóan az anaerob, anoxikus és az aerob reaktorokban játszódnak le. Az egyes biológiai folyamatok részben elkülönülnek egymástól, ami nehezíti a mintázás menetét, és az eredmények pontos kiértékelését. Ezt megkerülve, a minták a biológiai folyamatok utáni utóülepítőből származnak. Az ebből mért komponensek képzik az alapot a biológiai reakcióidő megállapításához. Az első komplett sorminta 2014.03.03-án érkezett be.



31. ábra. Az ammónium koncentráció a távozó vízben

Az ammónium-nitrogén esetében a kapott eredmények alapján két fázisra bonthatjuk a koncentráció változását (31. ábra). Az első fázisban egy lassú koncentráció csökkenés figyelhető meg, ami tartott 2014.03.18.-ig. Ebben a fázisban az ammónium-nitrogén koncentrációja csökkenésnek indul 50 mg/l-ről 27 mg/l-ig. A második fázisban az ammónium-nitrogén koncentráció meredeken esik és 1 mg/l érték alatt áll meg 2014.03.27.-én. Megállapítható, hogy a távozó víz ammónium-nitrogén koncentrációjának feleződéséhez legalább 15 napra volt szükség, amikor is a mikroorganizmusok lebontási képessége részleges. A további lebontás sokkal gyorsabb ütemben zajlott le, amihez kevesebb, mint 10 nap volt szükséges (Eckenfelder & Argaman, 1979). A lebontás üteme a jelenlévő mikroorganizmus tömeggel egyenes arányos. A kontrollként mért szárazanyag tömeg a levegőztető térben és a recirkulációs iszapban a kezdeti 1,4 és 2,3 g/l értékről rendre a második fázis végére 2,8 és 4,9 g/l-re emelkedett.

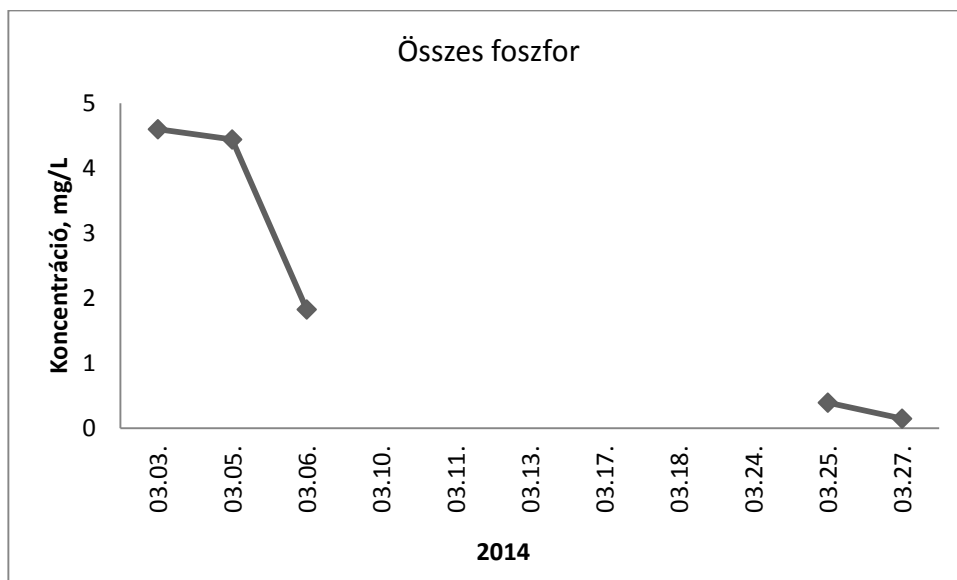


32. ábra. A nitrát koncentráció a távozó vízben

A nitrát koncentráció az érkező szennyvízben nulla volt (Sorensen & Jorgensen, 1993). A nitrát a nitrifikáció hatására alakul át ammóniumból a levegőztető terekben. Így a koncentrációja az ammónium nitrifikáció beindulásával párhuzamba hozható. Az ábra alapján kivehető, hogy a tisztított szennyvíz nitrát koncentrációja három fázisra bontható (32. ábra). Az első fázis 2014.03.10.-ig tartott, ahol a nitrát koncentrációja maximum értéket vett fel a kezdeti nulláról. A második szakaszban a nitrát koncentrációja folyamatosan magas 26 mg/l, és tartott 2014.03.18.-ig. Hasonlóan az ammónium töréspontjához, ezen a ponton kezdett el a mikroorganizmus tömeg több nitrátot elhasználni, mint amennyi a nitrifikáció során keletkezett. Ezt követően folyamatos csökkenés volt tapasztalható 2014.03.27.-ig, ahol a nitrát koncentráció már csak 9 mg/l volt. A hullámgörbe miatt a nitrát eltávolítás sikerességét a nitrát koncentráció maximális jelenlététől kezdve érvényes, ami 2014.03.10.-t jelenti. Ezt követően a telepnek 17 napra volt szükséges, hogy hatékonyan denitrifikálja a vízben lévő nitrát koncentrációt. A denitrifikáció folyamata azonnal végbe megy, ha a szubsztrátumban nincs elegendő oldott oxigén és van könnyen hozzáférhető szerves anyag (Constantin & Fick, 1997). Az anoxikus terekben az oldott oxigén szintet 0.035 mg/l szintre szorítják (Ehsan et al., 2015). A minél hamarabbi oxigén mentesítést a telepen a levegőztető medencék végében lévő kilevegőztető zónákkal oldják meg (Sperling, 2007), ahonnan visszaforgatják a szubsztrátumot a kis körös recirkulációval. Emiatt tapasztalható a szennyvíz nitrát lebontás sikeressége lényegesen gyorsabbnak, mint az ammónium nitrifikációja.

Az érkező szennyvíz foszfor koncentrációjának lebontása nagymértékben a könnyen hozzáférhető szerves anyag jelenlétének függvénye (Comeau et al., 1986). A biológiai lebontás az első minta beérkezésétől számítva a harmadik napon 2 mg/l koncentráció

érték alá csökkent (33. ábra), ami hatékony lebontást jelent rövid idő alatt. A biztonsági vas-só adagolás teljes mértékben szünetelt.



33. ábra. Az összes foszfor koncentráció a távozó vízben

A további mérések ezt az eredményt megerősítették, hiszen még az 1 mg/l koncentrációt sem érték el. A biológiai foszfor eltávolítás ezzel a technológiával sikeresen kivitelezhető, az eredmények nem számítanak kirívónak (Zubrowska-Sudol & Walczak, 2015). A telep foszfor eltávolítása a másik két paraméterrel együtt 2014.03.27.-re lényegesen határérték alatt volt.

#### 6.4.2 Kiemelt paraméterek

A kritikus paraméterek alatt azokat a komponenseket értjük, amelyek jelentős mértékben szükségesek a leghamarabbi sikeresség megállapításához. Ez a 2014.02.27 és 2014.03.27. közötti időszakot jelenti. A vízminták és az iszapminták esetében is vizsgáltuk a paraméterek listáját.

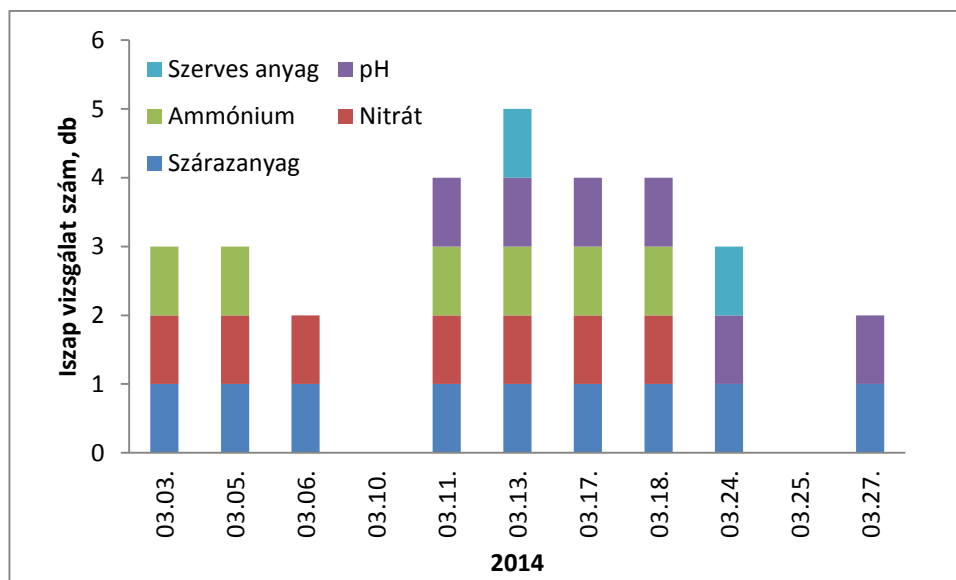
A vízminták minden esetben a távozó vizet reprezentálják. A paraméterek listáját két részre kell bontanunk. Az egyikbe tartoznak az folyamatosan nyomon követhető paraméterek, amiket a telepkezelők rögzítenek a helyszínen: hőmérséklet, 30 perces ülepedés (indokolt esetben), szín-szag. Ezek a paraméterek a mintavétel után a szállításból kifolyólag nem értékelhetők objektívan a laboratóriumban. A beépített online szondák adatainak gyűjtése folyamatos és költségmentes. A másik csoportba tartoznak azok a vizsgálatok, amiket már csak a laboratóriumban végzünk el. A 8. táblázatban látható, hogy a vizsgált paraméterek aránya az összes foszfor koncentrációt leszámítva azonos, azaz egyező mennyiségben lettek elvégezve. A telepen zajló beállítások miatt a távozó víz minőségének ismerete minden komponens szempontjából kritikus. A foszfor vizsgálatok kevés száma arra vezethető vissza, hogy

a telep biológiai foszfor eltávolításra képes, ráadásul rövid időn belül határérték alatti eredményt produkálva. Emellett kiépítésre került egy biztonsági vas-só adagoló rendszer. A vizsgálat számból kiderül, hogy a telep képes tartani az előírt határértékeket vas-só adagolás nélkül is, pusztán biológiai úton.

