

DOKTORI (PhD) ÉRTEKEZÉS

A SZENNYVÍZMINŐSÉG HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA  
A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS DINAMIKUS  
SZIMULÁCIÓJÁNÁL

Készítette: Pásztor István

Témavezető: Dr. Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem

Vegyésmérnöki Tudományok és Anyagtudományok Doktori Iskola

2010

A SZENNYVÍZMINŐSÉG HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS  
DINAMIKUS SZIMULÁCIÓJÁNÁL

Értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében

Írta:  
Pásztor István

Készült a Pannon Egyetem Vegyészmérnöki Tudományok és Anyagtudományok  
Doktori Iskolája keretében

Témavezető: Dr. Kárpáti Árpád

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton ..... % -ot ért el,

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: ..... igen /nem

.....  
(aláírás)

Bíráló neve: ..... igen /nem

.....  
(aláírás)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján .....% - ot ért el.

Veszprém,

.....  
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (PhD) oklevél minősítése.....

.....  
Az EDT elnöke

## Tartalomjegyzék

KIVONAT .....	6
ABSTRACT .....	8
AUSZUG .....	9
<b>1 BEVEZETÉS, CÉLKITŰZÉS .....</b>	<b>10</b>
<b>2 SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS.....</b>	<b>12</b>
2.1 ELEVENISZAPOS SZENNYVÍZTISZTÍTÁS-MODELLEK .....	12
2.1.1 <i>A modell fogalma és a modellek csoportosítása</i> .....	12
2.1.2 <i>A modellezés oka és célja</i> .....	13
2.1.3 <i>A szennyvíztisztítási modellek fejlődése</i> .....	14
2.1.4 <i>ASMI</i> .....	16
2.1.5 <i>Mantis és TwoStepMantis</i> .....	17
2.1.6 <i>ASM3</i> .....	17
2.1.7 <i>ASM2 és ASM2d</i> .....	18
2.1.8 <i>General és Newgeneral</i> .....	19
2.1.9 <i>Az eleveniszapos modellek különbözőségei</i> .....	20
2.2 KIEGÉSZÍTŐ MODELLEK.....	22
2.2.1 <i>Ülepítő modellek</i> .....	22
2.2.2 <i>Egyéb modellek</i> .....	24
2.3 SZENNYVÍZKOMPONENSEK A MODELLEKBEN .....	24
2.3.1 <i>Szerves komponensek</i> .....	24
2.3.1.1 <i>A KOI frakciók jellemzése</i> .....	25
2.3.1.2 <i>KOI frakciók irodalmi értékei</i> .....	28
2.3.1.3 <i>KOI frakciók mérése</i> .....	32
2.3.2 <i>Nitrogén és foszforformák</i> .....	39
2.3.3 <i>A lebegőanyag</i> .....	40
2.3.4 <i>Az összetett változók származtatása</i> .....	41
2.3.5 <i>A lúgosság</i> .....	42
2.3.5.1 <i>A lúgosság fogalma és forrása</i> .....	42
2.3.5.2 <i>A pufferkapacitás jelentősége a szennyvíztisztításban</i> .....	43
2.3.5.3 <i>A nitrogén-eltávolítás hatása a lúgosságra</i> .....	44
2.3.5.4 <i>A lúgosság a modellekben</i> .....	45
2.3.5.5 <i>A kritikus lúgosság</i> .....	45
2.4 SZENNYVÍZMINŐSÉG-MEGHATÁROZÁS ÉS A KIBOCSÁTÁSI FAJLAGOSOK .....	46
2.4.1 <i>Meglévő telepek</i> .....	46
2.4.2 <i>Új szennyvíztisztító telep</i> .....	47
2.5 SZIMULÁCIÓ A TERVEZÉSBEN .....	48
2.5.1 <i>Szimulátorok</i> .....	48
2.5.2 <i>Szimulációs protokollok</i> .....	50
2.5.3 <i>A szennyvíztisztítás szimulációjának nemzetközi tapasztalatai</i> .....	53
2.5.3.1 <i>Meglévő telepek vizsgálata, fejlesztése, optimalizációja</i> .....	53
2.5.3.2 <i>Szabályozási stratégiák modellezése</i> .....	55
2.5.3.3 <i>Új szennyvíztisztító telep tervezése</i> .....	55
2.6 SZABVÁNYOK A TERVEZÉSBEN .....	57
2.6.1 <i>A magyar szabvány</i> .....	57
2.6.2 <i>A német műszaki irányelv</i> .....	58
2.7 <i>A SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS ÖSSZEFOGLALÓJA, KÖVEZTETÉSEK</i> .....	59
<b>3 GYAKORLATI RÉSZ .....</b>	<b>61</b>
3.1 SZENNYVÍZMINŐSÉGI VIZSGÁLATOK .....	61
3.1.1 <i>Mérési kampányok, paraméterbecslések</i> .....	61
3.1.2 <i>KOI frakciók</i> .....	63
3.1.2.1 <i>KOI frakciók tervezési jelentősége</i> .....	63
3.1.2.2 <i>Mérési módszertan</i> .....	64
3.1.2.3 <i>Eredmények és értékelés</i> .....	67
3.1.2.4 <i>Szimulációs vizsgálatok</i> .....	69

