

Szent István Egyetem
Mezőgazdaság- és Környezettudományi Kar
Talajtani és Agrokémiai Tanszék

**ORGANICA-FBR SZENNYVÍZTISZTÍTÓ RENDSZER
ENERGIAHATÉKONYSÁGÁNAK NÖVELTÉSE DINAMIKUS SZIMULÁCIÓK
SEGÍTSÉGÉVEL**

Készítette: **Zékány Anita Kinga**
Évfolyam: negyedik

Belső témavezető: Dr. Aleksza László
Beosztás: c. egyetemi docens

Külső témavezető: Törő Balázs
Beosztás: fejlesztőmérnök

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	4
1.1 Célkitűzés	4
2. Irodalmi áttekintés.....	5
2.1 A szennyvíztisztítás fejlődése	5
2.1.1 Csepegtetőtestes és eleveniszapos rendszerek.....	5
2.1.2 SBR.....	6
2.1.3 Élőgépek	7
2.2 Szennyvíztelepek energiatakarékos működtetése	8
2.2.1 Oldott-oxigén szabályozás szerepe, vezérlés.....	8
2.3 Modellek.....	10
2.3.1 Matematikai modell	10
2.3.2 A számítógépes modellezés jellemzői	11
2.3.3 Eleveniszapos modellek.....	11
2.3.4 Az eleveniszapos modellek fejlődése	12
2.3.5 ASM1.....	12
2.3.6 ASM3.....	13
2.3.7 ASM2 és 2d	14
2.3.8 Mantis és TwoStepMantis	15
2.3.9 Felhasznált modell: GPS-X	16
3. Módszerek.....	17
3.1 Kísérleti helyszín.....	17
3.1.1 Organica.....	17
3.1.2 Organica Élőgép – Telki FBR	17
3.1.3 A félüzemi kísérleti telep.....	19
3.1.4 Tisztítási ciklusok összehasonlítása.....	19
3.2 Mintavétel.....	21
3.3 Labormunkák.....	22
3.4 Modellezés.....	23
3.4.1 A Hybrid FBR rendszer modellezése	23
3.4.2 Nagyüzemi rendszer modellezése.....	25
3.4.3 Paraméter beállítás.....	26
4. Eredmények	29
4.1 Hybrid FBR szimulációk eredményei	29
4.2 Nagyüzemi Hybrid FBR szimulációinak eredményei.....	36
5. Értékelés és következtetések.....	39
6. Összefoglalás	40
7. Köszönetnyilvánítás	41

8. Irodalomjegyzék:	42
1. Melléklet	45
2. Melléklet	46
3. Melléklet	47

1. Bevezetés

A szennyvíztisztítás megjelenése óta, állandó problémát jelent lépést tartani a szennyvíz mennyiségi és minőségi változásaival, amelyek az emberiség életvitelének átalakulásából fakadnak. Körülbelül két évszázaddal ezelőttre tehető egy olyan ugrásszerű fejlődés a szennyvízelhelyezés és ártalommentesítés területén, amely a mai technológiai szintre emelte ezt az ágazatot (HARTMANN 2001). A folyamatos fejlesztések elengedhetetlenek a megfelelő kezelés érdekében, amit megnehezít az urbanizáció gyors ütemben történő növekedése és ez által a szennyvízmennyiség nagymértékű emelkedése. További nehézséget jelenthet a rendelkezésre álló vízkészlet folyamatos csökkenése, a határértékek szigorodása és nem utolsósorban az energiaárak növekedése. Bármennyire is egyértelmű a tisztítás és korszerűsítés fontossága ezen a területen, egy adott technológia bevezetéséről mindig annak költségei és a rendelkezésre álló tőke alapján hoznak döntéseket.

1.1 Célkitűzés

Ebben a munkában szeretném bemutatni mindazt, ami egy szennyvíztisztító üzem energiatakarékosságának fejlesztéséhez szükséges. TDK dolgozatom célkitűzése, egy eddig még nem alkalmazott, szakaszos üzemű biológiai szennyvíztisztító technológia tanulmányozása energiahatékonyság és tisztítási hatások tekintetében. A telep energiafogyasztásának problémakörébe tartozó vizsgálatokat virtuális környezetben végzem, ezért a folyamat egészének megértéséhez fontosnak tartom a szennyvíztisztítás és modellezés kialakulásának áttekintését, illetve az általam használt modell ismertetését.

Céлом eléréséhez szükséges a modell alap- és üzemi adatainak, illetve összefüggéseinek meghatározása, majd a rendszer optimalizálása. Ahhoz, hogy a program a valósághoz legközelebb álló tulajdonságokkal rendelkezzen, szükség van egy hasonló technológiát alkalmazó, már működő és stabil rendszer műszaki és vízkémiai paramétereinek felhasználására. Az általam vizsgált félüzemi kísérleti telep szolgáltatja számomra a modellezés során felhasználandó adatokat. Ennek segítségével követhetjük nyomon, hogy akár egyetlen paraméter megváltoztatása hogyan befolyásolja a rendszer működésének egészét. Az általam tanulmányozott technológia jelenleg fejlesztés alatt áll, így az elvégzett vizsgálatok és eredmények a fejlesztés további szakaszaiban felhasználásra kerülnek.

Az Organica Technológiák ZRt. felé titoktartási kötelezettséggel rendelkezem, ezért konkrét üzemeltetési és mérési adatokat nem közölhetek a rendszer részletezésében.

2. Irodalmi áttekintés

2.1 A szennyvíztisztítás fejlődése

A szennyvíztisztítás bizonyos mértékben már az ókori kultúráknál is fellelhető volt. Sajnálatos módon e fejlett birodalmak bukásával a technikai eszközök többsége, így a csatornahálózatok is, hosszabb-rövidebb időre eltűntek vagy visszafejlődtek. A 19. században egyre nyilvánvalóbbá vált, hogy a fertőzések és járványok egyik gócpontja a szennyvíz. Ennek a felfedezésnek köszönhetően indult meg az 1800-as évek második felében a szennyvíztisztítás ugrásszerű fejlődése, amit eleinte a nagyvárosok csatornahálózatának kiépítése jelentett. A befogadók szerepét, így a szennyezőanyagok eltávolítását, a folyók és tengerek töltötték be, amik pár évtizeden belül a túlterhelésnek köszönhetően jelentősen elszennyeződtek. Ennek ellenére, nagyban javult a közegészségügyi helyzet a csatornázott területeken.

A szennyvíztisztítás első próbálkozásainál a célt a lebegőanyag eltávolítása jelentette, ami érdekében szűrőket és rácsokat építettek be a csatornarendszerbe és kiömlőnyílásaiba. Ezáltal sikerült a zavarosságot, illetve a szivattyúk károsodását is csökkenteni. A szűrésen és átemelésen túl a mechanikai tisztítást az előülepítés egészítette ki, amely eredményeként a kémiai-, és biológiai oxigénigény egyharmada kiülepedhetett. Egészen az 1950-es évekig az előbb említett módon üzemelő telepek jelentették az elsőszámú tisztítás lehetőségét (HARTMANN 2001).

2.1.1 Csepegtetőtestes és eleveniszapos rendszerek

Az igazi mérföldkövet a szennyvíztisztítás történetében az aerob mikroorganizmusok felfedezése jelentette. Felismerték, hogy ezek a baktériumok képesek a vízben oldott szennyezőket lebegőanyaggá alakítani, ami így könnyen kiülepíthetővé vált. Ekkor kezdődött elsőként a *csepegtetőtestes* tisztítás kifejlesztése. Ennek a rendszernek alapjául tulajdonképpen a talajszűrés szolgált, amit durva hordozóval, közúzalékkal próbáltak kiváltani, melyen biofilm alakult ki (ÖLLŐS 1994). Maga a csepegtetőtest eleinte egy 2-3 méter magas töltetdomb volt, amelyre a szennyvizet felülről vezették rá. A rendszer levegőztetését ventillátorokkal oldották meg, így az aerob mikroorganizmusok megfelelő körülményekhez jutva megkezdték a szerves anyag lebontását. Mivel a csepegtetőtest olyan negatív tulajdonságokra hajlamos, mint az eldugulás és feliszapolódás, szükség volt a szennyvíz lebegőanyagának jobb hatásfokú eltávolítására és a hordozó tisztítására.

A biológiai szennyvíztisztítás másik példája az *eleveniszapos rendszer*, amely Manchester városához köthető, és fejlesztése a '30-as '40-es évekre tehető. Az eleveniszap valójában (egy bakteriális biomassa szuszpenzió) kiülepedett iszapban található mikroorganizmusok összessége, amelyek a szennyezőanyagok eltávolításáról gondoskodnak. Az 1950-es évek kutatásai igazolták először a matematikai összefüggéseket a tisztítási hatékonyság és az iszapkoncentráció között. Ezzel

egyértelművé vált, hogy az iszapkoncentráció és az oxigénigény nagymértékben meghatározza a bakteriális tevékenységet és a lebontás kapacitását (HARTMANN 2001).

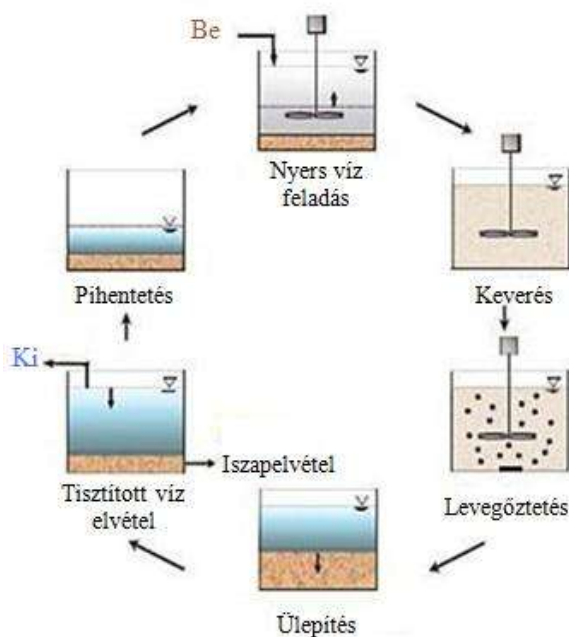
Az eleveniszapos rendszerek korszerűsítése során, annak két fajtája alakult ki. Az egyik a szakaszos (SBR - Sequencing Batch Reactor)-, míg a másik a folyamatos betáplálású eleveniszapos tisztítási eljárás. A kettő közötti fő különbség, hogy az SBR időben-, a folyamatos betáplálású pedig térben elkülönülve végzi a szennyvíztisztítást. Tehát az SBR rendszernél a betáplálás, az elvétel, a tápanyag lebontás, valamint a folyadék és szilárd fázis szétválasztása egy reaktorban történik, időben elkülönült ciklusok során (MORGENROTH & WILDERED 2002, KÁRPÁTI 2002).

2.1.2 SBR

Az első eleveniszapos telepek, alapelveket tekintve szakaszos betáplálásúak voltak, de az irányítástechnikai nehézségek, ciklusvezérlési hiányosságok, levegőztetési problémák és alacsony üzembiztonság következtében viszonylag gyorsan áttértek a folyamatos betáplálásra, mígnem az 1970-es években a technika lehetővé tette e rendszerek visszatérését a szennyvízkezelésbe. A szabályozási nehézségeket áthidalva mára már nem jelent problémát a stabil üzemeltetés.

A működés alapelve arra épül, hogy a tisztítási folyamat ciklusokból áll, ami fázisokra bontható. Minden fázis adott ideig tart, és terheléstől függően pihentető periódus is beiktatható. Amennyiben a tisztítás megkívánja, a fázisok felcserélhetőek a különböző ciklusokon belül (MORGENROTH & WILDERED 2002).

Az SBR rendszer fázisainak általános sorrendje az 1. ábrán látható:



1. ábra: Az SBR rendszer hagyományos ciklusa

(Forrás: <http://www.t-and-d-italy.com/products/wastewater/sbr-plants/>)

Ezek a szennyvíztisztító telepek általában párhuzamos egységekből épülnek fel, annak érdekében, hogy lépést tudjanak tartani a folyamatosan érkező szennyvíz mennyiségével (ÖLLŐS 1994).

Az SBR technológiájú létesítményekben a kiegyenlítő tartály nem minden esetben helyezik el. Amennyiben a reaktorsor előtt mégis megtalálható, a szennyvíz koncentrációingadozása csökken, így a fázisok időtartama változtatható lesz. Abban az esetben, ha a kiegyenlítő tartályt nem építik be a medencesor elé, a feladási fázis idejét a reaktorok száma határozza meg (2 reaktor esetén a feladás a teljes ciklus 50%-a). A medencesor végén található kiegyenlítő tartály, a már megtisztított víz koncentrációjának kompenzálását végzi, a befogadó lökészerű terhelésének tompítása végett (KÁRPÁTI 2002).

A teljes biológiai tisztítás érdekében a reaktorokban elengedhetetlen mind az aerob, mind az anaerob körülmények kialakítása. Anaerob környezetben denitrifikáció és a többletfoszfor eltávolítás, míg aerob fázisban a szerves anyag és nitrogén oxidációja játszódik le. Ahhoz, hogy az előbb említett folyamatok végbemehessenek, keveréssel biztosítani kell, oxigén hiánya, vagy ellenkező esetben, oxigén jelenléte mellett is a folyamatos tápanyagellátást a mikroorganizmusok számára. A vizes fázis kilevegőztetése oxigén bevitelével érhető el, amely a nagy gázáramnak köszönhetően folyadékmozgatást is eredményez. Az ülepítést megelőzően, minden alkalommal be kell iktatni a levegőztetést, hogy az ammónia és a szerves anyag megfelelő mértékben távozzon el a rendszerből (KÁRPÁTI et al. 2007).

2.1.3 Élőgépek

A biológiai szennyvíztisztítási eljárások egy különleges, alacsony munka- és energiaigényű, magas hatásfokú és költségkímélő megoldása, ami az eleveniszapos technológiára épül, és úgy működik, mint egy ökológiai rendszer, dr. John Todd, az Ocean Arks International szervezet vezetőjének nevéhez fűződik. Az eljárás külön erre a célra kiválasztott organizmusok, növények és ásványi anyagok segítségével, szabályozott körülmények között törekszik a természet közeli ökoszisztéma kialakítására, amivel önszabályozó és dinamikus egyensúly alakulhat ki. A szüntelen fejlesztéseknek köszönhetően a technológia mára már felülmúlja az eleveniszapos szennyvízkezelés gazdasági és tisztítási hatékonyságát (GRANT et al. 1996).

Összességében elmondható, hogy a szennyvíztisztítás korszerűsítése mindig is összetett és bonyolult feladat volt. A folyamatosan növekvő elvárások egyre több tudományterület részvételét követeli meg a tisztítás hatékonyságának növelése érdekében, a mikrobiológiától egészen a számítástechnikáig. A fejlődés napjainkban olyannyira gyorsan zajlik, hogy a rengeteg elméleti

újítás a gazdasági fedezet szűkössége miatt még akkor sem kerül be a gyakorlatba, ha megvan a technológiai lehetőség (HARTMANN 2001).

2.2 Szennyvíztelepek energiatakarékos működtetése

Ahogy az a korábbi példákból is jól látható, a szennyvíztisztítás sokféleképpen valósítható meg, kezelési módszerek széles választéka áll a szakemberek rendelkezésére. A szennyvíztisztító telepek nagy energiafogyasztók, viszont jelentős környezetvédelmi értékkel bírnak. A telepek energiafogyasztása a népességnövekedés, az egyre szigorodó környezetvédelmi előírások és a szennyvíz újrahasznosításának igénye miatt a jövőben várhatóan növekedni fog (PG&E 2003). Az energiafelhasználás nagymértékben függ a telep méreteitől, és a befogadott víz mennyiségétől, az alkalmazott technológiától, a berendezések állapotától és nem utolsósorban az irányítástechnikától (BÁNYAI et al. 2009). Az üzemek teljes energiafelhasználásának átlagban 30-60%-át jelentő eleveniszapos biológiai (másodlagos) kezelés számít a legnagyobb energiafogyasztónak, ezen belül is a levegőztetés és a keverés, amit a szivattyúzás, majd az iszapkezelés követ (PG&E 2003).

Az energiatakarékos működtetés az automatizált eszközök elterjedésével nyert egyre nagyobb teret a szennyvíztisztításban. Ezek a rendszerelemek működésük során képesek információt elraktározni, amelyeket programozható vezérlők hasznosítanak tovább. Az üzemi adatok feldolgozásán túl a programozható vezérlők összeköthetik a berendezés egységeit, irányíthatják a tisztítási műveleteket az előre betáplált tényezőknek megfelelően, és képesek lehetnek a felügyeleti rendszerrel, távoli vezérlőkkel kapcsolatot fenntartani.

Az energiagazdaságos üzemeltetéshez leggyakrabban kétféle módszert használhatnak a telepek. Az egyik, amikor az elavultnak számító berendezéseket korszerű, megfelelő hatásfokú, viszont alacsony energiafogyasztású gépekre cserélik, a másik lehetőség egy intelligens és energiahatékonyságra törekvő rendszervezérlés megvalósítása (DITRIÓ 2008).