8. táblázat. Az elvégzett vizsgálat száma a távozó vízmintákból

Vizsgálatok	száma (db)	aránya (%)
Szárazanyag tartalom	11	22.45
pH	11	22.45
NH <sub>4</sub> -N	11	22.45
NO <sub>3</sub> -N	11	22.45
P <sub>összes</sub>	4	10.20

Az iszapminták esetében az első mintasor 2014.03.05.-án érkezett. Hasonlóan a vízmintákhoz, az iszapmintáknál is meg kell különböztetnünk a helyszínen gyűjtött adatokat és a laboratóriumban elvégzett vizsgálatokat. A helyszínen gyűjtött adatok: oldott oxigén koncentráció, hőmérséklet, 30 perces ülepedés, a szállítás miatt már nem értékelhetőek a laboratóriumban. A beépített online szondák adatait folyamatosan rögzítették, nincs további költség vonzatuk. A laboratóriumban vizsgált iszapminták két különböző minta típust jelölnek. A Levegőztető iszap a 2. levegőztetőből származó iszapot jelenti, míg a Recirkuláció iszap a telep nagy körös recirkulációját jelenti (9. táblázat). Mindkét minta típus azonos mennyiségű vizsgált komponenst tartalmaz, ezért a vizsgálati arányok is azonosak. Az elvégzett vizsgálatok száma az egyes iszapmintákból a 34. ábrán láthatók.



34. ábra. Az elvégzett vizsgálatok száma az iszapmintákból

A leggyakrabban elvégzett vizsgálat a szárazanyag tartalom volt. Az iszap szárazanyag tartalma képet ad a mikroorganizmusok mennyiségéről, ami a biológiai lebontás lehetséges mértékét tükrözi (Mayhew & Stephenson, 1997). Ezt követi a nitrifikációt és denitrifikációt indikáló komponensek vizsgálati száma. Ezek a kontroll-mérések alátámasztják a távozó vízben mért komponensek valódiságát, kiküszöbölve ezzel az esetleges ismeretlen problémaforrásokat, például hidraulikai rövidzárat a reaktorokon belül (Jobbágy és Nyeste, 1989). A távozó vízben mért ugyanezen komponensek csökkenését követően további méréseket nem végeztünk az iszapmintákból. A pH és a szerves anyag tartalom vizsgálatok a biológiai lebontásban, ha a megengedett tartományon belül vannak, nem hordoznak lényeges információt a próbaüzem kezdeti szakaszában (Wilén et al., 2000). A biológiai lebontás beindulásával azonban előtérbe kerülnek (Tran et al., 2015) az iszaprothasztó tornyok beüzemelésének következtében.

9. táblázat. Az iszapminták vizsgálatainak száma és aránya

Vizsgálatok	Levegőztető iszap		Recirkulációs iszap	
	száma (db)	aránya (%)	száma (db)	aránya (%)
Szárazanyag tartalom	9	30.0	9	30.0
NO <sub>3</sub> -N	7	23.3	7	23.3
NH <sub>4</sub> -N	6	20.0	6	20.0
pH	6	20.0	6	20.0
Szervesanyag tartalom	2	6.7	2	6.7

### 6.4.3 Tisztítási hatások

A próbaüzem kezdeti időszakában napi 5.238 m<sup>3</sup> körüli volt az átlagos tisztított szennyvízmennyiség, a későbbiekben ez jelentősen megemelkedett, így alakult a próbaüzem végére a napi átlag 7.297 m<sup>3</sup>-re. Az egyéves megfigyelési időszak (2014.11.17.) végére, figyelembe véve a csatornahálózat kivitelezési munkálatainak befejezését és a rákötések számának várható folyamatos növekedését közel a tervezett szennyvízmennyiséget tisztítja a telep.

A beérkező szennyvíz átlagos tulajdonságai a 7. táblázatban kerültek összefoglalásra. A szén (KOl<sub>d</sub>), nitrogén, foszfor arányokat tekintve 100:10:2 értéket kaptunk, ami kedvez az ammónium biológiai lebontásnak (Zielinska et al., 2012). A próbaüzem megkezdésekor a tisztító telepre a beüzemelés gyorsítására az I. számú tisztító telepről került oltóiszap átszállításra.

Az 10. táblázat tartalmazza a próbaüzem 2014.04.04 és 2014.08.22.-ig vizsgált paraméterek és azok eltávolítási hatásfokát. Problémás az összes foszfor határérték meghaladás volt, ez egybeesett az iszapkezelés, víztelenítés beindulásával. Ezen felül egy alkalommal iszap felúszás miatt a lebegőanyag koncentráció haladta meg a határértéket. A beszabályozásokat követően a tisztított szennyvíz paraméterei végig az előírt, tervezett kibocsátási határértékek alatt maradtak, ekkortól a tisztítás hatásfokok 85-98%-os értékek között alakultak.

10. táblázat. A tisztított szennyvíz koncentráció és hatásfok értékei

	Koncentráció mg/L			Hatásfok %
	minimum	maximum	átlag	
KOI <sub>d</sub>	7	51	25	97,0
BOI <sub>5</sub>	4	19	9,1	98,2
NH <sub>4</sub> -N	0.10	5,0	0,89	98,3
N <sub>összes</sub>	12	21,8	15,4	80,0
P <sub>összes</sub>	0,35	8,69	3,26	84,3
Lebegőanyag <sub>összes</sub>	2	122	27,0	92,3

## 6.5 Konklúzió

A próbaüzem 2014 február 27-én kezdődött az összes műtárgy beüzemelése megtörtént. A tisztító telep gépi berendezéseinek beüzemelése, szükséges be szabályozása megtörtént.

A rendszer beüzemelése a telepre beszállított oltó eleveniszap felhasználásával történt, az iszap szaporodása beindult. A fölősiszap elvétel március 27-én megkezdődött, a tisztítási technológia a tervezettnél megfelelően működött. A kezdeti időszakban a biológiai foszfor eltávolítás eredményeként vas-só adagolás nélkül is tartható volt a határérték, az iszapkezelés beindulása után már szükséges volt a vas- só adagolás. A tisztító telep kibocsátása a meghatározott határértékek alatt maradt, a mérések alapján megállapítható, hogy rendelet előírásait kielégíti.

A biológiai tápanyaglebontás reakcióidejét a próbaüzem beindulásának kezdetétől számított egy hónapra állapítottuk meg. Az ammónium-nitrogén lebontás két fázisban valósult meg. Az első fázis egy hosszabb folyamat, amelyben az ammónium-nitrogén lebontás lassan, de fokozatosan történik. A második fázisban pedig már gyors ütemű lebontás zajlik. A lebontás üteme egyenesen arányos a levegőztető térben mért szárazanyag tartalmak növekedésével. A foszfor lebontás a próbaüzemtől számítva már a 10. nap után hatékonyan működött, amit a későbbi mérések is igazoltak. A nitrát koncentráció megjelenésének maximumától számítva kevesebb, mint 20 nap kellett ahhoz, hogy a nitrát hatékonyan eltávolításra kerüljön.

A kritikus paraméterek meghatározása a mérések gyakoriságából és előfordulási idejükből történtek. A távozó víz mintákból, a foszfor kivételével, minden esetben mértük a kiválasztott paramétereket, így azok időben nem különültek el. Minden paraméter egyformán fontos volt a beállítások kontrollálásában. Az vizsgált iszap mintáknál azonos mennyiségű minta került be a levegőztető térből és a recirkulációból is. Megállapítottuk, hogy a legfontosabb paraméter a szárazanyag tartalom volt, amit a vizsgálati periódus egésze alatt folyamatosan mértünk. Ezt követte a nitrát és ammónium-nitrogén meghatározás, de ezekre tovább nem volt szükség olyan gyakorisággal, amint a távozó vízben a koncentrációjuk lecsökkent. A pH és szerves anyag meghatározás akkor vált fontossá, amikor a szárazanyag mennyisége már indokoltá tette az iszap elvétel és a torony beüzemelés feladatkörét.

## 7 Összefoglalás

Hazánk környezetvédelmében napjaink legégetőbb teendői közé tartozik a tisztított szennyvizek hányadának jelentős növelése. A szennyvíztisztítás mindmáig világszerte legelterjedtebben alkalmazott eljárása az a technológia, ahol a szennyezőanyagok biológiai eltávolítását egy szuszpenzióban lévő heterogén mikroflóra, az úgy nevezett, eleveniszap biomassza végzi. Az eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia Magyarországon is széles körben alkalmazott mind kommunális, mind ipari szennyvizek kezelésére.

Az élővizek ökoszisztémáját a kommunális szennyvizek elsősorban a nitrogén és foszfor veszélyezteti, mivel ezek a tápelemek az eutrofizálódás fő előidézői. Az eleveniszapos szennyvíztisztítás során ennek megfelelően a nitrogén és a foszfor eltávolítása kulcsfontosságú. Az érzékeny befogadók védelmére bevezetett szigorú határértékek betartása, a befogadóba távozó tisztított szennyvíz szennyezőanyag tartalmának csökkentése érdekében az eleveniszapos szennyvíztisztítás további kémia vagy biológiai kezeléssel való kiegészítése vált szükségessé.