3.1.3	<i>Nitrogénformák</i> .....	73
3.1.3.1	A nitrogéntartalom tervezési jelentősége .....	73
3.1.3.2	Mérési módszertan .....	73
3.1.3.3	Eredmények és értékelés .....	73
3.1.3.4	Szimulációs vizsgálatok .....	74
3.1.4	<i>A lúgosság</i> .....	75
3.1.4.1	A lúgosság szerepe a modellekben.....	75
3.1.4.2	Mérési módszer .....	77
3.1.4.3	Mérési eredmények és értékelés.....	78
3.1.4.4	A lúgosság előzetes becslésének jelentősége .....	81
3.1.4.5	Szimulációs vizsgálatok és eredmények .....	82
3.1.5	<i>Az összes lebegőanyag</i> .....	86
3.1.5.1	A szűrőpapír jelentősége, hipotézis.....	86
3.1.5.2	Mérési módszertan .....	86
3.1.5.3	Eredmények és értékelés .....	87
3.1.6	<i>Az összetett változók arányszámai</i> .....	88
3.1.6.1	Miért van szükség az összetett változókra? .....	88
3.1.6.2	Mérési módszertan .....	88
3.1.6.3	Eredmények és értékelés .....	90
3.1.7	<i>Inert szervesetlen lebegőanyag</i> .....	91
3.1.7.1	Inert szervesetlen lebegőanyag hatása az eleveniszap tulajdonságaira .....	91
3.1.7.2	Mérési módszer .....	91
3.1.7.3	Mérési eredmények és értékelés.....	91
3.1.7.4	A szimulációs vizsgálat és eredményei .....	92
3.1.8	<i>A szennyvízösszetétel vizsgálata és a hozzá kapcsolódó szimulációs eredmények összefoglalása</i> .....	94
3.2	<b>AZ EMPIRIKUS MÉRTEZÉS ÉS SZIMULÁCIÓ ÖSSZEHASONLÍTÁSA</b> .....	97
3.2.1	<i>Tervezési alapadatok</i> .....	98
3.2.1.1	Mennyiségi alapadatok: .....	98
3.2.1.2	Minőségi alapadatok .....	98
3.2.1.3	A tisztított szennyvízzel szemben támasztott követelmények .....	99
3.2.2	<i>Technológiai méretezés német műszaki irányelv szerint</i> .....	100
3.2.2.1	A szükséges iszapkor meghatározása .....	100
3.2.2.2	A denitrifikálendő nitrát mennyisége .....	101
3.2.2.3	A keletkező iszap mennyisége .....	102
3.2.2.4	Az eleveniszapos medence méretezése .....	103
3.2.2.5	Recirkulációs arány.....	104
3.2.2.6	Az oxigénbevitel .....	105
3.2.2.7	Az utóülepítő méretezése .....	107
3.2.3	<i>A műszaki irányelv szerint méretezett technológia szimulációja</i> .....	107
3.2.3.1	Szimulációs beállítások.....	107
3.2.3.2	Szimulációs eredmények.....	110
3.2.3.3	Szimulációs eredmények értékelése .....	117
3.3	<b>ESETANULMÁNY: A BALATONFŐKAJÁRI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP FEJLESZTÉSE</b> .....	119
3.3.1	<i>Balatonfőkajár szennyvíztisztító telep bemutatása</i> .....	119
3.3.1.1	A fejlesztési szükségesség.....	119
3.3.1.2	A jelenlegi biológiai tisztítás technológiája.....	120
3.3.2	<i>A jelenlegi üzem szimulációja</i> .....	121
3.3.2.1	Alapadatok .....	121
3.3.2.2	A szimulációs folyamat.....	123
3.3.2.3	A befolyó szennyvízösszetétel .....	123
3.3.2.4	A telepmodell.....	125
3.3.2.5	Szimulációs eszköz, modellek.....	126
3.3.2.6	Kalibráció, megállapítások.....	126
3.3.3	<i>A telepfejlesztés szimulációja</i> .....	131
3.3.3.1	A fejlesztés szimulációja a jelenlegi terhelés mellett .....	132
3.3.3.2	A fejlesztés szimulációja a prognosztizált terhelés mellett .....	135
3.3.4	<i>Összefoglalás az esettanulmányhoz</i> .....	136
4	<b>AZ EREDMÉNYEK GYAKORLATI ALKALMAZHATÓSÁGA</b> .....	137
5	<b>ÖSSZEFOGLALÁS</b> .....	140
6	<b>TÉZISEK</b> .....	144
7	<b>THESES</b> .....	148