2.2.1 Oldott-oxigén szabályozás szerepe, vezérlés

A legnagyobb kihívást a különböző tisztítási megoldásokban a folyamatok megfelelő szabályozása jelenti az eleveniszapos szennyvíztisztítás összetett és nemlineáris (áramlási és terhelési zavarásnak van kitéve) viselkedése miatt (HOLENDA et al. 2008). A választott technológiától függetlenül az aerob tisztítás során az oldott oxigén (DO – Dissolved Oxygen) koncentrációjának vezérlése a legfontosabb kérdések egyike, hiszen a telep működése és a folyamatok hatékonysága ennek az értéknek a megfelelő beállításától nagymértékben függ (BARBU et al. 2011).

A DO szolgál terminális elektron akceptorként az eleveniszapban élő heterotróf és autotróf mikroorganizmusok számára. A folyadék fázisba diffúzió útján bekerülő oxigént, az oldott

szubsztrát oxidáció során a heterotróf biomassa, míg ammónia-nitrogén nitráttá alakításakor az autotróf szervezetek használják fel (FARKAS 2003).

A biológiai tisztítás gyorsasága és hatásfoka a DO koncentráció mellett, pH-tól és toxikus anyagok meglététől is függ, hiszen ezeknek a paramétereknek a mennyisége, a mikroorganizmusok pusztulását is előidézhetik. A levegőztetés - iszapos vízbe történő oxigén bevitel, szerves anyag átalakításhoz - szabályozásával beállíthatjuk a mikroorganizmusok számára megfelelő oldott oxigén mennyiséget (KAISER 2001). Erre azért van szükség, mert a nitrifikálók erőteljes érzékenységet mutatnak, amennyiben az oldott oxigén koncentrációja a számukra megfelelő érték alá csökken, minek következtében ammónia oxidáció lassulása figyelhető meg. A nitrifikáció gyorsasága az autotrófok koncentrációjával és szaporodási sebességével arányos (PAULAI & KÁRPÁTI 2002).

Az oxigén nem megfelelő szabályozása, anoxikus térrészben is problémát eredményezhet, ahová recirkulációt követően nitrát mellett juthat be, oldott állapotban. Ebben az esetben a denitrifikáció sebességének lassulása, vagyis a nitrát redukció blokkolása következik be. Ez annak köszönhető, hogy a nitrát oxigénjénél a szabad oxigén jobb elektron akceptorként előbb kerül felhasználásra a heterotrófok által, így az oxigénnel arányos szervesanyag-mennyiség kerül elvonásra a denitrifikáció elől. Tehát a túl sok oxigén visszaforgatásának megelőzése érdekében is szükséges a levegőztető medence DO szintjének megfelelő beállítása (KAISER 2001). A levegőztetés, ahogy már említettem, az üzem teljes energiaigényének nagy százalékát teszi ki, ezért is szükséges az energiahatékonyság problémakörében foglalkozni vele. Energetikai szempontból azt is fontos figyelembe venni, hogy a folyadék és gáz fázis közötti oxigén átadás annál kedvezőtlenebb, minél nagyobb az oldott oxigén (DO) koncentráció (KÁRPÁTI 2002).

A szakirodalomban számos szabályozási technikát találhatunk, amelyek összevetése igen nehézkes, a befolyó szennyvíz változékonyságnak, biológiai és biokémiai jelenségek bonyolultságának, eltérő időállandóknak (néhány perctől néhány napig terjedhet), a területileg specifikus követelményeknek, illetve a költséghatékonyságnak köszönhetően. A vezérlés egyik példája Bocken, Braae, és Dold terve, amely egy lineáris oxigén anyagtranszport tényezővel rendelkező, matematikai becslési modellen alapszik. Carlsson és társai az auto-tuning vezérlést vizsgálták, ami az oxigén átviteli arány on-line becslésén alapszik. Nemlineáris DO vezérlés tervezésének alapjai Lindberg és Carlsson nevéhez köthető. Cadet, Beteau és Carlos Hernandez, egy többkritériumú vezérlési stratégiát fejlesztett ki annak érdekében, hogy csökkentsék az üzemeltetési költséget úgy, hogy közben a teljesítmény is megmaradjon (HOLENDA et al. 2008).

A levegőztetés időkapcsolóval történő vezérlése a legelterjedtebb és egyben a legolcsóbb megoldás a gyakorlatban. A szennyvíztisztítás során amennyiben a cél csak nitrifikáció, akkor átlagban 2 mg/l DO koncentrációt ajánlanak, viszont ha teljes nitrogén eltávolítást szeretnénk elérni, a DO-t

minimalizálni kell a többletlevegőztetés elkerülése érdekében. A valóságban történő DO szabályozás nehézségekbe ütközhet többek között a napszakonként változó szennyezőanyag koncentrációja miatt (PAULAI & KÁRPÁTI 2002)

A vezérlés továbbá elvégezhető oxigénfogyás nagyságának meghatározása alapján, és egy pontosabb, de költségesebb módszerrel, nitrát-méréssel. Amennyiben a levegőztető medence elfolyó vizében megmérjük az ammónia és nitrát mennyiséget, következtetéseket levonva növelhetjük, csökkenthetjük vagy éppen ki is kapcsolhatjuk a levegőztetést, amivel energiát és üzemeltetési költséget takaríthatunk meg. Ha feltételezzük, hogy az ammónia koncentrációja a levegőztető medencesor végén nulla, nagy valószínűséggel nincs szükség további levegőztetésre, amíg újra el nem kezd növekedni az ammónia mennyisége. Továbbá ha az ammónia teljes eltávolítása megtörtént, de a nitrát koncentrációja határérték felett marad, a belső recirkuláció fokozásával vagy az anoxikus medence időszakos levegőztetésének kihagyásával orvosolható a probléma (KAISER 2001).

Az SBR eleveniszapos szennyvíztisztítók, a fázisok időkapcsolóval történő vezérlésének segítségével, gyorsan alkalmazkodnak a terhelés változásaihoz. Az on-line szenzorok folyamatosan képesek nyomon követni a rendszer állapotát, ami által ciklusidő változtatását, szabályozását és tökéletesítését végezhetjük. Természetesen ehhez követni kell a szükséges paraméterek alakulását (KÁRPÁTI 2002), hogy az alapbeállítás valamilyen mértékű változtatása milyen hatást gyakorol a vízkémiai paraméterekre. Mivel az SBR üzemben a változás közvetlenül mérhető, a rendszer jól optimalizálható.

2.3 Modellek

2.3.1 Matematikai modell

Molnár et al. (2010) alapján: „a modell a valóság olyan közelítése, amely alkalmas a valóság egy részének vizsgálatára, a modell elemeit alkotó részek közötti kapcsolat feltárására, s annak ellenőrzésére a valóságban szerzett tapasztalatok és a modellből származó következtetések összevetése által.” Tehát a modellközelítés mindössze a vizsgálat szempontjából legfontosabb tényezőkön alapszik. Mondhatjuk, hogy akár számítógépes, akár hagyományos modellezésről legyen szó, a modell mindig a valóság egyszerűsített képe, amelyből később megismerhetjük a vizsgált folyamatok egészét. Az eredmények meghatározásában számos matematikai és logikai eszköz áll rendelkezésre. Ma már a modellezés egyre nagyobb teret hódít a mérnöki- és egyéb természettudományok fejlődésében is.

2.3.2 A számítógépes modellezés jellemzői

A számítógépes modellezés előnyökkel és hátrányokkal egyaránt rendelkezik. Hasznos tulajdonságai közé tartozik, hogy segítségünkre lehetnek olyan esetekben, amikor a szennyvíztisztító rendszer szélsőséges körülmények közötti viselkedéséről szeretnénk információt kapni. Ez az eljárás lényegesen egyszerűbbé teszi a műveleteket és csökkenti a költségeket, mert nincs szükség egy kísérleti telep segítségével megvalósítani a feltételeket. Továbbá az elkészített modellben a kísérletet szükség szerint többször is elvégezhetjük, ami nem jelent többlet kiadást. Egy másik, lényeges előny, hogy a szimulációk rendkívül rövid idő alatt elvégezhetőek, így egy 24 órás időszak eseményei pár pillanat alatt lejátszódhatnak. Mivel a futtatást bármikor megállíthatjuk, így az adott időpontban történeteket mélyrehatóan megvizsgálhatjuk, illetve a paramétereket is könnyedén változtathatjuk (DOMOKOS 2006).

A hátrányok között említést érdemel, egyrészt a matematikai modellek megalkotásakor fellépő pontatlanságok, másrészt a számítások során alkalmazott egyszerűsítések és közelítések, amelyek miatt a modell feltétel nélkül nem megbízható. Ezen túlmenően, a modell pontossága a paraméter beállítások pontosságától is nagymértékben függ, és éppen ezért szükséges szakemberekre bízni az ilyen műveletek elvégzését (GÉCZI 2011).

2.3.3 Eleveniszapos modellek

GERNAEY et al. (2004) publikációjából kitűnik, hogy az évek során számos változata alakult ki az eleveniszapos modelleknek, amelyek ma már szinte mindenki számára hozzáférhetővé váltak. A WWTP (waste water treatment plant – szennyvíztisztító telep) általában ülepítő tartállyal kombinált eleveniszapos reaktorok sorából áll és nem tartalmazza az előkezelés különböző lépéseit. A tisztítás-technológiai elemekben különféle elektron akzeptornak megfelelő feltételeket biztosítanak. Ez a modell az eleveniszapos, hidraulikus, oxigén transzfer és ülepítő tartály modellek összességét tartalmazza. A WWTP modellben a biológiai nitrogén és foszfor eltávolítás mellett a szerves szén degradációja is elérhető, a tervezés és alkalmazás függvényében. Az oldott oxigéntől és nitrát jelenlététől függően megkülönböztethetünk aerob (jelen van az oxigén), anoxikus (oxigén nem, de a nitrát nitrogén jelen van) vagy anaerob (se oxigén, se nitrát) tartályokat.

Az ASM modellek (activated sludge model – eleveniszapos modell) kizárólag white-box sémán alapulnak, vagyis elsődleges műszaki elveken. A white-box, más néven determinisztikus modellek egyenletei, az általános egyensúlyi egyenletekből alakultak ki, amelyek differenciálegyenletek csoportját alkotják. Olyan differenciálegyenleteket, amelyek a tartályokban lejátszódó biológiai és

kémiai reakciókat írják le, ezáltal nyújtanak segítséget a szennyvíztisztító telepek tervezésében és üzemeltetésében.

2.3.4 Az eleveniszapos modellek fejlődése

Az eleveniszapos modellek eleinte, mindössze a szervesanyag-eltávolítás folyamatainak leírására voltak képesek. A fejlesztéseknek köszönhetően a későbbiekben már a nitrogén és foszfor eltávolítását is kezelni tudták. Ahhoz, hogy egyre több folyamatot és állapotváltozót legyenek képesek használni (1. táblázat), a modelleknek egyre összetettebbé kellett válniuk (PÁSZTOR 2010).

Modell	Nitrifikáció	Denitrifikáció	Bio-P	Fermentáció	Kémiai P eltáv.	Reakciók	Állapotváltozók
ASM1	X	X				8	13
ASM3	X	X				12	13
ASM2	X	X	X	X	X	19	19
ASM2d	X	X	X	X	X	21	19

1. táblázat: az ASM modellek legfőbb folyamatai és jellemzői

Az 1. táblázatból jól látható, hogy míg az ASM1 modell csak 8, az ASM2d már 21 reakció leírását is képes elvégezni (GERNAEY et al. 2004). Ez a változás maga után vonta a nagyobb teljesítményű számítógépek iránti igényt is. A közelmúltban az egyik legfontosabb eleveniszapos modellfejlesztés az International Association on Water Pollution Research and Control (IAWPRC – Nemzetközi Vízszennyezés Kutatás és Ellenőrzés Egyesület) nevéhez köthető, amely keretében megalkották az eleveniszapos model családot (BRUN et al. 2002).

2.3.5 ASM1

Az 1987-ben publikált ASM1 modell, elsőként a kutatói közösség, majd az ipar számára vált általánosan elfogadottá a szennyvíztisztító telepek tervezésénél. Az ASM1 sok esetben még ma is az egyik legkorszerűbb eleveniszapos modellezési rendszernek számít, ezért számos tudományos és gyakorlati projektben használják fel (BRUN et al. 2002). Ez a modell lehetővé teszi a legtöbb kereskedelmi célú szoftverben a WWTP nitrogén eltávolításának szimulációját és modellezését (kisebb változtatásokat alkalmazva). Az ASM1-et elsősorban tehát az eleveniszapos technológiájú szennyvíztisztítókhoz fejlesztették ki, hogy leírják a szerves szénvegyületek és nitrogén eltávolítás- (ezzel egy időben pedig az oxigén és nitrát fogyasztást), másodsorban az iszaptermelés folyamatát. Ez az eljárás a szervesanyag-koncentráció meghatározásához a kémiai oxigénigényt (KOI) használja

fel. A modellben biológiai lebonthatóság és oldhatóság szempontjából sokféle szerves szénvegyület és nitrogén vegyület oszlik meg a különböző frakciókban (GERNAEY et al. 2004).

A modellezett tisztítási folyamatok (PÁSZTOR 2010):

1. Heterotrófok aerob szaporodása: a mikroorganizmusok könnyen bontható szerves anyagot, ammóniát használnak fel, oxigén jelenléte mellett
2. Heterotrófok anoxikus szaporodása: a nitrát nitrogént alakítják nitrogén gázzá (denitrifikáció), oxigéntől mentes környezetben
3. Heterotrófok pusztulása: sem levegő, sem nitrát nincs jelen, vagy biológiailag nehezen vagy nem bontható szubsztrátok vannak jelen
4. Autotrófok aerob szaporodása: a mikroorganizmusok, CO_2 -ot felhasználva, az ammóniát nitráttá alakítják
5. Autotrófok pusztulása: biológiailag nehezen vagy nem bontható szubsztrátok vannak jelen
6. Lebegő szerves anyag hidrolízise
7. Lebegő szerves nitrogén hidrolízise
8. Oldott szerves nitrogén ammonifikációja

2.3.6 ASM3

GERNAEY et al. (2004) munkásságában összefoglaltak alapján, az ASM3 modellt, amely már 12 folyamat leírására képes, a biológiai nitrogén eltávolítás, szervesanyag-lebontás és lényegében ugyanazon érdekekre fejlesztették ki, mint az ASM1-et. Feladata, hogy egy új mértékadó modell legyen, korrigálva azokat a hibákat, amelyek az ASM1 használata során felmerültek.

Az ASM3 különbséget tesz az autotróf és heterotróf mikroorganizmusok pusztulásának egyenletei között, illetve felhasználja az ASM2-ben újításként bevezetett (és későbbiekben részletezett) sejten belüli raktározás alapelveit. Ezáltal a heterotróf biomasszá, egy belső sejt szerkezetével lehet modellezni, úgy, ahogy az ASM2 esetén a foszforakkumuláló szervezeteket a biológiai foszfor eltávolító (bio-P) modellekben. Lényegében a belső komponenst a biomassa növekedés megállapítására használják. Az ASM3 modellben feltételezik, hogy a belső sejt komponense a növekedést megelőzően elsőként a biológiailag könnyen bomló szubsztrátokat (oldható vegyület) veszi fel, majd tárolja.

Egy másik különbség, hogy az ASM3 könnyebben kalibrálható elődjénél, hiszen egyetlen paraméterének megváltoztatása kisebb közvetlen hatást gyakorol az állapotváltozókra, mint az ASM1 esetében, így biztosítva a jobb paraméter azonosíthatóságot. Az ASM3 kiegészíthető anaerob és biológiai foszforeltávolítási folyamatokkal, viszont alap esetben nem modellezi azokat (DOMOKOS & KOVÁCS 2002).

2.3.7 ASM2 és 2d

A már említett, 1994-ben megjelent ASM2 modell szintén ASM1 alapokra épült, és annak lehetőségeit bővítette ki a biológiai foszforeltávolítás és a foszfor kémiai kicsapásának leírásával (HENZE et al. 1999). Az előrelépést az jelentette, hogy bevezették a biomassza belső sejtstruktúrájának matematikai leírását, amely által a foszforakkumuláló szervezetek modellezhetőek a biológiai foszforeltávolításban.