A szennyvíz tisztítási módja nagymértékben függ a szennyvíz jellegétől. A tisztítás a többnyire három fokozatban valósul meg. Először történik a mechanikai tisztítás, melynek során a szennyvizek fizikailag leválasztható úszó és lebegő anyagait távolítják el rácsok, ülepítők, szűrők segítségével. A második fokozatban, a biológiai tisztítás során a mechanikailag el nem távolítható szerves anyagok lebontása következik, a szennyvizekben található mikroorganizmusok segítségével. A harmadik tisztítási fokozat alatt az oldott ásványi anyagok – elsősorban növényi tápanyagok – eltávolítása történik.

A szennyvíztisztítási rendszerek kialakítása a lakossági környezetváltozás függvényében folyamatosan változik. A demográfiai változás magával hozza a kiszolgáló rendszerek adaptív megújulását. A technológiai fejlettség következtében egyre több település csatornázottsága valósul meg. A csatornázottság alatt azonban nem csak az ivóvíz ellátásra kell feltétlenül gondolni. A szennyvíz elvezetés és csapadékvíz elvezetés napjainkra közel hasonló fontosságúvá vált. A szennyvíztelep tervezésekor kalkulált mennyiség tisztításra optimális kapacitást párosítanak. Az elnyúló hidraulikai terhelés emelkedésével a telep egy idő után törvényszerűen eléri önön határait, amikor már nem képes teljesíteni a megszabott paraméterek koncentráció határértékeit. Ennek következtében a túlterhelés okozta nem megfelelések száma emelkedni fog. Ezért fontos megelőzni az ilyen helyzeteket és fel kell tárnai a forrásokat, amelyek a szennyvíztisztító telep idő előtti, vagy akár nem tervezett túlterheléseit okozhatják.

A környezet tervezés legfőbb eszközeihez tartozik a jelenkori trendek vizsgálata, a potenciális változások lehetséges integrációja, valamint a pozitív hozadéku jövőbeli tervek és stratégiák felismerése. Szükséges, hogy a környezet tervezéssel foglalkozó szakemberek képesek legyenek felismerni a jövőbeli célokat. A jövőbeli bizonytalanságok felismerése azonban nem egzakt tudomány, így azok vizsgálata és

módszertana eléggé szubjektív. Az elmúlt évtizedekben fokozott figyelmet kaptak a bonyolult természeti és mesterséges rendszerek kiszámíthatatlanságából származó katasztrófák. Ez rávilágít arra a tényre, hogy a külső erők tulajdonképpen semmilyen szinten se tarthatóak kordában, a legnagyobb igyekezetünk ellenére sem. A hosszú távú stratégiák, tervek és döntési folyamatok kialakítása azonban gyakran tudományos, geográfiai, vagy éppen az aktuális szakhatóság érdeklődési hiányában marad el. A társadalmi szerveződés globalizációja nehezen követhető, ennek megfelelően a döntéshozatali rendszer is egyre lassabban reagál.

A fejlesztési tervek többnyire a funkcionális méretek növelésére összpontosulnak, aminek tükrében biztonsággal tudnak üzemelni 10 év távlatában. A jövőre vonatkozó becsléseknél fontos figyelembe venni a terület vízgazdálkodási tervezetét is. Ez a szemszög azonban gyakran kiesik a döntéshozók látóköréből. A meglévő telepek fejlesztése, vagy újak építése azon a feltételezésen alapszik, hogy a jövő kiszámítható. Sajnos ezek a becslések gyakran célt téveszthetnek, így a használhatóságuk is megkérdőjelezhető. A globális és technológiai fejlődés túlszárnyalja a pillanatnyi ismeretek kötelékét. Arról nem is beszélve, hogy a tervezési fázis és a feltételezett életciklussal kapcsolatban is lehetnek problémák. Bizonyos kockázati tényezők figyelmen kívül hagyása egy szennyvíztelep alul- vagy túl- terheltségét okozhatják. Heves esőzések, vagy gyárüzemi balesetek olyan többletszennyezést juttathatnak a telepre, ami pillanatnyi túlterhelést okozhat; vagy akár a túl kicsi szennyvíz mennyisége is korlátozhatja a mikrobiológiai folyamatokat.

A hagyományos eleven iszapos tisztítórendszerek aránya Magyarországon nagy. A keletkezett fölös iszap kezelése komposztálással ismert, valamint az így keletkezett komposzt az agrárágazatban hasznosítható terméknek minősül. Előállításuk közvetlen az iszaprohasztást követően történik, ami fejlett szennyvíz infrastruktúrát feltételez. Az iszaprohasztók jelenléte kerüljenek kialakításra bárhol is egyfajta központosultságot fognak eredményezni szükségszerűen. A városiasodás miatt a már meglévő központosult szennyvíztelepek fejlesztésének folyamatosnak kell lennie. Célravezető, ha a gazdasági, technológia és környezeti feltételek teret engednek a már üzemelő telepek korszerűsítéséhez. Ideális esetben akár több fejlesztési ciklust is megélhet egy szennyvíztisztító telep. A bővülés lépései fokozatosan történhetnek, ezzel csökkentve a bizonytalanság mértékét. Ha azonban valamilyen külső behatás révén nem tartható fenn a szennyvíztisztító telep fejlesztése kényszerpályára kerülhetnek a döntéshozók. Adott esetben akár bekövetkezhet egyfajta terhelés megosztás egy vagy több új telepek építésével és bevonásával.

Technológiai alternatívaként születnek meg a mindig egy kicsivel jobb megoldások, mint az azt megelőzőek. Tesztelésük és adaptációjuk előtt külön projektek keretében kerülnek kialakításra. Többnyire ezek kis szennyvíztisztító telepek, ahol igyekeznek a technológiai újdonságot a lehető legjobban az adottságokra optimalizálni. A gyakorlatba való átültetésük azonban nem feltétlen zökkenőmentes.

Új telepek létrehozásánál fontos kritérium rendszereknek kell teljesülnie, amelyek indokolnak egy teljesen új telep felépítését. Lényegesen több költségvonzata van,

valamint társadalmi szempontból egy új létesítményt kell átadni a közösségnek. A kezdeti esetleges alacsony hidraulikai terhelés miatt fél üzemvitelek vagy részleges üzemvitelek fordulhatnak elő, amik a teljes terhelési kapacitás töredékét jelentik. Előnyt jelent, ha reaktorok több kisebb terekre vannak osztva így jobban skálázható a telep a mindenkor beérkező vízmennyiségére. Párhuzamos kapcsoltság esetén akár két komplett reaktor sor is üzemelhet egyszerre, ami rugalmasan szabályozható a terhelés függvényében. Az egyik sort lekapcsolva a másik zavartalanul működhet. Ezt követően pedig, ha a beérkező vízmennyiség újfent indokolja a két sor működtetését a másik bármikor beindítható

## Új eredmények bemutatása

A Hajdúhadház-Téglás közös szennyvíztisztító telepre beérkező szennyvíz mennyisége nem volt kiegyenlített, ami elsősorban a lehulló csapadék következménye. Túlterhelt vagy ahhoz nagyon közeli állapotok voltak megfigyelhetőek a vizsgált periódus alatt elsősorban február, március és április hónapokban. A szippantott szennyvíz mennyisége nem volt összefüggésbe hozható a túlterheléses állapotokkal kapcsolatban. A túlterhelés oka egyértelműen az esővíz többlet mennyiségének tudható be. A vizsgált paraméterek koncentráció eredményeikkel párosítva megállapítható, hogy ezekben a hónapokban szinte minden KOI, BOI<sub>5</sub>, N<sub>összes</sub>, P<sub>összes</sub> és Összes lebegőanyag paraméter határérték feletti eredményt ért el. A három legkritikusabb hónap (február, március, április) során a paraméterek szinte mindegyike határérték feletti koncentrációban volt jelen a távozó vízben. Ugyanakkor kisebb kihasználtság esetében is megfigyelhető volt határérték túllépés. A paraméterek megfelelése egyértelműen összefüggésbe hozható volt a napi átlag érkező szennyvíz mennyiségével. A telep kapacitásának 85%-os kihasználtságig (1700 m<sup>3</sup>) bezárólag képes garantálni a vizsgált paraméterek határérték alatti koncentrációját.

A Szabolcs-Szatmár-Bereg megyében található 14 szennyvíztisztító telep technológiailag részben hasonlítottak egymásra. A vizsgálatokkal feltártam ezen technológiák hatásfokát és összehasonlítottam őket. A beérkező szennyvizek minősége változatos képet mutatott. Az összes nitrogénből a nem organikus ammónium nitrogén volt a domináns 87%-ban. A könnyen hozzáférhető BOI<sub>5</sub> tartalom alacsony volt a KOI tartalomhoz képest. Az általános C:N:P arány 50:9:1 volt, ami meggátolta a normális lebontás hatékonyságát. Ez a kis arányszám lépcsőzetesen visszafogta azon tisztítási folyamatokat, melyek elsődlegesen a hozzáférhető szerves anyag tartalom mennyiségével skálázódnak (nitrát, foszfor), ezért a foszfor esetében a telepek alkalmazták a biztonsági vas-só adagolást. Az alacsony BOI<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub>-N arány negatívan hatott a nitrogén lebontásra. A beérkező szennyvíz összes nitrogén tartalma 83,4 mg/L felett meggátolta a jó tisztítási hatékonyságot. Az SBR típusú rendszerek hatékonysága csökkent, ha a fogadott szennyvíz mennyisége növekedett, és meghaladta a napi 100 m<sup>3</sup>-t. Emiatt csak a kis kapacitású telepeknél volt képes ez a fajta rendszer hatékonyan működni. A nem várt eredmények szerint az SBR rendszerek kiépítése, és további bővítése magasabb kockázattal járhat szemben más technológiákkal. A hagyományos aktív iszapos

rendszerek hatékonyabban teljesítettek, ha a beérkező szennyvíz napi mennyisége magas volt. Napi 500 m<sup>3</sup> beérkező vízmennyiségig a telepek hatékonysága legfeljebb közepes, viszont felette jobban tervezhetőek, és megbízhatóbb eredményeket mutatnak fel. A már meglévő hagyományos aktív iszapos telepek tovább fejlesztése potenciálisan hozzájárulhat a telepek hatékonyságainak növeléséhez. A vizsgált telepek folyamatos optimalizálása és hangolása minden esetben a telepek működésének javát szolgálhatja.