<b>8</b>	<b>HIVATKOZÁSOK .....</b>	<b>151</b>
<b>9</b>	<b>MELLÉKLETEK .....</b>	<b>163</b>
<b>10</b>	<b>FÜGGELÉK.....</b>	<b>171</b>
10.1	ASM1 PETERSEN MÁTRIX .....	173
10.2	ASM2D PETERSEN MÁTRIX.....	174
10.3	ASM3 PETERSEN MÁTRIX .....	178
10.4	MANTIS PETERSEN MÁTRIX.....	180
10.5	NEWGENERAL PETERSEN MÁTRIX .....	181
<b>11</b>	<b>KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS .....</b>	<b>188</b>

## Kivonat

A disszertáció összefoglalja a szennyvíztisztítás modellezésével és szimulációjával kapcsolatos ismereteket, kiemelve a szennyvízösszetétel-vizsgálatok nemzetközi tapasztalatait. Az értekezés rávilágít arra, hogy a nyers települési szennyvizek modellezés szempontú összetételével és a szennyvíztisztítás-szimuláció tervezésben való alkalmazásával kapcsolatban kevés hazai információ található a szakirodalomban.

A szerző közép-dunántúli szennyvíztisztító telepek nyers szennyvizeinek STOWA-protokoll szerinti frakcionálásával meghatározta azok főbb KOI frakcióit. A mérési eredmények szerint a szennyvizek összes KOI-ja átlagosan 4,6%-ban inert oldott; 21,9%-ban gyorsan bontható szubsztrát; 49,8%-ban lassan bontható szubsztrát, 23,7%-ban inert lebegő frakcióhoz tartozik. Megállapítható ezért, hogy a vizsgált szennyvizek átlagos KOI frakció arányai megfelelnek a szakirodalomban javasolt értéktartományoknak.

A dolgozat az összetett változók (TSS,  $BOI_5$ ) szimulációs származtatásához szükséges egyes arányszámok a vizsgált régióban jellemző átlagos értékét is meghatározta, úgymint: lebegő KOI/VSS=1,91;  $BOI_5$ /bontható KOI=0,69; VSS/TSS=0,72.

A szerző a nyers szennyvizek lúgossága és a szennyvizek ammónium tartalma között lineáris összefüggést mutatott ki, és bizonyította egy olyan lúgosság szegmens jelenlétét a települési szennyvízben, amely az ivóvíz lúgosságától és az ammónium koncentrációtól egyaránt független. Az összefüggés szerint az ivóvíz lúgosságának és a szennyvíz ammónium koncentrációjának ismeretében a nyers szennyvíz lúgossága mérés nélkül megbecsülhetővé vált.

A szimulációs vizsgálattal bizonyításra került, hogy a települési szennyvizek tisztításánál a lúgosság vegyszerrel történő emelése általában szükségtelen, a nyers szennyvizek összes lúgossága (átlag 15,3 mmol/l) megfelelő pufferkapacitást biztosít a tisztítás során fellépő savasodási folyamatokkal szemben. Ugyanakkor a hazai szennyvizek nagy TKN koncentrációja miatt, denitrifikáció (vagy nagy mértékű szimultán denitrifikáció) hiányában, a nitrifikáló rendszerek ammónium oxidációja jelentősen befékeződhet.

A disszertáció második részében egy elődenitrifikációs elveniszapos szennyvíztisztítási technológia méretezése került bemutatásra a hazai tervezési gyakorlatban is elterjedt ATV-A 131 német méretezési irányelv szerint. A szerző a méretezés során kapott technológiai paramétereket (reaktortérfogatok, recirkulációk, stb.) alapul véve, azonos bemenő adatokkal (mennyiség, minőség, hőmérséklet, stb.) ellenőrző modellszámításokat végeztet számítógépes szimulációval. Az összehasonlító vizsgálat során kiderült, hogy nem csak az empirikus számítás és a vizsgált modellek (ASM1, ASM2d, ASM3, Newgeneral, Mantis) méretezési eredményei (iszaphozam, oxigénigény, elfolyó szennyvízminőség, stb.) térnek el egymástól, hanem az egyes modellek egymáshoz képest is más eredményeket produkálnak.

Az értekezés zárófejezeteként a balatonfőkajári szennyvíztisztító telep fejlesztését bemutató szimulációs esettanulmány bizonyítja, hogy a befolyó szennyvízösszetétellel kapcsolatos új eredmények a tervezési-szakértői gyakorlatban jól hasznosíthatók.