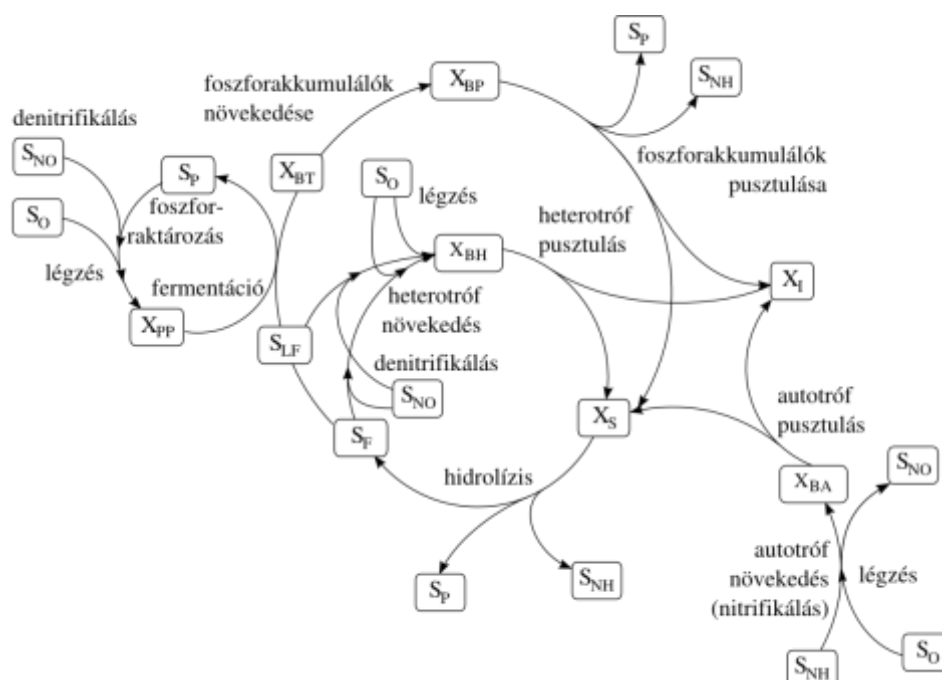
A foszforakkumuláló szervezetek közé tartoznak azok a mikroorganizmusok, amelyek anaerob körülmények között a foszfort polifoszfátként képesek sejtömegükben tárolni. Az így felhalmozott szerves anyag fokozza a mikroorganizmusok növekedését (GERNAEY et al. 2004).

Az ASM2d, amin az általam használt GPS-X szennyvíztisztító rendszereket modellező program is alapszik, elsősorban az ASM2 modell hiányosságainak és hibáinak kijavítására készült. Az ASM2d a biomassza három típusát, a heterotróf, nitrifikáló és foszforakkumuláló organizmusokat foglalja magába. A foszforakkumuláló szervezetek denitrifikációs folyamataival kiegészült modell a foszfát és nitrát dinamikájának jobb leírását tette lehetővé.

Az ASM2d (PÁSZTOR 2010, HYDROMANTIS INC. 2004):

- a lassan biodegradálható szerves anyag aerob, anoxikus, anaerob hidrolízisét (1-3);
- a heterotróf baktériumok (4-9);
- foszforakkumuláló baktériumok (10-17);
- autotróf baktériumok (18-19);
- és a kémiai foszforeltávolítás folyamatait (20-21) képes modellezni.

A modellezett folyamatok a 2. ábrán, a jelölések feloldása a 2. táblázatban láthatóak.



2. ábra: Az ASM2d modell sematikus szerkezete

(Forrás: HENZE et al. 1999)

	jelölés	név
1	S_F	fermentálható szerves anyag
2	S_{LF}	illékony zsírsavak
3	S_{NH}	ammónia-nitrogén
4	S_{NO}	nitrát, nitrit
5	S_O	oldott oxigén
6	S_P	oldható ortofoszfát
7	X_{BA}	autotróf biomassa
8	X_{BH}	heterotróf biomassa
9	X_{BP}	bio-P biomassa
10	X_{BT}	polihidroxi-alkanoát (PHA)
11	X_I	inert szerves anyag
12	X_{PP}	raktározott polifoszfát
13	X_S	lebegő szerves szubsztrát

2. táblázat: Értelmező jelölések a 2. ábrához

(Forrás: HENZE et al. 1999)

2.3.8 Mantis és TwoStepMantis

A Mantis az IAWPRC által kidolgozott 1-es számú ASM modellen alapszik, azzal a különbséggel, hogy bevezetésre került az autotróf és heterotróf organizmusok növekedési folyamatának leírása. A két új folyamat lehetővé teszi a biomassa növekedést alacsony ammónia és magas nitrát tartalom mellett, amit a mikroorganizmusok nitrogén forrásként képesek hasznosítani. Újításnak tekinthető a hőmérsékletfüggő kinetikai paraméterek alkalmazása és az aerob körülmények mellett lejátszódó szimultán denitrifikáció modellezése is.

A TwoStepMantis modell, legnagyobb előrelépése, amire a neve is utal, a két lépcsőben történő nitrifikáció. Az első lépésben ammóniából nitrit, majd második lépésben nitritből nitrát keletkezik. Ez a folyamatleírás bonyolultabb, mint az egylépéses nitrifikáció modellezése, viszont pontosabb eredményt jelent (HYDROMANTIS 2004).

2.3.9 Felhasznált modell: GPS-X

Az 1985-ben alapított Hydromantis Inc. egyedülálló környezetmérnöki tanácsadó céggé fejlődött az évek alatt. A fejlesztésre specializálódott vállalat, innovatív informatikai technológiákat kombinál környezetmérnöki készségekkel és szennyvíz-, ill. vízkezelési megoldásokkal. A Hydromantis világelsőnek számít a szennyvíztisztító telepek modellezésében és szimulációk készítésében. Fő terméke a világszerte alkalmazott GPS-X, amely kiemelkedő javulást képes elérni a telepek működési hatékonyságában és eredményességében költség- és energiahatékonyság elérése mellett ([http1](#)).

A kis és nagy szennyvíztisztító telepek dinamikus szimulációját végző (időbeli változások szimulálása) többfunkciós, moduláris számítógépes program, felhasználja a legújabb informatikai technológiákat, hogy átfogóan és reálisan modellezze a telepet. Fejlett grafikus felületet használ, hogy megkönnyítse a dinamikus modellezést és annak nyomon követését. Előre láthatóvá válnak azok a hatások, amelyek megváltoztathatják a telep működési feltételeit, és ezzel a szennyvíz minőségét illetve tisztítási költségeit. Képes a különféle összetett folyamatok közötti kölcsönhatások dinamikus vizsgálatára, amelyek megértése, kritikus pontja a hatékony tervezésnek, üzemeltetésnek és ellenőrzésnek. Egyedi eszközzé teszi a programot, a dinamikus modellezésen kívül elindítható steady-state elemzés, amely egy már stabilan működő telep viselkedését szimulálja. Az operátor valós időben a képernyőn, nyomon követheti a telepen történő változtatások hatását, testre szabható grafikonok segítségével. A program, 1991-es megjelenése óta folyamatos fejlesztés alatt áll, ezért a legmodernebb és legkifinomultabb szimulációs termékek közé tartozik ([http2](#)).

3. Módszerek

TDK dolgozatom célkitűzése egy eddig még nem alkalmazott szakaszos üzemű biológiai szennyvíztisztító technológia tanulmányozása energiahatékonyság, és tisztítási hatások tekintetében. Ahhoz, hogy az erre irányuló vizsgálatokat elvégezhessem, szükségem volt adatgyűjtésre. Csak ezt követően kezdhettem el a számítógépes modellezést és szimulációkkal történő kísérletezést.

3.1 Kísérleti helyszín

3.1.1 Organica

A magyar szakemberek által egy évtizede létrehozott Organica Technológiák ZRt. az Organica csoport tagja. Elsődleges feladata a komplex ökoszisztémán alapuló élőgépes technológia fejlesztése, bemutatása és nemzetközi terjesztése, ezen kívül a szakemberek betanítása és továbbképzése ([http3](#)). A kutatásoknak illetve az általam végzett vizsgálatoknak helyet adó Ökotechnológiai Szolgáltató Központ, a Budaörsi kistérség egyik községében, Telkiben található. A Budapesttől 21 km-re, a Budai-hegység lábánál fekvő területnek, szüksége volt az egyre növekvő népesség igényeit kielégítő szennyvízkezelő megoldásra. Az egyetlen erre alkalmas területet sportlétesítmények, szőlőültetvények és az ország legnagyobb magánkórháza határolja, ezért nem volt lehetőség hagyományos szennyvíztisztító üzem kialakítására. Telki számára tehát a legjobb megoldást az Organica technológiájának kis helyigényű, minimális szaghatással járó, üvegházra emlékeztető telepe jelentette. Ezzel az innovatív megoldással a község megőrizhette magas esztétikai- és területi értékeit ([http4](#)). A 2004-ben megépített tisztító - melynek képe az 1. mellékletben található - átlagosan 800 m³ szennyvíz kezelését látja el naponta és mindeközben ennek részarámból ad teret a félüzemi kísérleti telepen végzett élőgépes kutatásoknak.

3.1.2 Organica Élőgép – Telki FBR

Az Organica élőgép nevet kapó szennyvíztisztító különleges felépítést tudhat magáénak, hiszen egy párhuzamosan működő tartálysorozat, adja a rendszer gerincét. Ez az FBR-nek (Fed Batch Reactor) nevezett, félfolyamatos eleveniszapos technológia két egymás mellett működő reaktorsor, más néven reaktorkaszád segítségével végzi a szennyvíz tisztítását. Tisztítás során az első lépés a szilárd szennyezők eltávolítása finomrács és homokfogó segítségével, ugyanúgy, mint a hagyományos eleveniszapos eljárásoknál. Ezt követően a szennyvíz a kiegyenlítő tartályba kerül, amelynek feladata, a szennyvíz hidraulikai és minőségi kiegyenlítése. A második lépésben, más eleveniszapos szennyvíztisztításhoz hasonlóan a szakaszos működésű reaktorrendszerben

mikroorganizmusok segítségével történik a biológiai lebontás, a nitrogén és foszforvegyületek részleges eltávolítása. Mindkét tisztítási körben 1-1 kevert és 1-1 levegőztetett reaktor működik, amelyek között recirkuláció biztosítható, ami elősegíti a denitrifikációt (nitrátot használnak fel a mikroorganizmusok elektron akzeptorként a szervesanyag-lebontáshoz) az anoxikus előtér részben. A kevert tartályban anaerob és anoxikus tér alakul ki, ahol ülepítés is megvalósítható. A mechanikus keverés gondoskodik az anyagátadási folyamatokról és a biotömeg szuszpendált formában tartásáról. Az anaerob fázisban biológiai foszforeltávolítás, míg az anoxikus szakaszban denitrifikáció játszódik le.

A levegőztetett reaktorban finombuborékos mélylevegőztetés biztosítja az aerob feltételeket a nitrifikáló szervezeteknek. Így az aerob tartályban az ammónia nitráttá történő átalakítása, és kisebb mértékben a megmaradt szervesanyag-lebontása következik be. A lebontó organizmusok között kialakuló tápláléklánc, végeredményeként csökkenti a keletkező iszap mennyiségét, ezzel jelentős költségmegtakarítást eredményez (JANKOVICS 2011).

A tartályok tetején növénytartó rácsok találhatóak, amelyekről a növényi gyökerek a szennyvízbe 1-1,5 m mélységbe lejutva és a mesterséges hordozóval kiegészülve nagy fajlagos felületet hoznak létre, amivel életteret biztosítanak a különféle mikroorganizmusok és egyéb élő szervezetek számára. Az így kialakuló mesterséges ökoszisztémában 2-3000 faj vesz részt és „dolgozik” együtt a szennyvíz tisztítása érdekében. A növények további fontos tulajdonsága, hogy szerepet játszanak a növényi tápanyag (szennyezőanyag) felvételben és az oxigénbevitelben is (SUSÁNSZKY 2000). Utóbbi képességének köszönhetően a baktériumoknak kevesebb oxigént kell mesterségesen bejuttatni, ami akár 30%-kal is csökkentheti a légbefúvás mennyiségét, ezzel az energiaigény egy részét is megtakarítják. A tisztítási sort az iszapsűrítő és fertőtlenítő medence zárja, ezt követően a víz a Budajenői patakba, mint befogadóba kerül. Az irányítástechnika gondoskodik a mérőkészülékek adatainak összegyűjtéséről és feldolgozásáról, illetve beavatkozási parancsok kiadásáról.

Ez az önfenntartó és önszabályozó rendszer kevesebb gépészeti beruházást és emberi munkát is igényel. Az önszabályozás jelentése, hogy váratlan hatásokra képes reagálni a rendszer azáltal, hogy az adott megnövekedett szennyezőanyag lebontására szakosodott mikroorganizmusok száma megemelkedik, majd önmagától visszaáll az átlagos értékre. További előnyként megállapítható, hogy méret szempontjából rugalmas a rendszer és viszonylag kis alapterületet igényel ([http5](http://5)).

3.1.3 A félüzemi kísérleti telep

A Hybrid FBR-nek nevezett rendszer - melynek képe az 1. mellékletben látható - moduláris felépítésének köszönhetően különböző módon történő összekapcsolás esetén, különböző üzemmenet alakítható ki. A rendszer legelején egy kiegyenlítő modul található, ami 2 kiegyenlítő tartályból áll. Ezeknek a tartályoknak a feladata a térfogatáram- és a beérkező szennyvízmennyiség ingadozásának kompenzálása, és az ebből adódó problémák megelőzése. Térfogatáram kiegyenlítésre azért van szükség, mert a feladás szakaszosan, viszont a reaktor üzem folyamatosan működik. Az egyenként 6 m³ térfogatú tartályok durvabuborékos levegőztetése az ülepedés és anaerob folyamatok elindulásának megakadályozását szolgálják.

A reaktormodul 6 darab, egyenként 2 m³ hasznos térfogatú, felülnyitott tartályból épül fel, amelyre növénytartó rács szerelhető. Az így elhelyezett növények természetes biofilm-hordozó felületet hoznak létre, amit mesterséges hordozóval egészítenek ki. A biológiai szennyvíztisztítást végző reaktorokban finombuborékos csődiffúzorok segítségével történik a levegőztetés, durvabuborékos csődiffúzorral, pedig a keverés. A mérhető légáram szabályozásra kétféle eljárás is kiépítésre került. A fúvók fordulatszámának vezérlésével - ami frekvenciaváltóval szabályozható - a teljes rendszer levegőmennyiségének beállítása végezhető el. A térfogatáram-mérő és szabályozó szelep használatával viszont a reaktorokban egyenként is gondoskodhatunk a szükséges levegőmennyiség adagolásáról. Az egyedi térfogatáram és egyéb vezérlési lehetőségek beállítását a központi irányítástechnikai rendszer végzi. Az ide érkező on-line oxigénszint-, és hőmérsékletmérő adatait összegyűjtve és azokat kiértékelve a levegőigény meghatározható. Az irányítástechnikai szoftver az összes üzemi paraméter beállításával automatikus munkamenetet képes létrehozni. Az utolsó tisztítási fázis feladatát a 2 darab membránszűrőből felépített szűrőmodul látja el.

3.1.4 Tisztítási ciklusok összehasonlítása

A hagyományos FBR technológia során egy ciklust 6 fázisra bonthatunk szét. Ezen fázisoknak a hossza lehet egyforma, vagy eltérő. Telki település tisztítója esetében 60 perces intervallumot határoztak meg minden fázisban, ami 6 órás ciklusidőt eredményez. A fázisok a következő sorrendben játszódnak le:

1. Az első lépés a feladás fázisa, amely alatt egyszerre töltődik fel az anaerob/anox- és az aerob medence. Ez a fázis minden ciklus kiindulópontja. Jellemzősége, hogy levegőztetés, recirkuláció, és keverés sem valósul meg ebben a szakaszban.
2. A következő lépés, az első reakciónak (R1) nevezett fázis, ahol folyamatosan zajlik a keverés, a recirkuláció, illetve a levegőztetés (DO = 2 mg/l). Az aerob medencében található ammónia-dús vizet, aktívan működő mikroorganizmusok nitrifikálják. Az így átalakított

viszonylag még kevés nitrátot tartalmazó víz egy részét az anaerob/anox medencébe juttatják át, ami tápanyagként szolgál a denitrifikáló szervezeteknek.

3. A második reakcióban (R2) a keverés és a levegőztetés ($DO = 2 \text{ mg/l}$) változatlanul zajlik. Mivel az aerob reaktorban egyre nagyobb nitrát koncentráció jön létre, az anaerob/anox medencében egyre inkább fogyásnak indul a rendelkezésre álló tápanyag, ezért a recirkuláció megnövelt mennyiséggel folytatódik tovább.
4. A harmadik reakcióban (R3) tovább növeljük a recirkuláltatott víz mennyiségét, és tovább működtetjük a keverést illetve a levegőztetést ($DO = 2 \text{ mg/l}$).
5. A reakciós fázisokat követően történik az ülepítés, amikor az összes berendezés leállításra kerül. Amint a reaktorban lévő víz is mozdulatlanná válik, megkezdődik az iszap kiülepedése. Hatvan perc eltelte után következik az utolsó szakasz.
6. Az utolsó fázis a dekantálás, amikor a megtisztított víz előre meghatározott mennyiségben leürítésre kerül.

A Hybrid FBR tisztítási fázisai a hagyományostól eltérőek. Ez a felépítésének is köszönhető, hiszen nincs kialakítva külön anaerob/anoxikus medence. Természetesen ennek hiányában is lejátszódik szimultán denitrifikáció a reaktortér egyes részeiben, amit a mérési eredmények is rendre alátámasztanak. A legnagyobb különbség nem a fázisok számában található, hiszen itt is 6 szakaszra bonthatjuk a ciklust. Az eltérés inkább abban keresendő, hogy a dekantálást közvetlenül nem a feladás követi, az ülepítés fázisa kimarad a folyamatból, továbbá a beállítási lehetőségeket tekintve is változatosabb a rendszer.