A Debreceni szennyvíztisztító telep fejlesztését követően a hasznos kapacitása megduplázódott. A párhuzamosan kialakított reaktor sorok következtében az üzemeltetőknek lehetőségük volt a fél üzemvitel létrehozására. A próbaüzem több mint egy évig elhúzódott, de ez idő alatt a szennyvíztisztítás hatékonysága folyamatosan emelkedett: lebegőanyag, biokémiai oxigénigény, kémia oxigénigény rendre 25, 39 és 35%-al. A próbaüzem 12 hónapjától kezdve (2011 nyár) tapasztalható volt a megbízható hatékony működés az eredmények alapján. Az ammónium lebontás jó hatásfokkal működött, de a nitrát koncentráció ezzel párhuzamosan emelkedett. A levegőztető medencék kapacitása elegendő a szennyvíz ammónium eltávolítására. Az összes nitrogén eltávolítása ezzel együtt 5%-al emelkedett a kezdeti értékekhez képest. A foszfor eltávolítással kapcsolatban a próbaüzem végére 80%-al jobb eredményeket tudtak elérni. A telep önmagában véve nem képes az összes foszfor mennyiséget maradéktalanul biológiai úton eltávolítani, emiatt muszáj adagolni a vas-sót. A helyszínen mért paraméterek közül a távozó víz oldott oxigén koncentrációja volt szembetűnően magas, valamint a beérkező szennyvíz hőmérséklete alacsony. A magas oldott oxigén koncentráció, részben felelős a magas nitrát koncentrációért, ami közvetetten felelős lehet mérsékelt biológiai foszfor eltávolításért.

A Nyíregyháza 2. számú szennyvíztisztító telep építését követően a próbaüzem 2014. február 27-én kezdődött el. A tisztítási technológia a tervezett próbaüzem hat hónapja alatt megfelelően működött. A kezdeti időszakban a biológiai foszfor eltávolítás eredményeként vas-só adagolás nélkül is tartható volt a határérték. A tisztító telep kibocsátása a meghatározott határértékek alatt maradt. A biológiai tápanyaglebontás reakcióidejét a próbaüzem beindulásának kezdetétől számított 30 napra állapítottuk meg. Az ammónium lebontás két fázisban valósult meg. Az első fázis egy lassú lebontási folyamat, a második fázisban pedig már gyors ütemű lebontás zajlik. A lebontás üteme egyenesen arányos a levegőztető térben mért szárazanyag tartalmak növekedésével. A foszfor lebontás a próbaüzem kezdetétől számítva már a 10. nap után hatékonyan működött. A nitrát koncentráció megjelenésének maximumától számítva kevesebb, mint 20 nap kellett ahhoz, hogy az hatékonyan eltávolításra kerüljön. A kritikus paraméterek meghatározásához a távozó víz mintákból, a foszfor kivételével, minden esetben mértük a kiválasztott paramétereket, így azok időben nem különültek el. A vizsgált iszap mintákból megállapítottuk, hogy a legfontosabb paraméter a szárazanyag tartalom volt. Ezt követte a nitrát és ammónium meghatározás. A pH és szerves anyag meghatározás akkor vált fontossá, amikor a szárazanyag mennyisége már indokoltá tette az iszap elvétel és a rothasztó tornyok beüzemelés feladatát.

## 8 Köszönetnyilvánítás

Kiemelten szeretném megköszönni dr. Lakatos Gyulának a sok éves segítségét, amivel az elmúlt évek alatt folyamatosan és kitartóan támogatta munkámat. Minden erőfeszítése és bizalma irányomba rendületlen volt, aminek hála megannyi publikáció, valamint ez az értekezés elkészülhetett.

Ugyanakkora köszönettel tartozom szüleimnek, testvéremnek, akik végig tartották bennem a lelket, és megannyi jó szóval igyekeztek átlendíteni mindenegyres problémám.

Ezúton szeretném megköszönni a Tiszamenti Vízművek Rt-nek, hogy megadta a lehetőségét, arra hogy betekintést nyerjek a Hajdúhadház-Téglás közös szennyvíztisztító telepen zajló munkálatokba. Valamint biztosította számomra szükséges adatokat, információkat. A telepen dolgozó alkalmazottaknak is köszönetet szeretnék mondani, hogy fáradhatatlan odaadásukkal mindig készek voltak válaszolni kérdéseimre, illetve segíteni a munkámban.

Köszönetet érdemel a Bence Nóra az Ivóvíz Kft részéről, hogy anyagismereti tudásával hozzájárult a Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei kis szennyvíztisztító telepek feltárásához, valamint a munka sikerességéhez. Kitartó segítségének hála nagyban megkönnyítette a feldolgozást és megvalósítást.

Hálával tartozok a Debreceni Vízmű Zrt. valamennyi érintett munkatársának, hogy a Debreceni szennyvíztelep rekonstrukciós próbaüzemi időszakra befogadtak és lehetővé tették a vizsgálataim kivitelezését. Külön kiemelném, Ditrói Jánost, Mester Tibort, és Czakó Gábort, akik végig segítettek a munkámat.

Köszönettel tartozok a Nyírségvíz munkatársainak, hogy a Nyíregyháza 2. számú szennyvíztelep beüzemelés és próbaüzemi időszakára lehetővé tették számomra a vizsgálatok elvégzését. Mészáros József szakmai és gyakorlati segítése pótolhatatlan volt a helyes irány végigjárásban, a munka elvégzésében.

Továbbá ezúton is szeretném megköszönni a Debreceni Egyetem mindenegyres dolgozójának, akivel az évek alatt kapcsolatba kerültem. Mind a szakma segítség, és mind a baráti jó tanács nagyban hozzájárult a dolgozat elkészültéhez.

## 9 Irodalomjegyzék

1. Alejandro H. C., Edgardo M.C., Noemi E.Z. 2010. Phosphorous removal in batch systems using ferric chloride in the presence of activated sludges. *J. Hazard. Mater.* vol 177, pp 199-208.
2. Antonisen, A. C. - Loerhr, R. C. - Prakasam, T. B. S. - Srinath, E. G. 1976. Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *JWPCF.* 48 (5) pp 835-852.
3. Arceivala S.J. 1981. *Wastewater treatment and disposal.* Marcel Dekker Inc., New York. pp 892.
4. Barton, J., Bilitewski, B., Büsing, J., Cortesi, P., Hansen, P.-D., Jager, J., Jauzein, M., Krejsa, P., Ujma, K.R. & Werner, P. (eds) 1999. *The protection of European water resources.* EU ETCA, Dresden, Germany, pp 356.
5. Benedetti, L., Dirckx G., Bixio, D., Thoeye, C., Vanrolleghem, P.A. 2008. Environmental and economic performance assessment of the integrated urban wastewater system, *Journal of Environmental Management*, vol. 88, no. 4, pp 1262–1272.
6. Bieker S., Cornel P., Wagner M. 2010. Semicentralised supply and treatment systems: integrated infrastructure solutions for fast growing urban areas. *Water Sci. Technol.* 61, pp 2905-2913.
7. Bowen, R.B., Dempsey, B.A. 1992. Improved performance of activated sludge without addition of inorganic solids. *Water Sci. Technol.* 26 (9/11), pp 2511–2514.
8. Brown, V.A., Harris, J.A., Russell, J.Y. 2010. *Tackling Wicked Problems through the Transdisciplinary Imagination.* Earthscan, London. pp 312.
9. Carter, J.G., White, I. 2012. Environmental planning and management in an age of uncertainty: The case of the Water Framework Directive; *Journal of Environmental Management* 113, pp 228-236.
10. Casellas M., Dagot C., Baudu M. Set up and assessment of a control strategy in a SBR in order to enhance nitrogen and phosphorus removal. *Process Biochem.* 41, pp 1994-2001.

11. Christian F., Marc B., Philipp H., Irene B., Hansruedi S. 2002. Biological treatment of ammonium-rich wastewater by partial nitritation and subsequent anaerobic ammonium oxidation (anammox) in a pilot plant. *J. Biotechnol.* 99, pp 295-306.
12. Colmenarejo M.F., Rubio A., Sanchez E., Vicente J., Garcia M.G., Borja R. 2006. Evaluation of municipal wastewater treatment plants with different technologies at Las Rozas, Madrid (Spain). *J. Environ. Manage.* 81, pp 399-404.
13. Comeau, Y., Hall, K.J., Hancock, R.E.W., Oldham, W.K. 1986. Biochemical model for enhanced biological phosphorus removal, *Water Research* Volume 20, Issue 12, pp 1511-1521.
14. Constantin, H., Fick, M. 1997. Influence of C-sources on the denitrification rate of a high-nitrate concentrated industrial wastewater. *Water Research* 31, pp 583-589.
15. Cotman, M., Pintar, A. 2013. Sampling uncertainty of wastewater monitoring estimated in a collaborative field trial, *Trends in Analytical Chemistry* 51, pp 71-78.
16. Crozes, G., White, P., Marshall, M. 1995. Enhance coagulation - Its effect on NOM removal and chemical costs. *J. Am. Water Works Assoc.* 87 (1), pp 78-89.
17. Csépai, L., Kastanek, F. 1992. Flow regulation by automatically controlled overflow weirs , *Water Research* Volume 26, Issue 5, pp 625-628.
18. Dedkov, Yu.M., Elizarova, O.V., Kel'ina, S.Yu., 2000. Dichromate method for the determination of chemical oxygen demand, *Journal of Analytical Chemistry*, vol. 55, no. 8, pp 777-781.
19. Domingueza, D., Gujera, W. 2006. Evolution of wastewater treatment plant challenges traditional design concepts, *Water Research*, vol. 40, no. 7, pp 1389-1396.
20. Eckenfelder, W.W., Argaman, Y. 1979. Kinetics of nitrogen removal for municipal and industrial applications. In: *Advances in Water and Wastewater Treatment - Biological 63 Nutrient Removal*, Wanielista, M. P. - Eckenfelder, W. W., Eds., Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, pp 23-41.