Irányítástechnikai szempontból egyszerűbb, ha a leürítéssel kezdődik a ciklus felépítése, de a jobb összehasonlítás érdekében a hagyományos FBR ciklusleírásához igazodom:

A ciklus kezdeti fázisa tehát a feladás, vagyis az 1-es számú reaktor feltöltése. Ekkor a többi vízzel teli reaktorban (2, 3, 4, 5, 6) működik a keverés, illetve a levegőztetés ($DO = 2 \text{ mg/l}$).

1. A feladást a negyedik reakciós (R4) szakasz követi, amikor az összes reaktorban egyszerre történik a levegőztetés, és a keverés.
2. A harmadik fázis alatt játszódik le a dekantálás, ami csak a hatodik reaktort érinti. Addig a többi tartályban (1, 2, 3, 4, 5) folyamatos a keverés és levegőztetés.
3. A következő fázisban (R1) a 4-es számú reaktorból a vizet átirányítjuk az 5-ös medencébe, miközben az 5. vizét átvezetjük a 6. tartályba. Ezzel egy időben a keverés, illetve a levegőztetés az 1-es, 2-es, 3-as, 5-ös reaktorban történik.

4. A második reakciós fázisban (R2), az 5. reaktorból a nitrát dús vizet átvezetjük az első medencébe, a többi tartály, az azt követőnek adja át a tartalmát. Így az 1-es reaktor szervesanyag-dús vize felhígul. Levegőztetés és keverés, az 1., 2., 3., 6. tartályban zajlik.
5. A ciklus végén, a harmadik reakciós fázisban (R3) az 1-es számú reaktor vizének továbbításával a többi tartály is áttöltődik. A levegőztetés és keverés a 2., 3., 4., 6. medencében történik.

3.2 Mintavétel

Modell elkészítéséhez szükséges mintákat a 3.1-es fejezetben részletezésre került Telki szennyvíztisztító- és félüzemi kísérleti telepen található Hybrid FBR rendszer biztosította. Maga a mintavételezés a szennyvíztisztítás nélkülözhetetlen része, hiszen a rendszer hatékonyságának időről-időre történő ellenőrzése a telep kötelezettsége. A mintavételezést hetente egyszer végeztem a nagyméretű illetve félüzemi tisztítóból egyaránt.

A mérések elvégzéséhez elsőként elegendő mennyiségű szennyvíz mintavételezésére van szükség. Ez a kísérleti telep esetében, az összes reaktorból, a nyersvízből és elfolyóból egyaránt, míg a nagyüzemi telepnél csak az elfolyó és befolyó vízből történik. Hiszen egy víztisztító teljesítményének vizsgálatához az a szabványos eljárás, hogy mind a befolyó, mind pedig az elfolyó vízből mintát kell venni. Esetemben azért történik a félüzemi reaktorok mindegyikéből a vízminták begyűjtése, mert így követhetjük nyomon a tisztítási folyamatok pontos menetét, amely a modell működtetéséhez feltétlenül szükséges.

Legtöbbször a vízminták esetében pont-, átlag- vagy sorozat minták gyűjtése lehetséges manuális vagy automatikus úton. A vizsgálatokhoz, jelen esetben a pontminta kézzel történő vételezése a legmegfelelőbb. Ez a fogalom azt jelenti, hogy a minta teljes mennyisége egy pontból, egy időpillanatban kerül az erre a célra rendszeresített mintavevő edénybe. A legtöbb összetevő meghatározásához elegendő egy olyan széles szájú edény, amely egyszerű vízbemerítéssel feltöltődik.

Mivel fontos, hogy a mintavételi eszköz anyaga ne vagy csak minimálisan okozzon koncentrációváltozást a mérendő komponensek esetében, a műanyag mintavevőből azonnal át kell helyezni a mintát a tároló edénybe. A paraméterek megváltozása általában kis koncentrációk esetén következhet be úgy, hogy a mintavevő anyagából az összetevők kioldódnak, vagy épp ellenkezőleg, az eszköz falfelületén, egyes vegyületek a mintából abszorbeálódnak. Jól ismert tény, hogy a műanyagból szerves anyag oldódhat ki és olajok, detergenssek adszorbeálódnak, míg az üvegből nátrium vagy szilícium oldódhat ki, és falán ioncsere által a fémtartalom megkötődhet. Az előbb említett okok miatt, szükséges nagy körültekintéssel kiválasztani a vízminta tárolóeszközét is.

Tehát miután a pontmintát az adott mintavételi forrásból kivettem, a megfelelő névvel és dátummal ellátott, üveg tárolóedénybe helyeztem. Ennek során egy homogén és egy szűrt mintát is készítettem. A szűrt minta létrehozásához egy 12 µm pórusátmérővel rendelkező szűrőpapír szükséges, amely segítségével eltávolítható az összetömörült baktériumtömeg jelentős hányada, viszont megtarthatóak az oldatban, a szubsztrát típusú összetevők. A mintákat ezt követően a laborvizsgálatok megkezdéséig hűtőben tároljuk, annak érdekében, hogy a romlási és bomlási folyamatokat lelassítsuk.

3.3 Labormunkák

A laboratóriumi vizsgálatok során olyan vízkémiai paramétereket vizsgáltam, mint a kémiai oxigénigény (KOI), összes lebegőanyag-tartalom (TSS), pH és a különböző nitrogénformák (ammónium, nitrát, összes nitrogén). A KOI, az az oxigén mennyiség, amely erősen savanyú közegben, megemelt hőmérsékleten, előírt ideig történő oxidációkor elhasználódott oldószer mennyiséggel egyenértékű. Egyszerre foglalja magába az oxidálható (biológiailag bontható és bonthatatlan) szerves- és oxidálható szervesanyag mennyiséget (PERCSICH 2005).

Az összes lebegőanyag tartalmát a vízben lévő szuszpendált anyagok jelenléte okozza. Ebbe beletartoznak az ülepedő képes és kolloid mérettartományú (> 0,1 mm átmérőjű) részecskék is. A szűrt mintákból, gyorstesztet és a hozzájuk tartozó útmutató segítségével ammóniumot és nitritet, szűretlen (homogén) mintából összes nitrogént, továbbá elektromos mérőműszerrel pH-t határoztam meg. A KOI és TSS méréshez, mindkét típusú mintát igénybe kellett vennem. A gyorstesztet kiértékelését egy MN (Macherey-Nagel) Nanocolor 500 D típusú vízanalitikai fotométer segítségével végeztem. A gép, víz-, és szennyvíz analitikában egyaránt alkalmazható, hiszen több mint 100 előreprogramozott mérési módszerrel, és több mint 200 analízis programmal rendelkezik. A teljesen automatikus, azonnali küvetta felismerővel illetve a beépített lézeres vonalkód leolvasóval képes biztosítani az egyszerű és ugyanakkor gyors rutinanalízist ([http6](http://6)).

Ahhoz, hogy a már említett TSS értéket meg tudjam határozni, egy több lépésből álló műveletsort végeztem el. Elsőként a szűrt mintákból, 0,45 µm pórusátmérőjű szűrőpapír és nagynyomású membránszűrő segítségével membránszűrt mintát készítettem. Második lépésben mind a homogén, mind pedig a membránszűrt mintákból 50-50 ml-t pipettáztam, a 100 ml-es főzőpoharakba, amelyek tömegét előzetesen, majd mintával együtt is megmértem és jegyzőkönyvbe vételeztem. Miután rögzítettem az TSS kiszámításához szükséges adatokat, a bemért főzőpoharakat 24 órára, szárítószekrénybe helyeztem. A másnap visszamért membránszűrt és homogén szárított főzőpoharak tömegének különbségből, megkaptam a TSS értékeket az alábbi egyenlet alapján:

$$TSS = TS \text{ (homogén: oldott+lebegő komponens)} - TDS \text{ (membránszűrt: oldott komponens)}$$

3.4 Modellezés

3.4.1 A Hybrid FBR rendszer modellezése

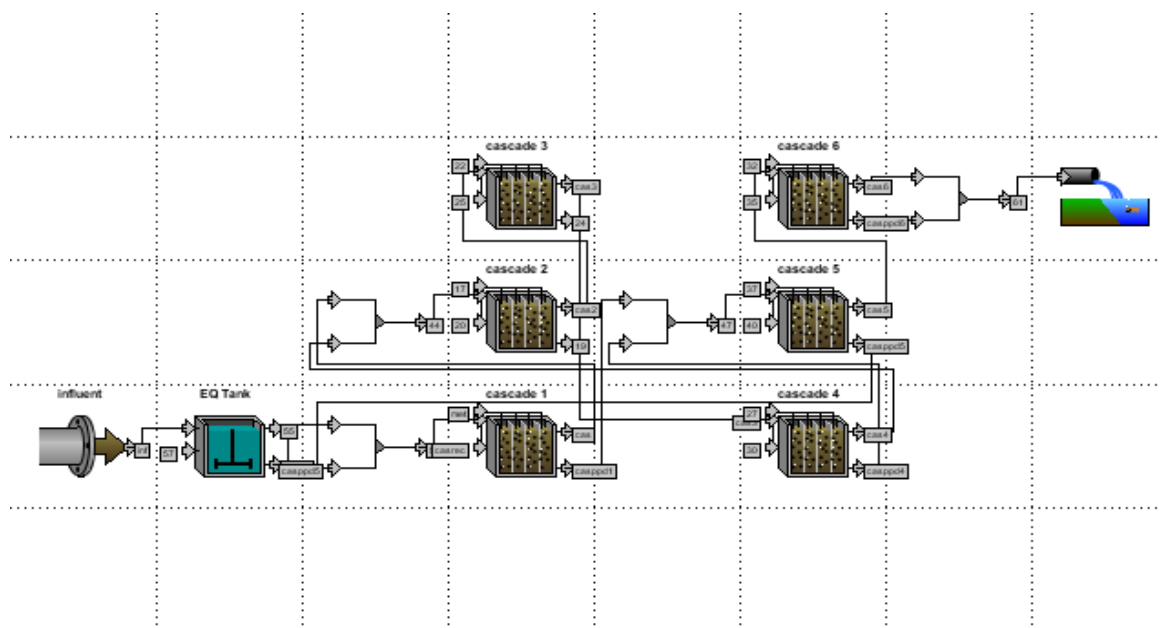
A szennyvíztisztító rendszerek modellezéséhez a GPS-X szennyvíz-technológiai szimulációs szoftvercsomag 6.0-ás verzióját használok fel, mely, a már részletezésre került ASM2d modellen alapszik. Ezáltal a program, az összes gyakorlati szempontból fontos biológiai részfolyamat leírását képes elvégezni, a dinamikus szimulációk folyamán. Vizsgálataim során a rendelkezésre álló adatokat összevetem egy már üzemelő, hasonló technológiát alkalmazó szennyvíztisztítóval.

Mivel a GPS-X-et eredetileg eleveniszapos szennyvíztisztítási folyamatok modellezésére fejlesztették ki, az Organica Technológiák ZRt., egy sor saját fejlesztésű modellrészlettel egészítette ki a programot. Vizsgálataimhoz elsőként a kísérleti rendszerrel végzett rövid távú, 10 napos szimulációk eredményeinek összehasonlítását hajtom végre. A kapott értékek közül választom ki a leghatékonyabb és legalacsonyabb energiafogyasztású üzemmenetet. Majd a megfelelő beállításokat felhasználva, nagyüzemi méretekben is ellenőrzésre kerülnek a vizsgálati eredmények, amelyektől szintén csökkentett energiafelhasználást remélek.

Ahhoz, hogy a vizsgált rendszert képes legyek a valósághoz mérten modellezni, elengedhetetlen első lépésben a telep műszaki és működési adatainak ismerete. Amennyiben az adatok rendelkezésre állnak, a programba beépített szennyvíz-technológiai rendszerelemekből könnyedén kiválaszthatom a számomra szükségeseket.

Elsőként a „rajztábla” kezelőfelületen a befolyó objektum, a kiegyenlítő tartály és a hat darab reaktor kihelyezését végeztem el, amely után elkezdhettem az elemek fizikai paramétereinek beállítását. A fizikai tényezők esetében a tartály térfogatok, a beérkező napi vízmennyiség, a feladott vízmennyiség és a fázisok száma került meghatározásra. A félüzemi rendszernek megfelelően 2 m^3 hasznos térfogatú reaktorkaszádokat hoztam létre. Egy cikluson belül 6 fázist, feladott vízmennyiségként $2 \text{ m}^3/\text{ciklust}$ állítottam be. A tisztítható napi vízmennyiség, az egy nap alatt lejátszódott ciklusok mennyiségétől függően változik.

Az alapbeállításokat követően elvégeztem az elemek megfelelő sorrendben történő elnevezését és összekötését, amelynek végeredménye az 3. ábrán is látható.



3. ábra: A modellezett Hybrid FBR rendszer képe (GPS-X-ben)

A tisztítás során, a cikluson belüli fázisbeállítások határozzák meg, a szennyvíz átadásának útvonalát a reaktorkaszkádok között (2. melléklet). Ez a következő sorrendben játszódik le:

1. fázis: Dekantálás
2. fázis: R1
3. fázis: R2
4. fázis: R3
5. fázis: Feladás
6. fázis: R4

A vízkémiai paraméterek beállításánál a modellnek megadhatjuk, a befolyó víz esetében például a kiindulási KOI, BOI, TKN értékeket, a hőmérsékletet stb.

A modell-térben elvégzett feladatok után a szimulációs térben folytatódnak a munkák. Amikor a modellen végzett valamilyen változtatást követően áttérünk a szimulációs térbe, a program, automatikusan lefordítja a beállításokat. Ennek köszönhetően egy forrás illetve egy bináris kódot generál. Ez a különböző folyamatok illetve rendszerelemek összekapcsolását és összeállítását indítja el, ami által egy futtatható séma jön létre. Ez az eljárás a modell összetettségétől függően pár percig is eltarthat, így viszont, a szimuláció már viszonylag gyorsan képes lefutni.

A szimulációs térben további beállítási módok állnak rendelkezésre. A GPS-X interaktív szimulátor lévén, egyszerre végzi el előre meghatározott, vagy futatás közben módosított paraméterek esetén is a munkamenetet. Ezáltal az input kontroll ablakba olyan vezérelni kívánt

tényezőket helyezhetünk el, amelyek egyrészt input file által, másrészt mechanikusan (skála segítségével) változtathatóak. Az input file olyan adatok összessége, amelyek segítségével akár a valós, akár kitalált paramétereket időegységre lebontva továbbíthatjuk a modell részére.

Mivel TDK dolgozatomban során az oldott-oxigén, ciklusidő és a vízminőség terhelési viszonyainak módosító hatását vizsgálom, ezeknek a tényezőknek a kihelyezését tartottam a legfontosabbnak a vezérlési ablakba. Annak érdekében, hogy az elvégzett szimulációk adatait megkapjuk, szükséges volt az output adatok testre szabása, grafikonokon történő megjelenítése. Ebben is számos lehetőséget kínál fel a program, mind diagramok ábrázolásában, mind a nyomon követhető tényezők kiválasztásában. A grafikonok segítségével folyamatosan figyelhetjük, hogy az adott ciklus fázisai alatt, hogyan változnak a vízkémiai paraméterek az egyes reaktorokban vagy egyéb elemekben.

Miután az összes diagramot és egyéb beállítási lehetőséget vizsgálatnak megfelelően testre szabtam, elindíthattam a szimulációt. A futtatásaim a félüzemi telep működési vizsgálatai esetében 10 napig tartottak. Az adatrögzítés 5 percenként történt, amit a szimuláció végén report file lekérdezésével vizsgáltam tovább.

3.4.2 Nagyüzemi rendszer modellezése

Nagyüzemi rendszer méretezésénél a $400 \text{ m}^3/\text{nap}$ beérkező vízmennyiséget kell figyelembe vennem. Ez megegyezik a Telki szennyvízkezelő telep, egy tisztítási körére eső napi vízmennyiségével. A hibrid rendszer szimulációja során végzett vizsgálati eredmények alapján történhet a reaktorok méreteinek meghatározása. Mivel a legjobb munkamenet azt szabja meg, hogy egy nap alatt hány ciklus játszódhat le, ebből kiszámolva a napi megtisztított vízmennyiséget állíthatjuk be a tartályok térfogatát. További változtatást jelent a félüzemi rendszerhez képest, egy fázisválasztó beépítése a modellbe. Erre azért volt szükség, mert a hagyományos FBR szennyvíztisztító alapesetben ülepít, a hibrid rendszer sajátosságából fakadóan egy külön technológiai elem beiktatásával oldja meg a fázisválasztás problémakörét. A szimuláció során, ezen technológiai lépés hozzáadásával próbáltam a valósághoz minél közelebbi körülményeket kialakítani.

3.4.3 Paraméter beállítás

A modell, mint már tudjuk, nem egy valós rendszer, hanem annak egyszerűsített és sematikus leképezése. Ezért a szimuláció nem képes az összes tulajdonság és folyamat pontos reprezentálásra. Annak érdekében, hogy ez a probléma csökkenjen, elvégezhető a modell kalibrálására. Amennyiben a modellt oktatási célokra vagy tervezési alternatívák összehasonlítására használják, és elegendő a minőségi összevetés, akkor az alapértelmezett paraméterek is alkalmazhatóak (Hydromantis 2004, Garnaey et al. 2002).