21. Ehsan G., Norman, R.F., Larry, C.B. 2015. Modeling nitrate removal in a denitrification bed, *Water Research* 71, pp 294-305.
22. Engin G.O., Demir I. 2006. Cost analysis of alternative methods for wastewater handling in small communities. *J. Environ. Manage.* 79, pp 357-363.
23. ENVIROTECH, 1996. Course in Waste Water Management technology, Szennyvíztisztítási Alapismeretek I. OCO Technológia, Magyar-Osztrák Kft, Pécs
24. Felföldy, L. 1980. Biológiai vízminősítés (Biological Water Quality Classification), Budapest: VIZDOK, vol. 9, pp 263.
25. Goncharuk, V. V., Bagrii, V. A., Mel'nik, L. A., Chebotareva, R. D., and Bashtan, S. Yu. 2010. The use of redox potential in water treatment processes, *Journal of Water Chemistry and Technology*, vol. 32, no. 1, pp 1–9.
26. Grant, N., Moodie, M., Weedon, C. 2012. The centre for alternative technology, Choosing ecological Sewage treatment. Published by CAT Publication CAT Charity Ltd, Machynlleth, Powys, United Kingdom pp 184.
27. Guerrero, J., Guisasola, A., Vilanova, R., Baeza, J.A. 2011. Improving the performance of a WWTP control system by model-based setpoint optimization, *Environ. Model. Softw.* 26, pp 492–497.
28. Haandel, A.C., Lubbe J.G.M. 2007. Handbook Biological Wastewater Treatment, Leidschendam, pp 570.
29. Holenda, B., Domokos, E., Rédey, Á., Fazakas, J., 2008. Dissolved oxygen control of activated sludge wastewater treatment process using model predictive control, *Computers and Chemical Engineering*, vol. 32, no. 6, pp 1270–1278.
30. Illés I. 1993. Ipari és Mezőgazdasági szennyvizek kezelése és elhelyezése, Budapest Műszaki Egyetem Mérnöktovábbképző Intézet, Budapest, pp 9-12.
31. Ingo S., Olav S., Markus S., Eberhard B., John F., J.Gijs K., Mike S.M.J., Marc S. 2003. New concepts of microbial treatment processes for the nitrogen removal in wastewater. *FEMS Microbiol. Rev.* 27, pp 481-492.

32. Irvine R.L., Murthy D.V.S., Arora M.L., Copeman J.L., Heidman J.A. 1987. Analysis of full-scale SBR operation at Grundy Center, Iowa. *J. Water Poll. Con. Fed.* 59, pp 132-138.
33. Jobbágy A., Nyeste L. 1989. Bioreaktor elrendezések a szennyvíztisztításban, *Folia Biotechnologica*, 34, pp 108-113.
34. Juhász J. 1977. Víz tisztaságvédelmi módszerek és berendezések, Tankönyvkiadó, Budapest, pp 162.
35. Kárpáti, Á. 2002. Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai. I-II. (Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismeretgyűjtemény No. 2. Szerk.: Kárpáti, Á) VE, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, Veszprém, pp 1-26.
36. Keviterv Plusz Kft, 1997. Hajdúhadház szennyvízcsatorna hálózat vízjogi létesítési engedélyezési tervezete, meglévő hálózat felülvizsgálata, 97-667-08 munkaszámú tanulmánya, Miskolc.
37. Kovács R., Miháltz P., Csikor Z. 2007. Supplementation of wastewater process modelling tools to enable the kinetic analysis of sewage sludge composting. *Pol. J. Environ. Stud.* 6, pp 831-839.
38. Krist, V.G., Sten, B.J. 2004. Benchmarking combined biological phosphorus and nitrogen removal wastewater treatment processes, in: *Benchmarking Modelling and Control in Wastewater Treatment, Control Engineering Practice*, 12 (3), pp 357–373.
39. Krist V.G., Mark C.M.L., Mogens H., Morten L., Sten B.J. 2010. Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. *Environ. Modell Softw.* 19, pp 763-783.
40. Lakatos G., Fleit E., Mészáros I. 2003. Ecotoxicological studies and risk assessment on the cyanide contamination in Tisza river. *Toxicol. Lett.* vol 140-141, pp 333-342.
41. Lefebvre, E., Legube, B. 1990. Coagulation par Fe(III) de substances humiques extrêmes de surface: effect in pH de la concentration en substances humiques. *Water Res.* 24, pp 591–606.

42. Libralato, G., Ghirardini, A.V., Avezzù, F. 2012. To centralise or to decentralise: An overview of the most recent trends in wastewater treatment management, *Journal of Environmental Management*, vol. 94, no. 1, pp 61-68.
43. Lienert, J., Monstadt, J., Truffer, B. 2006. Future scenarios for a sustainable water sector: A case study from Switzerland, *Environmental Science & Technology*, vol. 40 no. 2, pp 436–442.
44. Makowska M., Sychała M., Błazejewski R. 2009. Treatment of septic tank effluent in moving bed biological reactors with intermittent aeration. *Polish J. of Environ. Stud.* 18, (6), pp 1051-1057.
45. Makowska M., Sychała M., Mazur, R. 2013. Removal of carbon and nitrogen compounds in hybrid bioreactors (chapter 9); *Biomass Now – Cultivation and Utilization*. INTECH Rijeka, Croatia. pp 213-236.
46. Mayhew, M., Stephenson, T. 1997. Low Biomass Yield Activated Sludge: A Review, *Environmental Technology Volume 18, Issue 9*, pp 883-892.
47. Mayntz, R., Hughes, T.P. (Eds.), 1988. *The Development of Large Technical Systems: Papers*. Campus-Verlag, Frankfurt/Main. pp 301.
48. Melicz Z. 1999. *Költséghatékony szennyvíztisztítási megoldások - A kémiai szennyvíztisztítás*, MTA, Budapest. pp 33.
49. Metcalf & Eddy Inc., Tchobanoglous G., Burton F.L., Stensel H.D. 2004. *Wastewater engineering: Treatment and reuse*. 4th edition, McGraw-Hill, New York, America. pp 1848.
50. Moullec Y., Potier O., Gentricc C., Leclerc J.P. 2011. Activated sludge pilot plant: Comparison between experimental and predicted concentration profiles using three different modelling approaches. *Water Res.* 45, pp 3085-3097.
51. Németh, J. 1998. *A biológiai vízminősítés módszerei (Methods for Biological Water Quality Classification)*, Budapest: KGI, vol. 7, pp 162.
52. Orth, H. 2007. Centralised versus decentralised wastewater systems? *Water Science & Technology*, vol. 56, no. 5, pp 259-266.
53. Öllös G. 1992 *Szennyvíztisztítás I.*, BME MTI Kézirat, Budapest.

54. Panebianco, S., Pahl-Wostl C. 2006. Modelling socio-technical transformations in wastewater treatment, A methodological proposal *Technovation* 26, pp 1090–1100.
55. Patry, G.G., Takács, I. 1992. Settling of Flocculent Suspensions in Secondary Clarifiers. *Water Research*, 26, No 4., pp 473-479.
56. Perger L., 1992. Hajdúhadház vízgazdálkodása, Tanulmány a város szennyvízelvezetésének és szennyvíztisztításának fejlesztéséhez, Debrecen.
57. Renn, O. 2008. Risk Governance: Coping with Uncertainty in a Complex World. Earthscan, London. pp 455.
58. Réti L. 2002. Biológiai Tápanyag-eltávolítást végző szennyvíztisztító telepek tervezésének, üzemeltetésének egyes kérdései, MHT XX. Országos Vándorgyűlés, Mosonmagyaróvár.
59. Rivas, A., Irizar, I., Ayesa, E. 2008. Model-based optimisation of wastewater treatment plants design, *Environmental Modell & Software*. 23 (4), pp 435–450.
60. Rogers, E.M. 1995. Diffusion of Innovations. Free Press, New York. pp 519.
61. Sala-Garrido, R., Molinos-Senante, M., Hernández-Sancho, F. 2011. Comparing the efficiency of wastewater treatment technologies through a DEA metafrontier model, *Chemical Engineering Journal*, vol. 173, no. 3, pp. 766-772.
62. Schwoerbel, J. 1970. Methods of hydrobiology, Oxford, pp 200.
63. Sedlak, R. 1992. Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles. and Practice 2nd ed., Lewis Publisher, New York, pp 240.
64. Smil, V. 2008. Global Catastrophes and Trends: the Next 50 Years. MIT Press, London. pp 304.
65. Sorensen B. H., Jorgensen S.E. 1993. The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater, Elsevier, Amsterdam, pp.443.