Virtuális közegben a vizsgálatom tárgya: a paraméterek különböző beállításai miként hatnak a telep energiafogyasztására. Ennek felderítésére első esetben a terhelési viszonyokat változtattam meg. A szimuláció során a KOI értékét igazítottam alacsony, átlagos és magas terhelési viszonyoknak megfelelően. Így, első alkalommal 600 mg/l KOI értéket határoztam meg, ami egy telep nyers vizében általában alacsony értéknek felel meg. Az összes nitrogén (amely magába foglalja a szerves nitrogén, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{NO}_2\text{-N}$, $\text{NO}_3\text{-N}$ vegyületeket) és ammónia érték a szimulátor által felajánlott koncentrációnak megfelelően lett beállítva. Az oldott-oxigén szintet 2 mg/l-ben és a ciklusok hosszát 6 órában rögzítettem. A hat órás ciklusidőt úgy osztottam fel, hogy minden fázis egyforma hosszúságú, vagyis 60 perc legyen. Ebből könnyedén kiszámolható, hogy egy nap leforgása alatt összesen 4 ciklus játszódhat le.

Ettől a beállítástól várom a legjobb tisztítási hatásfokot, mivel a szakirodalomban javasolt legnagyobb DO szintet állítottam be, és a 6 órás ciklusidő 1,5 napos HRT-t (Hydraulic Retention Time) eredményez. A HRT, más néven a hidraulikai tartózkodási idő, azt az átlagos időtartamot mutatja meg, amit a szubsztrát (oldható vegyület) a reaktorban tölt. Minél nagyobb a beérkező térfogatáram, annál kevesebb ideig maradhat a szennyvíz a medencében. Ennek következményeként a HRT befolyással lehet a tisztítási hatásfokokra.

A következő futtatás alkalmával, 1200 mg/l KOI értéket állítottam be, ami már egy magas terhelésnek számít, de a többi paramétert ebben az esetben nem változtattam.

A harmadik terhelési beállítás az az átlagos befolyó érték, amely az Ökotechnológiai Szolgáltató Központban mért, félüzemi rendszer mintáinak eredményeiből származik. A minták kiértékelése során akadtak kirívóan magas, de kirívóan alacsony értékek is. Ez az ingadozás többek között betudható az évszakok sajátosságainak, hiszen a nedves, csapadékos időszakban (amit minimum hőmérsékleti időszaknak nevezünk), nagyobb mértékű hígulás következtében alacsonyabb KOI értékek alakulnak ki. Ezzel ellentétesen, a maximum hőmérsékleti időszakban, amikor a szennyvíz a

csatornáknak nem hígul, illetve a biológiai folyamatok is gyorsabban beindulnak, magasabb értéket kapunk.

A következő vizsgálati szempont az oldott oxigén szintben végzett változtatások által kialakuló, eltérő energiafogyasztás. Eddigi ismereteink szerint a szennyvíztelepek esetén, a biológiai kezelés során ez a paraméter nagymértékben hozzájárul a telepek nagy energiafelhasználásához. Továbbá egy olyan fontos tényezőről van szó, amely primer elektron akceptorként szolgál az eleveniszapban élő heterotróf és autotróf mikroorganizmusok számára, így befolyásolva a lebontás sikerességét. Először minden tartályban azonos, 2 mg/l oldott oxigén koncentrációt adtam meg. A szakirodalomban (Kárpáti 2002) feltétlenül szem előtt tartandó felvetéssel is találkozhatunk a levegőztetés beállításával kapcsolatban: a feladási fázisban a frissen betáplált szennyvíz, a kezdeti időszakban csak kis mennyiségű tápanyagot (kevés ammónia, sok szerves anyag) szolgáltat a nitrifikáló mikroorganizmusok számára, így felesleges a ciklus legelejétől, nagy mennyiségű levegőt bejuttatni. Ezért célszerű, egy bizonyos idő elteltével elindítani a levegőztetést, vagy egyszerűen tartályról-tartályra megemelni a bejuttatott légmennyiséget. Ebből az elvből kiindulva döntöttem elsőként a 0,4 mg/l oldott oxigén koncentrációval történő fokozatos emelés mellett, amely eredményeként az egymást követő reaktorokban, a 3. táblázatban található értékeket állapítottam meg.

Egy másik lehetőségként, nagyobb lépésközöket választva, az első kaszkád (Cas) szintén 0,4 mg/l értékről kiindulva a következőben 1 mg/l; 1,5 mg/l; 2 mg/l majd 2,5 mg/l és végül az utolsó, hatodik reaktorban 3 mg/l DO szintet adtam meg.

	Cas1	Cas2	Cas3	Cas4	Cas5	Cas6
DO 1 [mg/l]	2	2	2	2	2	2
DO 2 [mg/l]	0,4	0,8	1,2	1,6	2	2,4
DO 3 [mg/l]	0,4	1	1,5	2	2,5	3

3. táblázat: A szimulációk során, a reaktorokban alkalmazott DO szintek

A vizsgálatához szükséges harmadik paraméter a ciklusidő. Ebben az esetben az oldott oxigén és a terhelés adott szinten történő rögzítése mellett ment végbe a fázisok idejének megváltoztatása. Valós esetben a tisztítás során mind a félüzemi, mind a nagyüzemi telepnél 6 óra állt a rendszer rendelkezésére a folyamatok elvégzéséhez. Tehát elsőként a szimuláció beállításakor minden fázishoz 60 percet rendeltem hozzá, ami hat órás ciklusidőt eredményezett.

A következő esetben ezt az értéket lecsökkentettem négy órára, amit úgy kaptam meg, hogy az első és utolsó fázist 50, a 2. és 5. fázist 40, míg a 3. és 4. fázist 30 percre állítottam. A 6. szakasz azért

kapta a leghosszabb időbeállítást, mert ebben a fázisban történik a teljes rendszer levegőztetése, és végső tisztítása, ami hosszabb időt igényel.

Az utolsó esetben a ciklusidőt, 3 óra 15 percre csökkentettem, ami az első beállítás közel felének tekinthető azzal a különbséggel, hogy a 4. reakció itt 45 percig tartott, míg a többi fázis csupán 30 percig. Ez a beállítás azért érdekes, mert ebből tudhatjuk meg, hogy a rövid ciklusok mennyire hatnak ki a tisztítási hatásfokokra, illetve, hogy mennyivel növelik a telep energiafogyasztását.

Az előbb felsorolt beállításokat a jobb átláthatóság kedvéért a 4. táblázatban foglaltam össze:

	discharge	R1	R2	R3	feed	R4	Ciklusidő
duration 1 [min]	60	60	60	60	60	60	6h
duration 2 [min]	50	40	30	30	40	50	4h
duration 3 [min]	30	30	30	30	30	45	3h 15min

4. táblázat: A szimulációk során, a ciklusokban alkalmazott fázisidők

A rendszer nagyüzemi szimulációjánál a Telki FBR-ben mért nyers szennyvíz vízkémiai adatait, napi lebontásban tápláltam be a modellbe.

4. Eredmények

4.1 Hybrid FBR szimulációk eredményei

A kísérleti rendszeren végzett vizsgálatok során 27 darab, tíz napos szimulációt futtattam le az előző fejezetben felsorolt beállításokat felhasználva. Ezek eredményei a 3. számú mellékletben találhatóak. A szimulációk elemzése folyamán, nyomon követtem az energiafogyasztás változásait, de emellett számos tényezőt is figyelembe vettem, viszonyítási alapként. Ilyen paraméter például az eltávolítási hatásfok (KOI, $\text{NH}_4^+\text{-N}$, TN), a napi ciklusszám, a megtisztított vízmennyiség, és a HRT. Ezek esetében, első sorban arra voltam kíváncsi, hogy adott energiafogyasztás mellett, a paraméter értékek miként változnak arányaiban egymáshoz képest.

A számításokat úgy végeztem el, hogy az első öt napot, vagyis a rendszer beálltáig eltelt időszakot figyelmen kívül hagytam. Ezáltal, már kevésbé ingadozó, stabil rendszer adatait dolgozhattam fel.

Az eltávolítási hatásfokokat a következő képlet segítségével számoltam ki:

$$\text{Eltávolítási hatásfok} = \left[1 - \left(\frac{\text{Érték}_{\text{reaktor}}}{\text{Érték}_{\text{befolyó}}} \right) \right] * 100 [\%]$$

A megtisztított napi vízmennyiséget az egy nap alatt lejátszódó ciklusok és az egy ciklus alatt kezelt vízmennyiség szorzataként kaptam meg m^3/napban .

A hidraulikai tartózkodási időt a következő egyenlet segítségével határoztam meg:

$$\text{HRT} = \frac{\text{Reaktor hasznos térfogata } [\text{m}^3]}{\text{Kezelt vízmennyiség } \left[\frac{\text{m}^3}{\text{d}} \right]}$$

Az első futtatások során a terhelési viszonyok függvényében figyeltem meg a rendszer viselkedését. Az 1. számú szimuláció esetén 600 mg/l KOI, 70 mgN/l összes nitrogén és 48,38 mgN/l ammónia koncentráció, 6 órás ciklusidő és minden reaktorba 2 mg/l oldott oxigén koncentráció betáplálását követően a következő értékeket kaptam a tíz napos szimuláció végén:

- a 6 órás ciklusidő következtében mindössze 4 teljes ciklus játszódott le;
- összesen 8 m^3 szennyvizet sikerült egy nap alatt megtisztítani, ami 1,5 napos HRT-t jelent;
- a telep energiafogyasztása 5,46 kWh öt nap alatt
- KOI: 41,6 mg/l, TN: 20,7 mgN/l, Ammónia-N: 0,04 mgN/l értékre csökken a futtatás során.

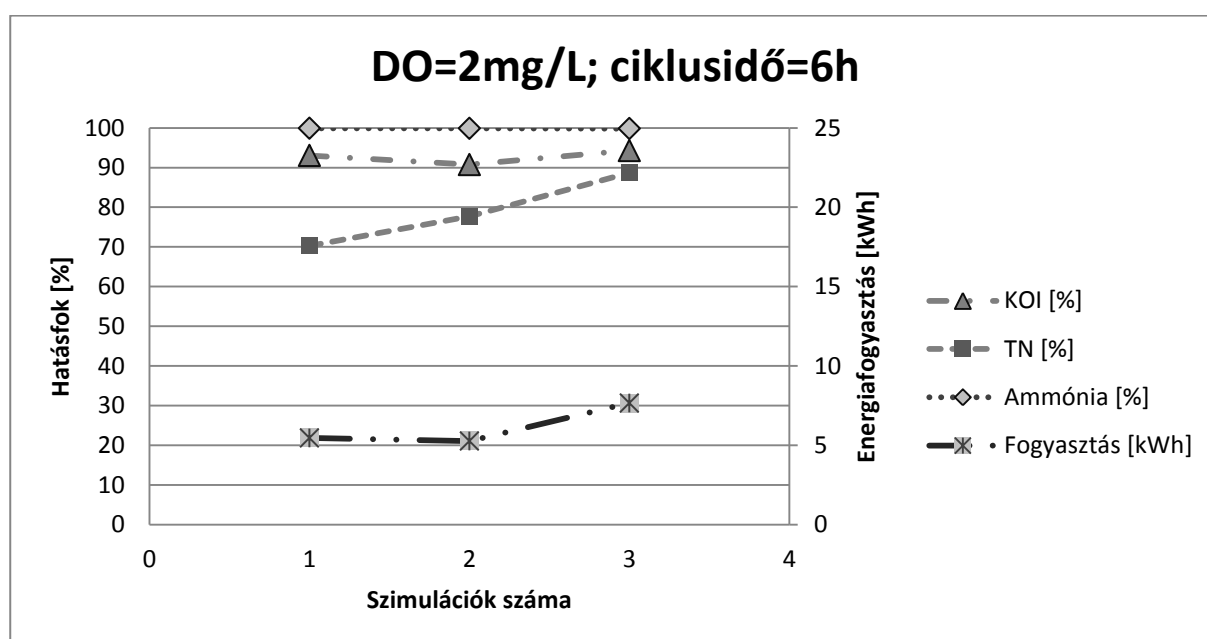
A továbbiakban a konkrét értékek közlése helyett a tisztítási hatásfokra helyezem a hangsúlyt, hiszen ez sokkal látványosabban mutat rá az eltérések nagyságára.

- az eltávolítási hatásfokok értékei az 5. táblázatban láthatóak:

	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammónia-N eltáv.
	[%]	[%]	[%]
Max.	94	71	99,9
Min.	92	69	99,9
Átlag	93	70	99,9

5. táblázat: Első szimuláció eltávolítási hatásfokai

Ebben az esetben a hatásfokok az elvárásoknak megfelelően, elégségesnek bizonyultak, hiszen viszonylag alacsony terhelés, magas DO koncentráció, illetve hosszú ciklusidő állt a rendszer rendelkezésére. A következő két esetben csak a terhelést változtattam meg (rögzített ciklus hossz, DO szint mellett), elsőként a hibrid rendszerben mért befolyó KOI és TN értékekre (2. szimuláció), majd a 1200 mg/l KOI koncentrációra (3. szimuláció). Mindhárom futtatás eredménye a következő (1.) grafikonon látható:



1. grafikon: A kísérleti rendszer hatásfoka és fogyasztása eltérő terhelés függvényében

A diagram 2 y tengellyel rendelkezik, így egyszerre figyelhetjük meg az energiafogyasztás és az eltávolítási hatásfok alakulását a különböző szimulációk során.

A terhelés növekedésével, néhány alkalommal úgy tűnhet, mintha a tisztítási hatásfok is növekedne. Ez viszont nem feltétlenül jelenti azt, hogy alacsonyabb koncentrációt kapunk egy magasabb kiindulási érték megadásakor. Hiszen míg 600 mg/l KOI esetében a 93%-os hatásfok 41,6 mg/l KOI-t eredményez, addig az 1200 mg/l-es érték 94%-os tisztítása 68,5 mg/l-es KOI koncentrációt hoz létre. Viszont a TN eltávolítási hatásfok, valóban növekedést és jobb eredményt mutat a magasabb KOI értékek felé haladva, aminek oka, hogy az ammónia koncentráció, azzal fordított

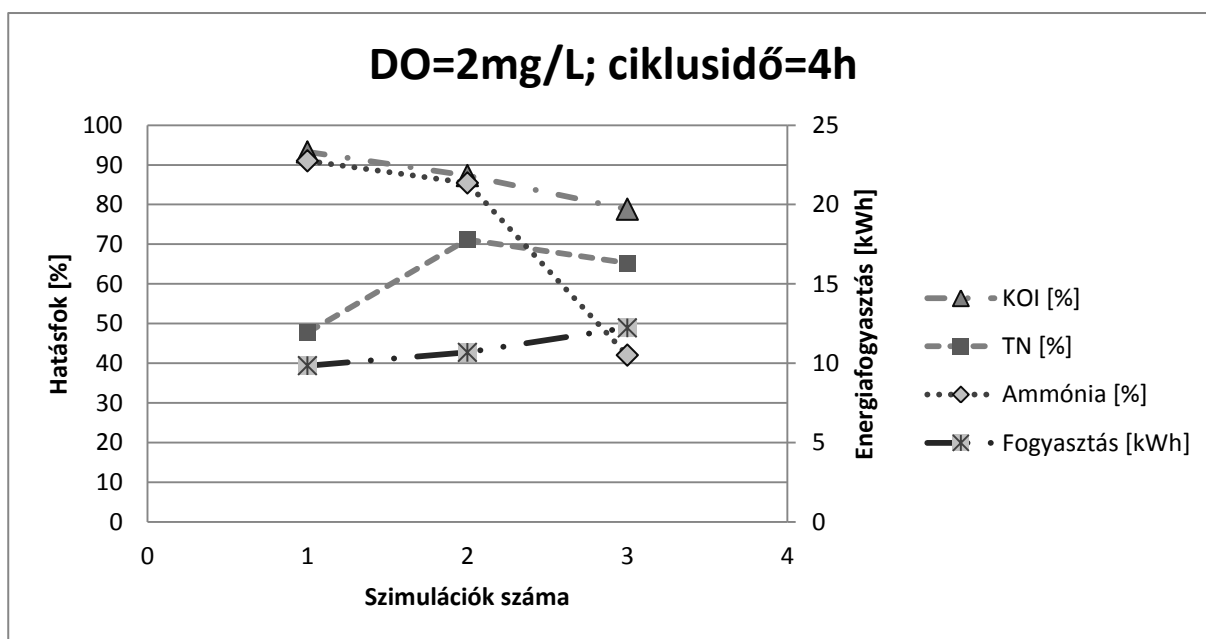
arányban alakul a modell számítási sajátosságainak köszönhetően. Az 1. grafikon eredményekből kitűnik, hogy minél nagyobb a rendszer terhelése, vagyis minél töményebb a beérkező szennyvíz, annál több energiát kell felhasználnia a modellnek a tisztításhoz. Míg az első esetben 5,46 kWh volt a telep energiafogyasztása, addig a hibrid adatok betáplálását követően 5,27 kWh és végül a 3. szimuláció során 7,66 kWh fogyott. Vagyis átlagban 6,13 kWh energiafelhasználás történt a 10 napos futtatás második 5 napja alatt, azonos DO szint és ciklusidő mellett.