66. von Sperling, M., de Lemos Chernicharo, C.A. 2002. Urban wastewater treatment technologies and the implementation of discharge standards in developing countries; *Urban Water* 4, pp 105–114.
67. von Sperling, M. 2007. *Wastewater Characteristics, Treatment and Disposal* IWA Publishing, Science, pp 292.
68. Stania K., Haberl R. 1993. Decision making in wastewater management. In: Preprints of proceedings of 2nd international specialized conference on desing and operation of small wastewater treatment plants, Trondheim, Norway, 28-30 june. 29.
69. Takács, I., Patry, G.G., Nolasco, D. 1991. A dynamic model of the clarification- thickening process, *Water Res.* 25, pp 1263–1271.
70. Tardy G.M., Bakos V., Jobbágy A. 2012. Conditions and technologies of biological wastewater treatment in Hungary. *Water Sci. Technol.* 65, 1676-1683.
71. Tran, H., Hao, H., Urase, T., Gin, K.J-H. 2015. A critical review on characterization strategies of organic matter for wastewater and water treatment processes, *Bioresource Technology* 193, pp 523–533.
72. Tsagarakis K.P., Mara D.D., Horan N.J., Angelakis A.N. 2001. Institutional status and structure of wastewater quality management in Greece. *Water Policy* 3, pp 81-99.
73. van Veldhuizen, H.M., van Loosdrecht, M.CM., Heijnen, J.J. 1999. Modelling biological phosphorus and nitrogen removal in a full scale activated sludge process, *Water Research*, 33, pp. 3459–3468.
74. Vernice D. M. 1994. Planning, Power and Politics: A Case Study of the Land Use and Siting History of the North River Water Pollution Control Plant, *FORDHAM URB. L.J.*, 21, pp 707-722.
75. Wetzel, R.G., Likens. G.E., 1991. *Limnological Analyses*, New York, pp 391.
76. White, I. 2010. *Water and the City: Risk, Resilience and Planning for a Sustainable Future*. Routledge, London. pp 210.

77. Wilén, B.M., Nielsen, J.L., Keiding, K., Nielsen, P.H. 2000. Influence of microbial activity on the stability of activated sludge flocs, *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, Volume 18, Issue 2, pp 145–156.
78. Yeoman, S., Stephenson, T., Lester, J.N., Perry, R. 1988. The removal of phosphorus during wastewater treatment: A review. *Environ. Pollut.* 49, pp 183–233.
79. Zhen. Z., Xuelian, S., Lu-Man, J., Zhichao, W., Zhiwei, W., Weichao, R., Dalong, H. 2015. Modeling of multimode anaerobic/anoxic/aerobic wastewater treatment process at low temperature for process optimization *Chemical Engineering Journal*, vol. 281, pp 644–650.
80. Zielinska, M., Bernat, K., Cydzik-Kwiatkowska, A., Sobolewska, L., Wojnowska-Baryła, I. 2012. Nitrogen removal from wastewater and bacterial diversity in activated sludge at different COD/N ratios and dissolved oxygen concentrations *Journal of Environmental Sciences* 24 (6), pp 990–998.
81. Zubrowska-Sudol, M., Walczak, J. 2015. Enhancing combined biological nitrogen and phosphorus removal from wastewater by applying mechanically disintegrated excess sludge, *Water Research* 76, pp 10-18.

## 10 Függelék

11. táblázat. Hajdúhadház-Téglás szennyvíztisztító telep vízforgalmi adatok (1)

2007 Napok	Január			Február			Március		
	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm
1	1820	0	0,6	1691	29	0	2032	10	0
2	1770	32	0	1684	10	0	2122	50	0
3	1749	32	0	2015	10	4,5	2172	0	2
4	1806	24	0,6	1937	0	0	2077	0	0
5	1691	47	0	1622	29	0	1868	32	0
6	1905	0	0	2041	24	6	1983	0	0
7	1850	0	0	2360	0	6,5	1896	32	0
8	1672	32	0	2414	0	6	1919	26	0
9	1890	24	0	1846	45	0	1845	47	0
10	1758	40	0	2007	0	0	2007	10	0
11	1886	16	0,5	1928	0	0	2056	0	0
12	1751	42	0	1946	18	3,7	1962	40	0
13	1871	0	0	2405	24	8,5	1883	50	0
14	1899	0	0	2088	32	0,6	1785	24	0
15	1801	32	0	1871	39	0	1903	0	0
16	1790	32	0	1927	32	0	1824	0	0
17	1689	24	0	1999	10	0	1835	15	0
18	1691	50	0	2062	0	0	1922	0	0
19	1822	32	0,5	1862	40	0	1956	32	0
20	1853	10	1	1878	50	0	1730	24	9,5
21	1755	0	0	1803	24	0	1994	24	1,1
22	1860	40	1	2623	10	13,5	2108	42	5,2
23	1840	32	6,2	2039	42	0	2196	32	0,5
24	2018	24	0	1933	0	0	2106	0	0
25	1671	0	4	2007	10	0	1985	0	0
26	1896	32	0	2253	29	5,2	2005	50	0
27	1723	0	0,8	1845	5	0	1929	37	0
28	1809	0	0	1991	42	1,2	1991	16	0
29	1630	40	0				1897	10	0
30	1835	32	0				2096	42	0
31	1735	16	0,9				2051	10	0

12. táblázat. Hajdúhadház-Téglás szennyvíztisztító telep vízforgalmi adatok (2)

2007 Napok	Április			Május			Június		
	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm
1	1957	0	0	1817	50	0	1817	50	6
2	1782	50	0	2320	0	6	2320	0	0
3	2077	42	0	2031	15	0,1	2031	15	0,1
4	1891	0	0	1906	40	0	1906	40	0
5	1996	40	0	1786	45	0	1786	45	0
6	2300	32	0	1742	42	0	1742	42	0
7	2222	0	0	1803	34	0	1803	34	0
8	2364	0	0	1761	0	0	1761	0	0
9	2132	0	0	2002	0	0	2002	0	0
10	2429	24	0	1849	0	0	1849	0	0
11	2359	18	0	1538	58	0	1538	58	0
12	2224	24	0	1699	24	0	1699	24	0
13	2291	24	0	1743	40	0	1743	40	0
14	2441	0	0	1803	32	0	1803	32	0
15	2043	0	0	1864	0	0,5	1864	0	0,5
16	2059	32	0	1761	10	0	1761	10	0
17	1839	0	0	1715	0	0	1715	0	0
18	1911	48	11	1921	32	7,6	1921	32	7,6
19	1857	0	0	1891	32	0	1891	32	0
20	1791	24	0	1836	24	0	1836	24	0
21	1924	0	0	2035	42	0,5	2035	42	7
22	1887	0	0	1895	32	7	1895	32	0,5
23	1393	40	0	1717	0	0	1717	0	0
24	1938	62	0	1665	0	0	1665	0	0
25	1647	10	0	1733	40	0	1733	40	0
26	1735	42	0	1645	0	0	1645	0	0
27	1793	10	0	1503	0	0	1503	0	0
28	2029	0	0	1722	55	0	1722	55	0
29	1690	0	0	1573	36	0	1573	36	0
30	1895	32	0	1852	0	0	1852	0	0
31				1994	26	0			

13. táblázat. Hajdúhadház-Téglás szennyvíztisztító telep vízforgalmi adatok (3)

2007 Napok	Július			Augusztus			Szeptember		
	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm
1	1767	0	0	1483	0	0	1779	0	0
2	1672	24	0	1450	0	0	1655	0	0
3	1500	0	4,8	1549	32	0	1653	24	0
4	2920	0	25,2	1540	0	1,4	2480	30	18
5	2242	0	0	1547	0	0	2325	0	12
6	1703	48	0	1684	40	0	1717	0	0
7	1712	0	0	1332	32	0	1632	24	0
8	1744	0	0	1432	0	0	1884	0	0
9	1404	48	0	1573	0	0	1863	0	7,5
10	1955	8	2,5	1551	24	4,9	1531	32	0
11	1532	0	0	1691	0	0	2601	32	17,4
12	1415	0	3,6	1553	0	2,3	2234	24	10
13	1533	32	0	1626	24	2,1	1598	8	0
14	1652	0	0	1627	24	0	1565	24	0
15	1520	0	0	1458	8	0	1571	0	0
16	1606	32	0	1600	0	0	1483	0	0
17	1678	16	0	1506	24	0	1370	40	2,9
18	1618	0	0	1462	0	0	1867	40	7,5
19	1550	0	0	1856	0	3,8	1664	40	0
20	1554	24	0	1796	0	5,5	1503	32	0
21	1739	0	0	1621	24	0	1526	40	0
22	1570	0	0	1529	16	0	1633	0	0
23	1612	32	0	1605	55	0	1527	0	0
24	1611	16	2,5	1475	0	0	1330	52	0
25	1480	0	0	1652	0	0	1421	0	0
26	1371	0	0	1566	0	0	1410	32	2,3
27	1489	32	0	1529	24	0	1965	32	13
28	1585	0	0	1492	0	0	1723	48	3,7
29	1523	0	0	1560	0	0	1604	10	0
30	1732	24	8	1594	0	4,3	1552	0	0
31	1394	0	0	1724	42	1,5			

14. táblázat. Hajdúhadház-Téglás szennyvíztisztító telep vízforgalmi adatok (4)

2007 Napok	Október		
	Érk. m <sup>3</sup>	Szipp. m <sup>3</sup>	Csap. mm
1	1389	37	0
2	1340	0	0
3	1324	24	0
4	1337	32	0,4
5	1754	32	0,8
6	1623	0	0,8
7	1466	0	0
8	1440	48	0
9	1191	0	0
10	1272	0	0
11	1441	10	0
12	1556	48	0
13	1635	0	0
14	1516	0	0
15	1317	34	0
16	1625	0	0
17	1563	40	0
18	1486	32	0
19	1541	24	1,4
20	1756	10	0
21	1676	0	0
22	1925	0	10
23	2220	0	1,3
24	3347	32	28
25	1879	32	3,4
26	1734	39	0
27	1736	24	0
28	1705	0	0
29	1656	50	0
30	1735	0	0
31	1913	50	0

15. táblázat. Hajdúhadház-Téglás szennyvíztisztító telep havi vizsgálati eredmények

2007	N <sub>összes</sub> mg/L	P <sub>összes</sub> mg/L	KOI <sub>d</sub> mg/L	BOI <sub>5</sub> mg/L	Lebegőanyag <sub>összes</sub> mg/L
Január			80	13	34
Február	53,0	1,99	105	45	110
Március	10,9	5,02	714	131	569
Április	35,5	5,33	102	26	61
Május	9,7	2,00	70	13	126
Június	17,7	2,36	96	16	95
Július	13,3	0,28	17	5	33
Augusztus	13,0	0,78	35	11	17
Szeptember	14,2	1,26	18	6	32
Október	14,1	1,00	25	9	10

16. táblázat. Szabolcs-Szatmár-Bereg megyei kis települések hatékonyságai

2008	Hatásfok %			
	KOI <sub>d</sub>	BOI <sub>5</sub>	N <sub>összes</sub>	P <sub>összes</sub>
Telepek				
Vaja	72	73	62	50
Ajak	62	68	75	76
Kisvárdá	66	66	83	81
Mándok	58	60	59	34
Máriapócs	79	78	57	59
Mátészalka	69	67	84	75
Rakamaz	85	87	54	88
Tuzsér	81	81	81	42
Záhony	65	64	87	38
Baktalórántháza	70	76	56	48
Csengersima	79	80	73	37
Kocsord	69	71	44	61
Porcsalma	80	80	35	33
Gergelyugornya	63	62	73	60

17. táblázat. Debrecen szennyvíztisztító telepen végzett helyszíni mérések

2010/2011	Hőmérséklet °C		pH		Vezetőképesség μS		O <sub>2</sub> mg/L		Elektródpotenciál mV	
	D1	D2	D1	D2	D1	D2	D1	D2	D1	D2
Szeptember	21,8	22,2	7,60	7,21	1956	1492	0,7	3,5	-33,1	-6,1
Október	18,3	18,9	7,71	7,17	1850	1602	0,5	3,0	-38,4	-4,3
November	18,0	18,7	7,77	6,79	1794	1506	0,2	3,9	-40,0	-16,9
December	13,0	14,3	7,58	6,97	1986	1818	1,0	4,8	-43,1	-10,0
Január	14,0	14,3	8,22	7,18	1891	1587	1,1	4,4	-50,3	-11,4
Február	13,0	13,5	7,68	7,18	2002	1440	0,7	3,6	-37,6	-6,9
Március	13,6	12,8	7,91	7,10	2003	1738	2,0	5,0	-48,6	-9,7
Április	17,3	17,5	7,48	7,25	1927	1626	0,9	3,2	-26,7	-11,8
Május	19,7	18,3	8,22	7,57	1920	1218	0,8	2,6	-68,8	31,0
Június	23,9	25,5	7,90	6,90	2040	1631	0,8	0,7	-59,0	8,4
Július	25,8	25,9	7,56	6,91	2110	1603	1,0	1,4	-28,4	7,8
Augusztus	23,5	24,5	7,63	7,41	1966	1624	0,4	4,6	-34,5	-21,8
Szeptember	23,4	23,6	7,91	8,08	1952	1553	1,0	5,3	-50,4	-60,7
Október	21,1	20,0	7,92	7,18	2110	1456	0,7	7,7	-51,7	-8,1
November	18,1	17,8	8,43	7,67	2060	1556	0,4	4,3	-79,5	-33,6

18. táblázat. Debrecen szennyvíztisztító telep vizsgált paramétereinek hatékonyságai

2010/2011	Hatékonyság %				
	Lebegőanyag <sub>összes</sub>	N <sub>összes</sub>	P <sub>összes</sub>	KOI <sub>d</sub>	BOI <sub>5</sub>
Szeptember	94,5	73,2	39,8	90,4	66,7
Október	68,8	78,9	21,7	64,5	50,0
November	75,2	82,4	13,7	64,2	82,1
December	76,4	71,9	16,5	69,3	75,0
Január	71,1	69,7	52,8	47,3	78,1
Február	82,2	81,7	62,7	18,1	79,2
Március	95,1	74,9	74,5	87,8	73,1
Április	39,0	52,1	17,1	64,3	86,8
Május	98,7	83,6	48,3	94,0	93,4
Június	93,2	89,4	31,0	83,5	65,1
Július	92,7	57,4	43,8	70,2	77,5
Augusztus	90,2	89,7	63,4	77,2	82,9
Szeptember	98,8	87,9	45,8	87,5	84,6
Október	87,1	75,5	53,7	84,8	84,3
November	93,1	76,7	45,4	90,0	95,5
<b>Átlag</b>	<b>83,7</b>	<b>76,3</b>	<b>42,0</b>	<b>72,9</b>	<b>78,3</b>

19. táblázat. Nyíregyháza 2. számú szennyvíztisztító telep biológiai lebontást indikáló, valamint kiemelt paraméterek vizsgálati eredményei a távozó vízben

2014	Száranyag g/L	pH	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> mg/L	P <sub>összes</sub> mg/L
03.03.	0,856	7,51	50	5,5	4,60
03.05.	0,904	7,42	49	11,0	4,44
03.06.	0,896	7,48	48	13,2	1,83
03.10.	0,988	7,41	45	26,4	
03.11.	1,056	7,35	43	22,0	
03.13.	1,060	7,24	38	26,4	
03.17.	0,936	7,32	29	26,4	
03.18.	0,928	7,25	27	26,4	
03.24.	0,908	7,25	8,65	22,0	
03.25.	0,912	7,10	5,25	19,8	0,40
03.27.	0,988	7,12	0,30	9,4	0,15

20. táblázat. Nyíregyháza 2. számú szennyvíztisztító telep kiemelt paraméterek vizsgálati eredményei az 2. Levegőztetőben

2014	Szárazanyag g/L	Szerves anyag %	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> mg/L	pH
03.03.	1,496		53	0,0	
03.05.	1,492		49	8,8	
03.06.	1,632			22,0	
03.10.					
03.11.	1,952		41	17,6	7,27
03.13.	2,320	62	38	22,0	7,25
03.17.	2,100		28	22,0	7,30
03.18.	2,424		26	19,8	7,09
03.24.	2,768	63			7,18
03.25.					
03.27.	2,868				7,02

21. táblázat. Nyíregyháza 2. számú szennyvíztisztító telep kiemelt paraméterek vizsgálati eredményei a recirkuláltatott iszapban.

2014	Szárazanyag g/L	Szerves anyag %	NH <sub>4</sub> -N mg/L	NO <sub>3</sub> mg/L	pH
03.03.	1,216		50	5,5	
03.05.	2,308		43	8,8	
03.06.	1,616			17,6	
03.10.					
03.11.	2,756		41	17,6	7,34
03.13.	2,980	66	39	22,0	7,18
03.17.	2,328		26	22,0	7,19
03.18.	3,788		26	0,7	6,97
03.24.	3,368	66			7,13
03.25.					
03.27.	4,956				7,01

22. táblázat. Nyíregyháza 2. számú szennyvíztisztító telep vizsgálati eredményei 2014.04.04. és 2014.08.22. között

Dátum	KOI <sub>d</sub>			BOI <sub>5</sub>			NH <sub>4</sub> -N			Nösszes			Pösszes			Lebegőanyagösszes		
	érk.	táv.	hf	érk.	táv.	hf	érk.	táv.	hf	érk.	táv.	hf	érk.	táv.	hf	érk.	táv.	hf
	mg/L	mg/L	%	mg/L	mg/L	%	mg/L	mg/L	%	mg/L	mg/L	%	mg/L	mg/L	%	mg/L	mg/L	%
2014.04.04	971	32	96,7	680	10	98,5	69,0	0,10	99,8	117	14,0	87,7	19,7	0,35	98,2	508	14	97,2
2014.04.11	749	23	96,9	480	4	99,2	57,8	0,10	99,9	92	14,0	85,2	17,1	0,47	97,3	354	14	96,0
2014.04.17	915	24	97,4	640	8	98,8	58,4	0,20	99,7	85	15,0	82,4	23,0	0,71	96,9	324	16	95,1
2014.04.25	946	32	96,6	440	12	97,3	56,3	0,20	99,6	109	18,0	83,7	31,3	1,50	95,2	408	12	97,1
2014.04.29	1 749	22	98,7	840	10	98,8	70,2	0,50	99,3	126	17,0	86,5	40,8	8,69	78,7	558	24	95,7
2014.05.09	797	32	96,0	560	12	97,9	57,3	0,60	98,9	79	12,0	85,0	25,3	8,31	67,2	500	6	98,8
2014.05.15	772	35	95,5	400	9	97,8	43,9	0,20	99,7	64	15,0	77,3	16,3	5,08	68,8	334	2	99,4
2014.05.23	1 019	31	97,0	600	12	98,0	54,6	0,40	99,3	65	14,2	78,2	20,8	5,83	72,0	388	32	91,8
2014.05.30	920	44	95,2	600	10	98,3	53,6	0,30	99,5	70	14,0	80,4	26,9	8,00	70,3	424	6	98,6
2014.06.06	1 239	9	99,3	740	4	99,5	62,4	0,20	99,6	77	13,8	82,0	26,7	5,05	81,1	448	16	96,4
2014.06.13	621	20	96,8	380	6	98,4	52,4	0,60	98,9	68	14,0	80,1	12,4	2,29	81,5	308	122	60,4
2014.06.20	1 453	25	98,3	880	9	99,0	61,6	0,30	99,5	117	14,6	87,5	32,3	2,18	93,3	426	46	89,2
2014.06.27	790	51	93,5	460	19	95,9	56,5	0,50	99,1	70	14,0	80,3	21,9	3,81	82,6	278	44	84,2
2014.07.04	932	17	98,2	560	7	98,8	62,2	5,00	92,0	89	14,6	83,6	42,5	3,01	92,9	280	28	90,0
2014.07.11	1 049	21	98,0	640	9	98,6	57,8	1,40	97,6	92	12,8	86,1	22,3	4,95	77,8	474	40	91,6
2014.07.18	874	22	97,5	520	5	99,0	53,7	0,72	98,7	81	18,6	77,1	14,4	0,52	96,4	380	44	88,4
2014.07.24	597	13	97,8	360	9	97,5	17,9	0,80	95,5	25	14,3	42,6	6,99	2,78	60,2	344	22	93,6
2014.07.31	361	7	98,1	280	6	97,9	40,9	1,60	96,1	66	15,0	76,8	9,37	0,83	91,1	338	14	95,9
2014.08.06	680	21	96,9	380	7	98,2	48,6	0,43	99,1	87	15,2	82,5	15	2,54	83,1	272	4	98,5
2014.08.15	702	27	96,2	420	13	96,9	58,3	2,30	96,1	83	21,8	73,7	9,49	0,78	91,8	230	38	83,5
2014.08.22	790	27	96,6	500	10	98,0	84,6	2,30	97,3	116	21,6	81,5	13,9	0,85	93,9	358	14	96,1
<b>Max.</b>	<b>1 749</b>	<b>51</b>	<b>99,3</b>	<b>880</b>	<b>19</b>	<b>99,5</b>	<b>84,6</b>	<b>5,00</b>	<b>99,9</b>	<b>126</b>	<b>21,8</b>	<b>87,7</b>	<b>42,5</b>	<b>8,69</b>	<b>98,2</b>	<b>558</b>	<b>122</b>	<b>99,4</b>
<b>Min.</b>	<b>361</b>	<b>7</b>	<b>93,4</b>	<b>280</b>	<b>4</b>	<b>95,9</b>	<b>17,9</b>	<b>0,10</b>	<b>92,0</b>	<b>24,9</b>	<b>12,0</b>	<b>42,6</b>	<b>6,99</b>	<b>0,35</b>	<b>60,2</b>	<b>230</b>	<b>2</b>	<b>60,4</b>
<b>Átlag</b>	<b>776</b>	<b>25</b>	<b>97,0</b>	<b>541</b>	<b>9,1</b>	<b>98,2</b>	<b>56,1</b>	<b>0,89</b>	<b>98,3</b>	<b>84,6</b>	<b>15,4</b>	<b>80,0</b>	<b>21,4</b>	<b>3,26</b>	<b>84,3</b>	<b>378</b>	<b>27</b>	<b>92,3</b>