Ebben az esetben, úgy gondolom, hogy a fenti eredmények a ciklusidő hosszúságának tudhatóak be leginkább, mert a rendszernek egy nap alatt mindössze 8 m³ szennyvizet kellett megtisztítania. Ezért a terhelési vizsgálatokat követően a fázisidők változtatásával járó következmények tanulmányozására helyezem a hangsúlyt, úgy, hogy az oldott oxigén koncentrációt változatlan értéken tartom.

A következő szimulációkban négy órás ciklusokat állítottam be, amely fázisainak időtartama az előző fejezet 4. táblázatában található. A terhelés az előzőekhez hasonlóan, szimulációként eltérően alakult, az első esetben 600 mg/l KOI, a másodikban a hibridben mért érték, a harmadikban 1200 mg/l KOI koncentráció.

Az így testreszabott szimulációk eredményeként:

- egy nap alatt már 6 ciklus játszódhat le;
- 12 m³/nap szennyvíz tisztítható meg, ami 1 napos HRT-t eredményez;

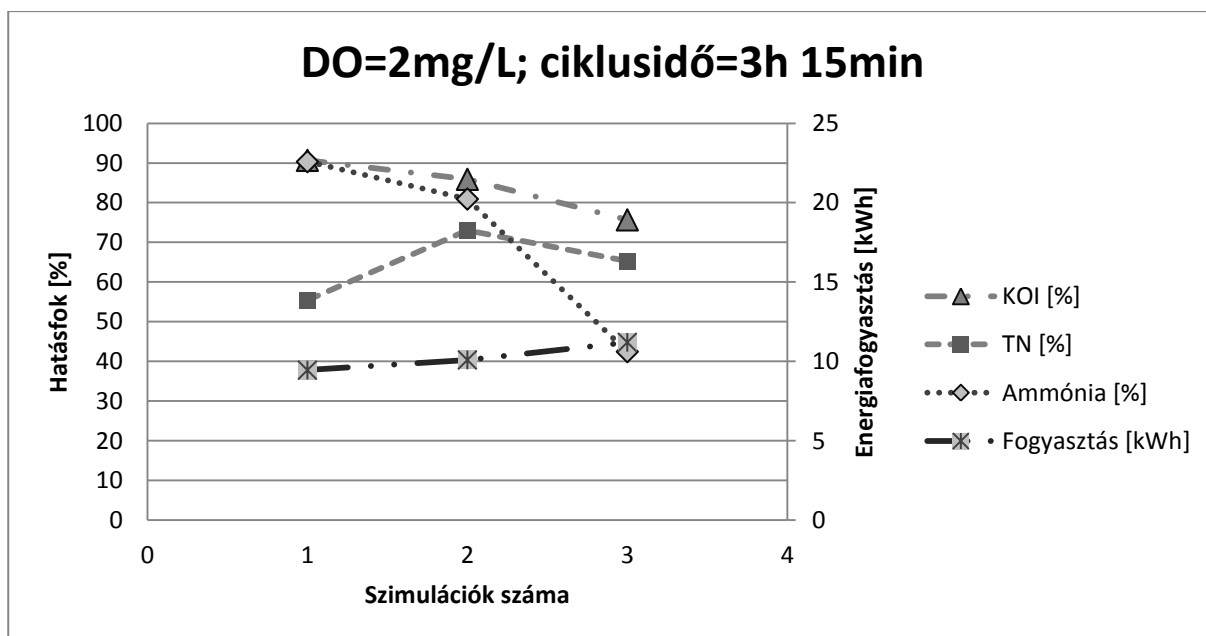


2. grafikon: A kísérleti rendszer hatásfoka és fogyasztása 4 órás ciklusidővel

A 2. grafikonon látható, hogy mindhárom szimuláció esetében megnövekedett a rendszer energiafogyasztása, hiszen egy nap alatt kettővel több tisztítási periódus játszódtott le, mint a 6 órás ciklusidők esetében, ami miatt 4 m^3 -el több víz kezeléséről kellett gondoskodnia a modellnek. Ennek következtében az első szimulációnál 9,85 kWh, a 2. futtatás alkalmával 10,69 kWh, majd a 3. szimulációnál 12,23 kWh fogyasztás alakult ki 5 nap alatt. Ez átlagban 10,92 kWh energiafelhasználást jelent, ami 4,79 kWh-val haladja meg a 6 órás futtatás átlagfogyasztását.

A 2. diagramon azt is láthatjuk, hogy a terhelésen kívül, a csökkentett fázisidők is alacsonyabb tisztítási hatásfokokat eredményezhetnek, változatlanul 2 mg/l oldott oxigén koncentráció mellett. Ennek oka a rövidebb hidraulikus tartózkodási időben keresendő. A KOI eltávolítási hatásfok az előzőekhez képest csak az 1200 mg/l KOI koncentráció esetében mutat említésre méltó visszaesést. A legrosszabb eredményt a legnagyobb terhelésnél és 4 órás ciklusidőnél az ammónia eltávolítási hatásfok érte el. Mindezek ellenére az előző ciklusidőhöz képest, annak 50 százalékaival több szennyvizet tisztított meg a rendszer, bár ezt viszonylag magas fogyasztás mellett érte el.

A következő futtatásoknál továbbra is megtartottam a 2 mg/l -es DO szintet, viszont ismét csökkentettem a fázisidőket úgy (4. táblázat), hogy végeredményként, összesen 3 óra 15 perces ciklust kaptam. Ezáltal tovább növelhettem az egy nap alatt kezelt szennyvíz mennyiségét, $14,77 \text{ m}^3$ -re. A tartózkodási idő ezzel együtt 19,5 órára csökkent.

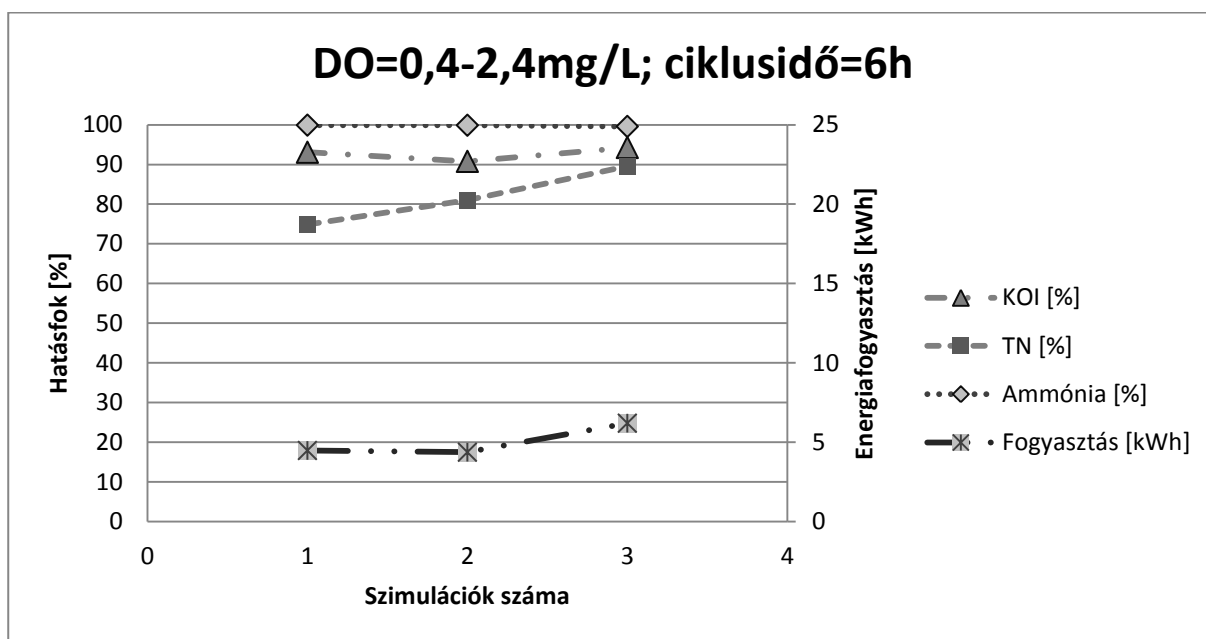


3. grafikon: A kísérleti rendszer hatásfoka és fogyasztása 3 óra 15 perces ciklusidővel

Ha összehasonlítjuk a 2. és 3. grafikont, az első, ami feltűnhet, hogy nagyon hasonlóak az eredmények. Ez azért érdekes, mert az előző esetből kiindulva és ahhoz viszonyítva, hatásfok csökkenést és energiafogyasztás növekedést vártam. Ezzel szemben a KOI és ammónia eltávolítást

vizsgálva egy kismértékű hatásfokcsökkentést érzékelhetünk, viszont összes nitrogén tekintetében javulást figyelhetünk meg, ami akár a 4 órás ciklusidejű szimulációktól eltérő fázisidők kiosztásának köszönhető. A két futtatás összességében csak pár %-os eltérést mutat egymástól, ezért jóformán elhanyagolhatóak a különbségek. Fogyasztás tekintetében sem a vártak megfelelően alakultak az eredmények, hiszen mindhárom szimulációnál, az előzőekhez képest alacsonyabb értéket kaptunk. Alacsony terhelésnél (1. szimuláció) 9,45 kWh-ás, mért adatok szimulációjánál (2. szimuláció) 10,09 kWh-ás, míg magas terhelésnél (3. szimuláció) 11,2 kWh-ás fogyasztást tapasztalhatunk 5 nap leforgása alatt. Bár azzal, hogy a 6 órás ciklusidőt lecsökkentettük közel a felére, a 8 m³ 85%-ával több vizet tudunk megtisztítani. A jelenlegi beállításokkal átlagban 10,28 kWh a rendszer fogyasztása, ami azt jelenti, hogy kevesebb energia szükséges a működtetéshez, mintha 4 órás munkamenetben tisztítanánk.

Az energiafogyasztás további csökkentése érdekében a következő futtatások folyamán az oldott oxigén koncentráció változtatását végeztem el. Elsőként 0,4 mg/l-től haladtam 2,4 mg/l oldott oxigén koncentrációig a hat tartály során (3. táblázat), úgy, hogy újra visszatértem a 6 órás ciklusidőhöz. Az eredmények a 4. grafikonon láthatóak:



4. grafikon: A kísérleti rendszer hatásfoka és fogyasztása 0,4-2,4 mg/l DO szinttel

Az új beállításoknak köszönhetően a 2 mg/l-es DO, és 6 órás ciklusidejű futtatásához viszonyítva (1. grafikon) az eltávolítási hatásfok pár százalékkal növekedett. Ez a tendencia a 4. grafikonon mindhárom terhelés esetében megfigyelhető. Ez azért nagyon fontos eredmény, mert általában a 2 mg/l oldott oxigén koncentrációt ajánlják, mint megbízható tisztítási paramétert, a szennyvíztelepek működtetéséhez. Ebben az esetben viszont azt a következtetést lehet levonni, hogyha a megfelelő reaktorban, a biológiai folyamatoknak ideális DO koncentráció kerül betáplálásra, akkor jobb

hatásfok érhető el. Ennek magyarázata, hogy az újonnan feladott, szerves anyagban gazdag nyers víz esetében, oxigénhiányos állapot szükséges az ammónia keletkezéséhez. Ekkor az első reaktorban 0,4 mg/l DO szint kerül betáplálásra, ami a rendszer keverését szolgálja. A speciális hordozó teszi lehetővé a levegőztetéssel végzett keverést, amely sokkal előnyösebb, a mechanikus keverő működtetésénél. Ez további csökkenést jelent az energiafogyasztásban. A következő medencében, már több ammónia található, és annak érdekében, hogy a tápanyag a reaktorsor végére is rendelkezésre álljon a lebontó szervezetek számára, fokozatosan növeljük az oldott oxigén koncentrációt. Minél tovább haladunk a reaktorsoron, annál több nitrát található a szennyvízben és annál magasabb a DO szint is. Ekkor van szükség a recirkulációra, ami egyrészt hígítja az ammónia dús vizet, másrészt elősegíti a denitrifikációt.

Bár, például a hibrid adatokkal történő szimulációknál a KOI és ammónia eltávolítási hatásfok különbsége minimálisnak mondható, összes nitrogén tekintetében viszont a 77,7%-os hatásfok 81%-ra emelkedett. Mindemellett a rendszer energiafogyasztása lecsökkent az átlag 6,13 kWh-ról 5,01 kWh-ra.

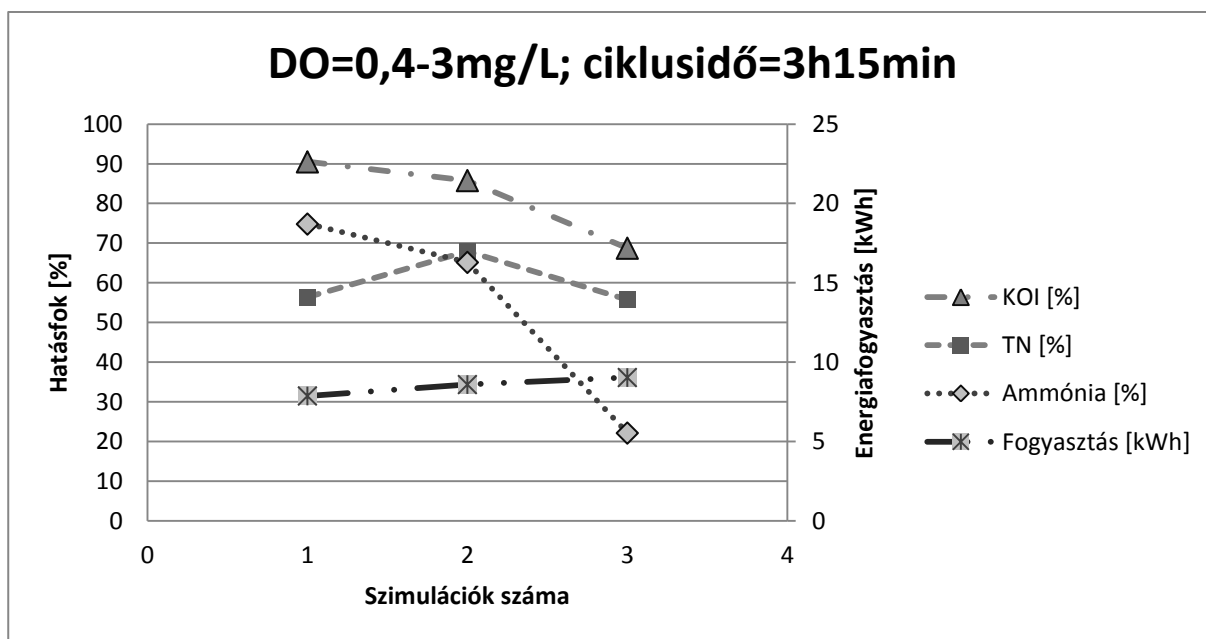
Ezt követően az előzőtől eltérő oldott oxigén szintek kiosztása mellett döntöttem, további hatásfok növelés reményében, amely 0,4 mg/l-től 3 mg/l-ig változik a 3. táblázatnak megfelelően. Az így kapott eredmények, amelyek a 3. számú mellékletben találhatóak, a 6 órás ciklusidő mellett nem mutattak jelentős eltérést az előzőekhez képest. Annak ellenére, hogy egy kismértékű visszaesést tapasztaltam, a 2 mg/l-es DO szinten történő futtatások eredményeinél még mindig magasabb hatásfokot ért el a modell.

Mivel a feladatom első sorban, az összes energiafogyasztásra ható tényező változtatásából a legelőnyösebb munkamenet kiválasztása, a 0,4-3 mg/l DO szintek beállításán túl, további vizsgálatokat kell végezni, hiszen a megtisztított vízmennyiség a 6 órás ciklusidő miatt mindössze 8 m³. Ezért a fenti szimulációkat lefuttattam 3 óra 15 perces és 4 órás ciklusidő beállításával is. Ebben az esetben is rosszabb eredményeket szolgáltatott a 4 órás ciklusidővel lefuttatott szimuláció (eredmények a 3. mellékletben), amely oka akár a fázisidők kiosztásában is kereshető. Ugyanis a futtatásokból az rajzolódik ki, hogy ha az utolsó fázis hosszát megnöveljük - ami a teljes rendszer egyidejű levegőztetését végzi - viszont a többit azonos értéken tartjuk, jobb eredményeket érhetünk el a kezelés végére.

A 3 óra 15 perces szimulációk eredményeitől azt vártam, hogy a 0,4-2,4 mg/l DO beállítás jobb értékeket szolgáltat majd, mint a 0,4-3 mg/l oldott oxigén koncentrációval történő futtatás. Ennek ellenére a felvetés fordítva igazolódott be, és a 0,4-3 mg/l DO szint szimulációs értékei voltak hatásfok tekintetében magasabbak. Mindhárom terhelésnél jobb eredményeket szolgáltatott ez a

beállítás. Például az ammónia eltávolítás hatásfokánál mutatkozott jelentős különbség, ahol átlagban 15,5 %-kal jobb eredményt ért el a rendszer, viszont emellett 1,5 kWh többlet energiafelhasználás történt.

Ezekből az értékekből látható, hogy a rövidebb ideig tartó ciklus futtatása során az egyre nagyobb terhelés felé haladva, a beállítások hatásai sokkal inkább megmutatkoznak, mint hosszabb fázisidők és alacsonyabb terhelés esetében.



5. grafikon: A kísérleti rendszer hatásfoka és fogyasztása változó DO szint és 3 óra 15 perces ciklus során

A fenti, 5. grafikonon látható, hogy az ammónia eltávolítás rövidebb ciklus esetén nagyobb érzékenységet mutat a terhelés növekedésének függvényében, mint hosszabb ciklus alkalmazásával. A 3. grafikonnal, vagyis a 2 mg/l DO koncentrációval történő tisztítás eredményeivel összevetve leginkább az ammónia eltávolítás hatásfokában tapasztalható visszaesés. Ennek mértéke átlagban eléri a 17%-ot. A rendszer energiafogyasztása viszont több mint 13%-al csökkent az új beállításnak köszönhetően.

A kísérleti rendszer tervezése során külön figyelmet fordítottak az eddig alkalmazott térfogathányad megosztásának vizsgálatára az anoxikus és aerob reaktor térrészek között. Ennek vizsgálata és optimalizálása későbbi tanulmányok céljaként szerepelt, de az általam végzett kísérletek során bebizonyosodott, hogy a térfogathányadok optimalizálása elengedhetetlen a megfelelő DO illetve eltávolítási hatásfok tökéletesítéséhez. Ennek szükségességét mutatja, hogy a kísérleti rendszer nitrifikációja csökken. Tehát ennek elkerülése érdekében a hatékony levegőztetés mellett nagyobb térfogathányadra van szükség a megfelelő ammóniaeltávolítás érdekében.

Amennyiben csak a hatásfokot veszem figyelembe, a 0,4-3 mg/l DO-val futtatott szimulációk, 6 órás ciklusidővel jobb eredményeket értek el, még a 2 mg/l DO beállítással szemben is. Viszont, ha azt szeretnénk, hogy 400 m³/nap beérkező vízmennyiséget tisztítson meg a rendszer 6 órán át tartó ciklusokkal, olyan mértékben kellene a tartályok térfogatát megnövelni, ezzel együtt a fogyasztást is, ami óriási költségeket jelentene a kivitelezés során.

Ezért döntöttem a 3 óra 15 perces ciklus és 0,4-3 mg/l DO beállítás mellett a további nagyüzemi szimulációk egyik kiindulási pontjaként. Ez a beállítás jelenti a legtöbb megtisztított szennyvízmennyiséget egy nap leforgása alatt, viszonylag kisebb mértékű hatásfok-, és nagyobb mértékű energiafogyasztás csökkenéssel.

4.2 Nagyüzemi Hybrid FBR szimulációinak eredményei

A Telki FBR modell méretezését első sorban a 400 m³/nap beérkező vízmennyiség és a 3 óra 15 perces ciklusidő határozta meg. Mivel ez a ciklus 24 óra leforgása alatt 7,38-szor megy végbe, célszerű a könnyebb számítás kedvéért megnövelni a tisztítási idő hosszát úgy, hogy 7 teljes periódus játszódjon le egy nap alatt. Ez alapján 3 óra 25 perc állhat a rendszer rendelkezésére egy munkafázisban. Amennyiben naponta 7 alkalommal kerül feladásra szennyvíz, akkor 57 m³ tartálytérfogat esetén 399 m³ víz tisztítható meg.

A nagyüzemi rendszer szimulációjához, a Telki befolyó nyersvíz értékeit napi lebontásban adtam be a modellnek, 20°C-os vízhőmérsékleten. Ebben az esetben a futtatások 40 napig tartottak, hogy az öt napos beállási időszakot leszámítva az egy hónapot kismértékben meghaladó értékekkel számolhassak.

Az első szimuláció alkalmával az oldott oxigén szinteket úgy állítottam be, hogy a lehető legjobban hasonlítson a nagyüzemi rendszerre, ahol külön megtalálható az anoxikus és aerob tartály is. Ezért a 6. táblázatban található értékeket tápláltam be a modellnek:

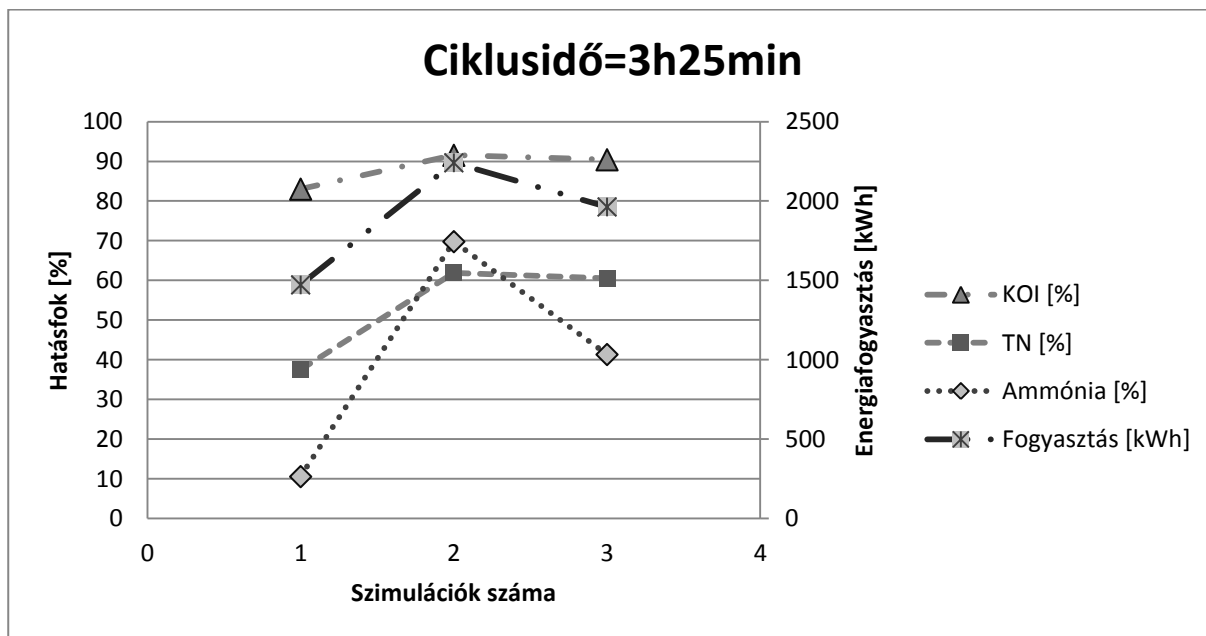
	Cas1	Cas2	Cas3	Cas4	Cas5	Cas6
DO [mg/l]	0	0	2	2	2	2

6. táblázat: DO szintek anoxikus és aerob tartálynak megfelelően

Tehát az első két reaktor keverővel ellátott, anoxikus térrészként viselkedik a rendszerben. Minden szimuláció során a fázisidőket úgy állítottam be, hogy az első 5 fázis 30 percig, míg az utolsó, 55 percig tartson.

A következő (2. szimuláció) futtatásnál minden tartályban 2 mg/l-re állítottam az oldott oxigén szintet. Végül a harmadik szimuláció esetében adtam meg a hibrid rendszer 10 napos futtatásainál kiválasztott paramétereit. A modell futtatása során ingadozásokat figyeltem meg a rendszerben. Ez elsősorban annak volt köszönhető, hogy nagy mennyiségű, tömény víz került betáplálásra, amely a kiegyenlítő tartályban nem tudott megfelelően felhígulni. Az így kialakult magas értékeket a modell

csak több ciklus leforgása alatt volt képes kezelni. Ennek következtében az új adatok betáplálása után, amelyre a szimuláció minden napján sor került, egy rövid ideig alacsony hatásfokon működött a tisztítás, ami az eredményeken is látható, hiszen átlagértékek kerülnek kielemezésre. Ezért egy 20%-os (standard devianciát) szórást határoztam meg kiértékelés folyamán. Ennek következtében a 80%-on belülre eső értékeket már elfogadhatónak tartottam, így ezek átlagértékeit tüntettem fel a 6. grafikonon:



6. grafikon: A nagyüzemi rendszer hatásfoka és fogyasztása

A 6. diagramon láthatjuk, hogy az első szimuláció értékei annak ellenére, hogy a valósághű kivitelezésre törekedtem az anoxikus medencék létrehozásával, a többi futtatáshoz képest alacsony hatásfokot értek el. Ennek oka lehet, hogy a rendszernek kevesebb tér áll rendelkezésére ahhoz, hogy nitrifikációt végezzen, ezzel egyidejűleg viszont a denitrifikáció és ammonifikáció nagyobb mértékben működhet. Az energiafogyasztás tekintetében viszont ez szolgáltatja a legjobb eredményt, hiszen az első 2 reaktorban nincs szükség légbefúvásra.

A 2. és 3. szimulációt vizsgálva megállapítható, hogy KOI és összes nitrogén eltávolítás hatásfokában az eltérés minimális, mindössze 1-1 %. Ha viszont az ammónia eltávolítást hasonlítjuk össze, már jelentős különbséget tapasztalhatunk, ami visszavezethető a már megállapításra került aerob-anoxikus térfogathányad optimalizálásának hiányára. Mivel az összes nitrogén magába foglalja a szerves nitrogént, $\text{NH}_4\text{-N}$ -t, $\text{NO}_2\text{-N}$ -t és $\text{NO}_3\text{-N}$ -t is, ezért az, hogy a TN csak 1%-os visszaesést mutat, úgy, hogy ammóniából kevesebbet tisztított meg a rendszer, azt jelenti, hogy a többi nitrogénforma eltávolítása nagyobb mértékű, mint a 2. szimulációnál.

Energetikai szempontból, a 3. szimuláció 35 napja során a rendszer **1963 kWh**-t fogyasztott, ami 281 kWh-val kevesebb a 2. szimuláció energiafelhasználásánál.

Végeredményként, ha a hatásfokokat és energiafogyasztást egyaránt figyelembe veszem, akkor a 3. szimuláció beállításával üzemeltetném a valódi félüzemi kísérleti rendszert további vizsgálatok elvégzéséhez. Ezért a 3. futtatás értékeivel hasonlítom össze a nagyüzemi szennyvíztisztító telep energiafelhasználását.

Mivel a valós rendszer fogyasztásához viszonyítom az általam modellezett telep eredményeit, a következő képlet segítségével kiszámoltam a Telki-FBR rendszer biológiai tisztítása során felhasznált energia mennyiségét, 35 nap leforgása alatt:

$$E = \frac{Q_{a,h}}{3600} * \frac{P_a * \ln \left(\frac{\frac{h}{10} * p_a + p_a}{p_a} \right)}{1000} * t,$$

ahol: E – energiafogyasztás, kWh;

$Q_{a,h}$ – levegő térfogatáram, m³/h;

p_a – légköri nyomás, Pa;

h – légbefúvás mélysége, m;

t – eltelt idő, h.

A valóságban egy nap alatt a fúvók 12 órát üzemelnek, 521 m³/h levegő térfogatárammal. A levegőt 4,8 m mélységben juttatja a medencébe, 101.325 Pa légköri nyomáson. A 35 nap során a 12 órás napi üzemmenetben történő levegőztetés 420 órán át tart. Így a fenti képletbe behelyettesítve **2415 kWh** fogyasztást kapunk. Ez 452 kWh-val haladja meg az általam modellezett telep fogyasztását, ami közel 19%-os energia megtakarítást jelent.

Amennyiben ezeket az értékeket anyagiasítani szeretnénk, az ELMŰ érvényes, egyetemes szolgáltatási egységeivel kiszámolhatjuk, hogy mekkora megtakarítást jelent az üzemeltetőnek az elvégzett DO szabályozás és gyorsabb üzemmenet kialakítása.

Tehát a 2415 kWh fogyasztás a jelenlegi áramdíjak mellett, 110 kWh-ig 48,11 Ft-tal, a fennmaradó 2305 kWh-ot 49,85 Ft-tal számolva 120.399 Ft-ot kapunk havi szinten, ami egy évre átszámítva 1.444.788 Ft. Az általam modellezett rendszer 1963 kWh-ás energiafogyasztása az előbb említett árakkal kalkulálva havonta 97.867 Ft-ba, éves szinten 1.174.404 Ft-ba kerül.

Ez azt jelenti, hogy egy év alatt nem kevesebb, mint **270.384 Ft** megtakarítás érhető el, amely a valós szennyvíztisztító rendszer több mint 2 havi számláját teszi ki.

5. Értékelés és következtetések

Az eredmények egyértelműen igazolják, hogy van létjogosultsága az energiafelhasználás csökkentésére irányuló kísérleteknek. Természetesen az általam végzett feladat, egy nagyobb fejlesztés részfolyamata, amely további kutatást igényel. A félüzemi kísérleti rendszeren végzett tesztek követően lehet ténylegesen meggyőződni, arról, hogy az általam kiválasztott paraméter beállítások a valóságban mennyire hatnak ki a fogyasztásra.

A vizsgálatok során jelentős energia megtakarítást sikerült véghezvinni, azonban tisztítási hatások tekintetében további kutatásokra van szükség. Ennek érdekében, a jövőben elengedhetetlen egyes paraméterek kalibrálásának elvégzése. Ilyen feladat az aerob és anoxikus tartályok térfogathányadának optimalizálása, amely megoldást jelent a megfelelő mértékű nitrifikációra.

Általánosan elfogadott, hogy minél több irányítástechnikai lehetőség adott egy szennyvíztisztító berendezés üzemeltetése során, annál egyszerűbb a megfelelő oldott oxigén koncentráció, ciklusidő és egyéb üzemeltetési paraméter beállítása, vezérlése. Ezért fontosnak tartom a félüzemi telep DO vezérlésének finomítását is.

A levegőztetésen túl, a keverés, szivattyúzás és iszapkezelés is nagy energiafogyasztóknak számítanak. Ezért egy energia hatékony üzem kialakítása érdekében, a jövőben ezek vizsgálataira is szükség lenne.

A modell, sajátosságaiból fakadóan nem képes minden esetben valósághű eredményeket reprezentálni, ezért további fejlesztéseknek kellene alávetni. Ilyen terület a szimuláció vezérlése, amely adatbevitel tekintetében nagyon körülményes és időigényes folyamat. Ebből fakadtak a nagyüzemi rendszer futtatásának ingadozásai is, hiszen a befolyó adatok betáplálásának gyakorisága problémákat okozott a modellben, ami zavarokat idézett elő a szimuláció eredményeiben. Ezért, egyrészt a mintavételek gyakoriságának növelésére lenne szükség, hogy több adat álljon a modell rendelkezésére, másrészt programozási feladatok elvégzésével lehetne az adatbevitt egyszerűsíteni.

6. Összefoglalás

Az általam elvégzett vizsgálatok rámutattak arra, hogy akár egyetlen paraméter megváltoztatása, milyen nagymértékű hatást gyakorol egy szennyvíztisztító telep működésére. A szimulációk során bebizonyosodott, hogy az oldott oxigén koncentráció és a tisztítási ciklusok hosszának változtatása jelentősen képes befolyásolni a telep energiafelhasználását.

A modellezés segítségével kiválaszthattam azokat a beállításokat, amelyek a lehető legnagyobb energiafogyasztás csökkentést idézték elő a rendszerben, úgy, hogy a tisztítási hatásfok is elfogadható mértékű maradjon. Ezeknek a beállításoknak a pozitív hatását nagyüzemi léptékben is igazoltam. Végeredményként, közel 19%-os fogyasztás megtakarítást jelentene az új konfiguráció a nagyüzemi szennyvíztisztító telep esetében.

A TDK dolgozatom célkitűzése, egy eddig még nem alkalmazott technológia hatékonyságának vizsgálatára irányult. Az eredmények, az új, szakaszos üzemű biológiai szennyvíztisztító technológia fejlesztésének további szakaszában felhasználásra kerülnek.

A vizsgálatok folyamán kapott értékek első sorban a levegőztetés vezérlésével érhetőek el. Számos olyan fogyasztó berendezés található egy szennyvíztisztító telepen, amely további vizsgálatokra ad okot. Ezért a kísérleteknek folytatódniuk kell, hiszen egyes tényezők optimalizálása még hátra van, és a modell is fejlesztésre szorul a szimulációk során jelentkező hiányosságai miatt.

7. Köszönetnyilvánítás

Köszönettel tartozom mindazoknak, akik nélkül a TDK dolgozatom nem készülhetett volna el:

Az Organica Technológiák Zrt-nek, hogy lehetőséget biztosítottak a TDK dolgozatomhoz szükséges labor- és modellvizsgálatok elvégzéséhez, a minták begyűjtéséhez.

Törő Balázs, az Organica Technológiák ZRt. Fejlesztőmérnökének, aki bevezetett a szennyvíztisztítás és modellezés világába, és akihez bármikor fordulhattam a felmerülő problémákkal.

Dr. Aleksza László tanár úrnak, belső konzulensemnek az iránymutatásért és javaslatokért.