## Summary

The most important duty in our country's environmental concern is to increase the amount of treated wastewater. The currently well-known wastewater treatment technology world-wide, is when the pollutants are removed biologically by a heterogenic microflora, the so called activated sludge biomass. The activated sludge technology is also widely applied in Hungary for both municipal and industrial sewage.

Nitrogen and phosphorus in the municipal sewage primarily threatens the ecosystem of the water streams, because these elements cause eutrophication. Therefore, in the active sludge technology, nitrogen and phosphorus removal is important. Strict limitation were applied to protect the sensible final recipients, thus the activated sludge technology was developed with additional chemical and biological treatments in order to further decrease the pollutant concentration in the effluent.

The technology of treatment is mostly depends on the quality of the sewage. The treatment usually contains three steps. Mechanical treatment occurs first, in which floating and suspended particles are physically removed with settling and screening. In the second step, the physically non-removable organic content is degraded with the help of microorganisms. In the third step, dissolved mineral content - basically plant nutrition - are removed.

Wastewater treatment systems constantly evolve with social environment. Due to technological development more and more settlements have their sewerage systems constructed. With the increasing hydrological load over time wastewater treatment plants can reach treatment limitations. As a result, they might become unable to achieve effluent parameter concentrations that can lead to a raise in the number of non-compliances. Therefore, it is important to uncover the very sources that might cause preliminary or unscheduled overload phenomena in order to prevent such events.

The most important tools of environmental planning are recent trend analysis, taking potential changes into account and understanding the positive prospects of the plans and strategies. However, methods for recognizing uncertainty of the future are subjective. Long-term strategies, plans and decisions may miss scientific and geographic facts or get overlooked by the authority in charge. The globalization of social structures is difficult to interpret, accordingly the decision making process acts slower.

The development plans usually aim to increase the functional size of a treatment plant. The water management of the given area should also be considered in estimating future effects. However, this point of view falls regularly out of sight of the decision

makers. Creating new treatment plants, or reconstructing old ones are based on the assumption that the future is predictable. Rapid global technological development increases the uncertainty in the planning phases and the presumed life cycles of treatment plants. Underestimating risks might cause a treatment plant to be over or under loaded.

The proportion of conventional activated sludge technic of wastewater treatment in Hungary is high. It is common to process the excess sludge into compost that can be utilized as an agricultural product. The compost is created right after the digestion of the sludge, which presumes developed sewerage infrastructure. Sludge digesters are necessarily a result of centralization. Developing the existing treatment plants should be continuous to be able to keep up with urbanization. It is practical if the economic, technological and environmental conditions allow to reconstruct the already utilized treatment plants. Ideally, a treatment plant can live up many reconstruction stages. It is possible to make the reconstructions gradually so as to decrease the level of uncertainty.

Alternative technologies appear as incremental improvements to the current ones. They are developed in separate pilot plants before testing and adaptation. These treatment plants are usually small and are used to tune the new technology for the local conditions. However, these field tests are not always straightforward. Building new treatment plants are required to be justified by demand because it is a high cost commitment and the new infrastructure has to fit the community. Early stage low hydraulic load demands result in partially utilized treatment capacity. Splitting big reactors into small partitions is an advantage because the treatment plant can be better scaled to the hydraulic load.

### **New results**

The amount of influent water at the plant of Hajdúhadház Téglás was fluctuating, which was a result of rainfalls. Hydraulic overloads were frequent during the time of investigation, primarily in February, March and April. The amount of septic sewage could not be associated with hydraulic overloads. The hydraulic overloads could be clearly connected to rainfall events. All of the observed parameter (COD, BOD<sub>5</sub>, TN, TP and SS) concentrations were over their respective limits in these months. During the three most critical months nearly all of the parameter concentrations in the effluent were over the threshold. However, some parameters exceeded limitations even during low hydraulic loads. The observed parameters were clearly correlated with the average amount of influent water. The plant could guarantee effluent concentration results below limitations using only 85% (1700 m<sup>3</sup>/day) of the theoretical maximum capacity.

The fourteen wastewater treatment plants in Szabolcs-Szatmár-Bereg County were partially similar in the technology used. With the investigation, I have determined the efficiency of each of these technologies. The influent water quality varied on a broad range. Inorganic nitrogen ammonium dominated the amount of total nitrogen concentration with 87%. The easily accessible organic matter content as BOD<sub>5</sub> was low compared to amount of COD. Average C:N:P proportion was 50:9:1, which limited the efficiency of biodegradation. This low ration gradually held back those treatment steps that primarily scale with easily available organic matter (nitrate, phosphorus), hence in the case of phosphorus, the plants used ferric chloride to bypass this. The low ration of BOD<sub>5</sub>/NH<sub>4</sub>-N affected negatively nitrogen removal. Over 83,4 mg/L concentration of total nitrogen in the influent limited good removal efficiencies. The efficiencies of the SBR technology decreased when the amount of influent water increased and exceeded 100 m<sup>3</sup>/day. As a result, this technology could only achieve good efficiencies with low amounts of daily influent sewage. The unexpected results suggest that this technology bares a high risk of implementation upon increasing capacity in comparison to other technologies. The plants using conventional active sludge technology achieved higher efficiencies when the amount of influent sewage was high. Until 500 m<sup>3</sup> daily influent sewage the plant efficiencies were moderate, but above that they were predictable and provided reliable results. Further development of the existing conventional activated sludge technology based plants would potentially yield increased efficiencies. Intensification and optimization of the operations in these treatment plants require continuous effort.

After the reconstruction of the wastewater treatment plant of Debrecen, the effective capacity was doubled. The reactors are implemented parallel allowing the operators to utilize one treatment line when sufficient. The test phase lasted for more than 12 months but the treatment efficiency of suspended solids, biochemical oxygen demand and chemical oxygen demand gradually increased with 25, 39 and 35% respectively. From 2011. Summer, after 12 month of test phase, the results became reliable. Ammonium removal functioned properly but the nitrate concentration increased along with that. The capacities of the aerobic reactors were plentiful for ammonium removal. Altogether, total nitrogen removal efficiency increased by 5% from initial results. The phosphorus removal efficiency increased by 80% throughout the test phase. The treatment plant could not remove the phosphorus concentration solely relying on biological removal forcing the operators to add ferric chloride. From the parameters measured on site only the oxygen concentration of the effluent water was high and the temperature of the influent sewage was low. The high oxygen concentration of the effluent water partially could be responsible for the high nitrate concentration, and indirectly for the moderate level of biological phosphorus removal.

The wastewater treatment plant of Nyíregyháza 2. functioned properly during the six months of the test phase. At the beginning of the test phase the plant was able to remove phosphorus without ferric chloride. The effluent water concentrations of the respective parameters were below limitation threshold. The reaction time of the biological nutrient removal was determined to be 30 days. The ammonium removal had been implemented in two stages. The first stage is a slow degradation process, while the second stage is a fast paced degradation. The pace of the degradation is strongly related to the increase of the microorganism mass content in the aerobic reactors. Phosphorus removal was efficient after 10 days of the start. The nitrate removal became efficient after 20 days of its initial appearance in the reactors. From the designed parameters in the effluent water that were chosen to determine the critical parameters for operation, only the phosphorus was not measured all the time. As a consequence these parameters could not be separated. In the case of the sludge samples the dry matter content was determined as the most important parameter followed by nitrate and ammonium. The pH and organic matter content parameters only became important, when the sludge removal process and the digester towers were initiated.