8. Irodalomjegyzék:

- BÁNYAI ZS., FAZEKAS B., PITÁS V., KÁRPÁTI Á. (2009) : A szennyvíztisztítás energiahatékonysága (Energy efficiency of the municipal sewage treatment), Környezetmérnöki Intézet, Pannon Egyetem, 1-5. p.
- BARBU, M., CARAMAN, S., BAHRIM, G., CARP, D. (2011): Results regarding the control of the dissolved oxygen concentration in wastewater treatment processes. Romanian Biotechnological Letters 16 (2): 6096 – 6104.
- BRUN, R., KÜHNI, M., SIEGRIST, H., GUJER, W., REICHERT, P. (2002): Practical Identifiability of ASM2d parameters – systematic selection and tuning of parameter subsets. Water research, 36: 4113 – 4127.
- DITRIÓ J. (2008): Ajánlások és javaslatok a szennyvíztisztító telepet üzemeltetők, beruházók és tervezők részére. MAVÍZ Szakmai Testület, 20 p.
- DOMOKOS E. G. (2006): Eleveniszapos szennyvíztisztító módszerek optimalizálása dinamikus szimuláció segítségével. Ph.D. értekezés, Pannon Egyetem, Vegyészmérnöki Tudományok Doktori Iskola, 104 p, 11-28. p.
- DOMOKOS E., KOVÁCS K. (2002): Aerob szennyvíztisztítási folyamatok modellezése. Szerk.: Kárpáti Á., Aerob szennyvíztisztítás vizsgálata, modellezése - anaerob szennyvíztisztító rendszerek - iszapkomposztálás. Ismeretgyűjtemény No. 5. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék 99 p., 14-23. p.
- DR. PERCSICH, K. (2005): Bevezetés a vízanalitikába, a gyakorlat elméleti háttere környezetmérnök hallgatóknak. SZIE MK Központi Laboratórium, 159 p., 29-40. p.
- FARKAS, F. (2003) Nehezen bontható, vagy toxikus komponenseket tartalmazó ipari szennyvizek biológiai kezelése. Ph.D. disszertáció, Nyugat-Magyarországi Egyetem, Kémiai Intézet. 121 p., 87-88. p.
- GÉCZI G., BÉRES A. (2011): Levegőtisztaság-védelem. Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, 138 p., 55-56. p.
- GERNAEY, K., OOSDRECHT, M., HENZE, M., LIND, M., JORGENSEN, S. (2004): Activated sludge wastewater treatment plant modelling and simulation: state of the art. Environmental Modelling & Software 19 (9): 763–783.
- GRANT, N., MOODIE, M., WEEDON, C. (2009): Szennyvízkezelés – Élőgépek – Gyökérmezők – komposztvécék. CSER Kiadó, Budapest, 128 p., 44-45. p.
- HARTMANN, L. (2001): A szennyvíztisztítás kialakulása, fejlődése napjainkig. Szerk.: Kárpáti Á., A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században- eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei.

- Ismertgyűjtemény No. 1. Veszprémi egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, 106 p., 1-14. p.
- HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M. C., MARAIS, G. V. R., VAN LOOSDRECHT, M. C. M. (1999): Activated Sludge Model No. 2D, ASM2D, Water Science and Technology, 39 (1): 165-182.
- HOLENDA, B., DOMOKOS, E., RÉDEY, Á., FAZAKAS, J. (2008): Dissolved oxygen control of the activated sludge wastewater treatment process using model predictive control. Computers and Chemical Engineering 32: 1270–1278
- HYDROMANTIS, INC. (2004): GPS-X Technical Reference 277 p., 27 – 98. p.
- KAISER, R. (2001): Eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése. Szerk.: Kárpáti Á., A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei - Ismertgyűjtemény No. 1. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, 102 p. 16-49. p.
- KÁRPÁTI Á. (2002): Szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítás /SBR/. Szerk.: Kárpáti Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, 102 p., 50-62. p.
- KÁRPÁTI Á., ÁBRAHÁM F., BARDÓCZYNÉ SZ. E., LÁSZLÓ ZS., SZILÁGYI F., THURY P., VERMES L. (2007): A szennyvíztisztítás alapjai. Szerk.: Kárpáti Á. Veszprémi egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, 173 p., 46-62. p.
- MOLNÁR S., FÜST A., SZIDARIVSZKY F., MOLNÁR M. (2010): Környezetinformatikai modellek. Szent István Egyetemi Kiadó, Gödöllő, 191 p., 5-18. p.
- MORGENROTH, E., PETER, A., WILDERED, P. A. (2002): Folyamatos és szakaszos átfolyású vagy betáplálású (SBR) eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek összehasonlítása. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, 102 p., 64-82. p.
- ÖLLŐS G. (1994): Szennyvíztisztító telepek üzemeltetése I. Akadémiai Kiadó, Budapest, 363 p., 207-324. p.
- PÁSZTOR I. (2010): A szennyvízminőség Hatásának vizsgálata a szennyvíztisztítás dinamikus szimulációjánál. Ph.D disszertáció, Pannon Egyetem, Vegyészmérnöki Tudományok és Anyagtudományok Doktori Iskola, 162 p., 12-20. p.
- PAULAI J., KÁRPÁTI Á. (2002): Eleveniszapos szennyvíztisztítási technológiák és szabályozás-igényük fejlődése. Szerk.: Kárpáti Á., A szennyvíztisztítás szabályozás igénye a hazai gyakorlat néhány példájával. Ismertgyűjtemény No. 4. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, 104 p., 1-8. p.

PG&E (Pacific Gas and Electric Company) - Energy management program (2003): Municipal Wastewater Treatment Plant Energy Baseline Study, San Francisco, 18 p., 3-16. p.

Internetes irodalomjegyzék:

http1: About Hydromantis: <http://www.hydromantis.com/about.html> - 2012. Július

http2: Company information: <http://www.directory51.com/profile/Hydromantis-Inc-c43402.html> - 2012. Július

http3: Környezetbarát szennyvíztisztítás: <http://www.zoldmod.hu/technologia/kornyezetbarat-szennyviztisztitas-20110530> - 2012. Április

http4: A wastewater treatment facility even wealthy neighbors can love: http://www.organicawater.com/wp-content/uploads/2011/04/Telki_casestudy_HR_1210.pdf - 2012. Március

http5: Élőgépek: a XXI. század szennyvíztisztító technológiája: <http://hun.gportal.hu/gindex.php?pg=8272691&nid=1756900> - 2012. Április

http6: Fotométer Nanocolor 500 D vízanalitikai fotométer: http://www.tablázat.hu/aktivit_kft./fotometer_nanocolor_500_d_vizanalitikai_fotometer.html - 2011. December

Jankovics S. (2011): Magyar botanikus kert mosná a szennyvizet Kínától Amerikáig: <http://vallalkozoi.negyed.hu/vnegyed/20110609-magyar-botanikus-kert-mossa-a-kinai-szennyvizet-az-organicasikersztori.html> - 2012. Március

Susánszky F. (2000): Élőgépek a szennyvíztisztításban: <http://www.lelegzet.hu/archivum/2000/05/2301.hpp.html> - 2012. Március

1. Melléklet

Telki FBR



Forrás: <http://hg.hu/galeria/11299-szennyviztelepek-uj-felfogasban/foto/80563/wide?page=4>

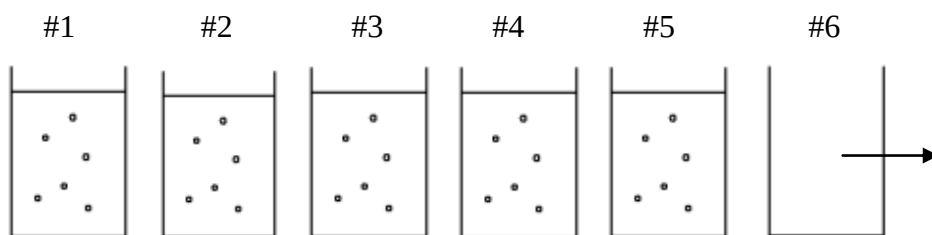
Hybrid FBR



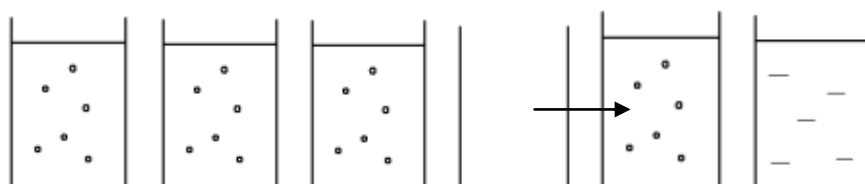
2. Melléklet

A Hybrid FBR fázisai

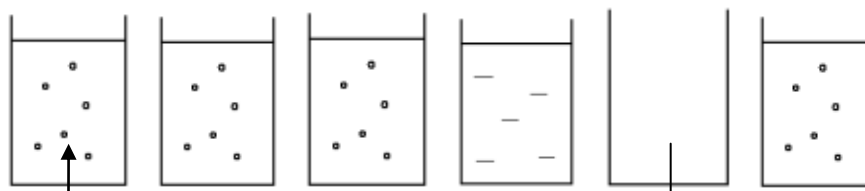
1. fázis



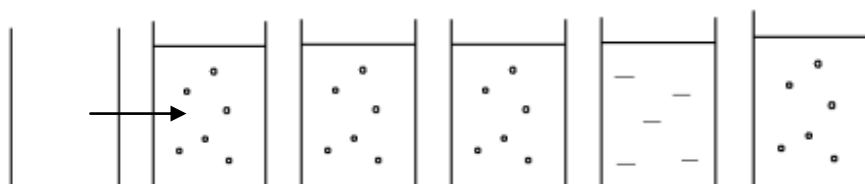
2. fázis



3. fázis



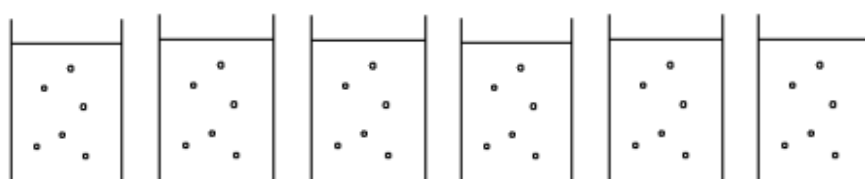
4. fázis



5. fázis



6. fázis



3. Melléklet

Szimulációk eredményei

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció										
Befolyó:		DO	Ciklusidő	Napi ciklusszám	Vízmenyiség	HRT	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammonia-N eltáv.	Fogyasztás
		mg/L	h		m ³ /d	d	[%]	[%]	[%]	kWh
KOI	600	1.	2	6	4	1,5	93,06	70,31	99,92	5,46
TN	70	2.	2	4	6	1,0	93,29	47,74	91,05	9,85
Ammonia	48,38	3.	2	3h 15min	7,38	0,81	90,68	55,42	90,35	9,45

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció										
Befolyó:		DO	Ciklusidő	Napi ciklusszám	Vízmenyiség	HRT	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammonia-N eltáv.	Fogyasztás
		mg/L	h		m ³ /d	d	[%]	[%]	[%]	kWh
KOI	548,95 mg/L	1.	2	6	4	1,5	90,75	77,69	99,89	5,27
TN	63,79 mgN/L	2.	2	4	6	1,0	87,33	71,13	85,47	10,69
Ammonia	33,96 mgN/L	3.	2	3h 15min	7,38	0,81	85,91	72,98	80,93	10,09

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció										
Befolyó:		DO mg/L	Ciklusidő h	Napi ciklusszám	Vízmenyiség m ³ /d	HRT d	KOI eltáv. [%]	TN eltáv. [%]	Ammonia-N eltáv. [%]	Fogyasztás kWh
KOI	1200 mg/L	1.	2	6	4	1,5	94,29	88,69	99,84	7,66
TN	70 mgN/L	2.	2	4	6	1,0	78,86	65,26	42,07	12,23
Ammonia	31,58 mgN/L	3.	2	3h 15min	7,38	0,81	75,69	65,25	42,46	11,20

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció												
Befolyó érték:		DO	Ciklusidő	Napi ciklusszám	Vízmenyiség	HRT	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammonia-N eltáv.	Fogyasztás		
		mg/L	h		m ³ /d	d	[%]	[%]	[%]	kWh		
KOI	600	mg/L	1.	0,4 - 2,4	6	4	8	1,5	93,08	74,84	99,91	4,47
TN	70	mgN/L	2.	0,4 - 2,4	4	6	12	1,0	93,14	49,35	61,83	6,79
Ammonia	48,38	mgN/L	3.	0,4 - 2,4	3h 15min	7,38	14,77	0,81	90,44	55,44	61,42	6,49

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció										
Befolyó:		DO mg/L	Ciklusidő h	Napi ciklusszám	Vízmenyiség m ³ /d	HRT d	KOI eltáv. [%]	TN eltáv. [%]	Ammonia-N eltáv. [%]	Fogyasztás kWh
KOI	548,95 mg/L	1.	0,4 - 2,4	6	4	1,5	90,78	81,02	99,88	4,37
TN	63,79 mgN/L	2.	0,4 - 2,4	4	6	1,0	86,98	62,68	48,35	7,72
Ammonia	33,96 mgN/L	3.	0,4 - 2,4	3h 15min	7,38	0,81	85,07	62,85	47,35	7,29

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció		DO	Ciklusidő	Napi ciklusszám	Víz mennyiség	HRT	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammonia-N eltáv.	Fogyasztás
Befolyó:		mg/L	h		m ³ /d	d	[%]	[%]	[%]	kWh
KOI	1200 mg/L	1.	0,4 - 2,4	6	4	1,5	94,27	89,59	99,58	6,20
TN	70 mgN/L	2.	0,4 - 2,4	4	6	1,0	65,92	49,45	4,29	8,04
Ammonia	31,58 mgN/L	3.	0,4 - 2,4	3h 15min	7,38	0,81	63,93	50,25	7,08	7,39

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció		DO	Ciklusidő	Napi ciklusszám	Víz mennyiség	HRT	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammonia-N eltáv.	Fogyasztás
Befolyó:		mg/L	h		m ³ /d	d	[%]	[%]	[%]	kWh
KOI	600 mg/L	1.	0,4 - 3	6	4	0,81	93,06	72,94	99,92	4,72
TN	70 mgN/L	2.	0,4 - 3	4	6	1,0	93,14	49,73	75,23	8,22
Ammonia	48,38 mgN/L	3.	0,4 - 3	3h 15min	7,38	0,8	90,52	56,38	74,84	7,88

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció		DO	Ciklusidő	Napi ciklusszám	Víz mennyiség	HRT	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammonia-N eltáv.	Fogyasztás
Befolyó:		mg/L	h		m ³ /d	d	[%]	[%]	[%]	kWh
KOI	548,95 mg/L	1.	0,4 - 3	6	4	1,5	90,78	80,15	99,90	4,63
TN	63,79 mgN/L	2.	0,4 - 3	4	6	1,0	87,28	67,39	66,77	9,11
Ammonia	33,96 mgN/L	3.	0,4 - 3	3h 15min	7,38	0,81	85,80	67,92	65,17	8,59

Hybrid-FBR: 10 napos szimuláció		DO	Ciklusidő	Napi ciklusszám	Víz mennyiség	HRT	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammonia-N eltáv.	Fogyasztás
Befolyó:		mg/L	h		m ³ /d	d	[%]	[%]	[%]	kWh
KOI	1200 mg/L	1.	0,4 - 3	6	4	1,5	94,30	88,62	99,81	6,66
TN	70 mgN/L	2.	0,4 - 3	4	6	1,0	70,72	54,98	19,50	9,84
Ammonia	31,58 mgN/L	3.	0,4 - 3	3h 15min	7,38	0,81	68,76	55,79	22,16	9,04

Nagyüzemi Hybrid-FBR: 40 napos szimuláció

		DO	Ciklusidő	Napi ciklusszám	Víz mennyiség	HRT	KOI eltáv.	TN eltáv.	Ammonia-N eltáv.	Fogyasztás
		mg/L	h		m ³ /d	d	[%]	[%]	[%]	kWh
KOI	655,12 mg/L	1.	0-2	3h 25min	400	0,86	83,03	37,50	10,57	1472,20
TN	66,913 mgN/L	2.	2	3h 25min	400	0,86	91,56	61,91	69,79	2241,59
Ammonia	41,673 mgN/L	3.	0,4-3	3h 25min	400	0,86	90,43	60,51	41,34	1963,29

NYILATKOZAT

Alulírott, a Szent István Egyetem Mezőgazdaság- és Környezettudományi Karszak nappali/levelező tagozat végzős hallgatója nyilatkozom, hogy a TDK dolgozat saját munkám, melynek elkészítése során a felhasznált irodalmat korrekt módon, a jogi és etikai szabályok betartásával kezeltem. Hozzájárulok ahhoz, hogy TDK dolgozatom egyoldalas összefoglalója felkerüljön a Kar / Intézet / Szak honlapjára. A digitális verzióban (pdf formátumban) leadott TDK dolgozatom elérhető legyen az intézet dolgozói és hallgatói számára a jövőbeni munkához és szakdolgozat/diplomadolgozat készítéséhez a jogi és etikai szabályok teljes körű betartása mellett.

A TDK dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem.

Gödöllő, 20..... hó.....nap

.....
hallgató aláírása

A dolgozat készítőjének konzulense nyilatkozom arról, hogy a TDK dolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmak korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A TDK dolgozatot védelemre javaslom.

A TDK dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem.

Gödöllő, 20..... hó.....nap

.....
konzulens aláírása