## **Abstract**

### **Examination of the effect of wastewater composition in dynamic wastewater treatment simulation**

During his work, the author carried out examinations to determine detailed composition of municipal wastewater for modeling purposes. COD fractions of wastewater samples of the Middle Transdanubian region of Hungary were analyzed according to STOWA protocol and the results (XI=23.7%, XS=49.8%, SI=4.6%, and SS=21.9%) obtained were consistent with literature data.

The alkalinity measurements and simulation performed have shown that the addition of external alkalinity to raw municipal wastewater is not necessary to achieve pH drop avoidance and nitrification stability in wastewater treatment plants (WWTPs).

As WWTP dimensioning tools, some activated sludge models and the German ATV-A 131 standard were compared. It was observed that not only were the dimensioning results of the standard and the models different, but the model results were also diverse.



## **Auszug**

### **Die Untersuchung der Abwasserqualität während der dynamischen Simulation der Abwasserreinigung**

In der vorliegenden Arbeit wurden Untersuchungen durchgeführt, die detaillierte Zusammensetzung des kommunalen Abwassers vom Mittel-Transdanubien zur Modellierung bestimmen. Im Rahmen dieser Dissertation erfolgte die Analyse der CSB Fraktionen nach dem STOWA-Protokoll, wobei die empirisch gewonnenen Ergebnisse ( $X_I=23.7\%$ ,  $X_S=49.8\%$ ,  $S_I=4.6\%$ , und  $S_S=21.9\%$ ) von den Daten, die in der einschlägigen Literatur zu finden sind, wesentlich nicht unterschiedlich sind.

Mit Hilfe von Alkalitätsmessung und Simulationen wurde bewährt, dass die äußere Zugabe der Alkalität zum rohen kommunalen Abwasser, das noch nicht verarbeitet wurde, in der Regel zur Prävention der pH-Reduktion sowie zur Aufrechterhaltung der Nitrifikationsstabilität der Abwasserreinigungsanlagen unnötig ist.

Einige Belebtschlamm-Modelle und die deutschen ATV-A 131 Normen wurden als Berechnungsmodelle für Abwasserreinigungsanlagen miteinander verglichen. Es konnte beobachtet werden, dass nicht nur die Berechnungsergebnisse der Norm sowie die der Modelle unterschiedlich waren, sondern auch die Ergebnisse der Modellierung voneinander abgewichen haben.

# 1 Bevezetés, célkitűzés

A szennyvíztisztítás a nyersanyag-feldolgozás volumenét tekintve a világ legnagyobb iparága [Jeppson 1996], a legelterjedtebb tisztítási eljárás azon belül pedig az eleveniszapos szennyvíztisztítás. A technológia folyamatos megismerése és fejlesztésének igénye lehetővé tette, és egyúttal meg is követte a szennyvíztisztítási folyamatok modellezését. Az eleveniszapos eljárások modellezése és szimulációja a kutató laboratóriumokból már átkerült a mérnöki gyakorlatba.

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás biokinetikai modelljeit alkalmazó szimulációs szoftverek napjainkban a kereskedelmi forgalomban is nagy választékban kaphatók. A hazai szennyvíztisztítási szakemberek (tervezők, szakértők, üzemeltetők) ennek kapcsán kezdenek megismerkedni ezen programok által nyújtott lehetőségekkel [Pásztor - Sulyok 2006]. Következésképpen az empirikus összefüggéseken alapuló méretezési eljárások egyeduralma a technológiai tervezésben megszűnőben van, a tervezők is egyre gyakrabban próbálják alkalmazni a mérnöki gyakorlatban a szimulációs szoftvereket. Ugyanakkor az empirikus méretezési eljárásokhoz szokott tervezők sok esetben nem ismerik a szimulátorok alkalmazhatósági határait, ráadásul kérdéseket vet fel a modellparaméterek hazai körülményekhez való illesztése is.

Alapvető probléma, hogy a szimulációs szoftverek nyers szennyvízminőségre vonatkozó alapértelmezett beállításai nem csak a szennyvíz töménységében, de az összetevők arányában is jelentősen eltérhetnek a Magyarországon jellemző értékektől. A mindenkori szennyvíz összetételének (KOI frakciók, lúgosság, nitrogénformák stb.) költség- és időigényes vizsgálata megoldás lenne a befolyó szennyvíz modellezés szempontú jellemzésére, de erre általában nincs lehetőség.

A szennyvíztisztítási eljárások modellezése csak néhány évtizedes múltra tekint vissza, mégis tucat szám lehettek fel szennyvíztisztítási modellek a szakirodalomban. A modellek komplexitásukban és alapértelmezett paraméterezésükben olyannyira különbözőek, hogy matematikai összefüggéseik alapján, gyakorlati alkalmazhatóságuk nem mérhető fel és nem hasonlítható össze. A modellenként különböző számú tisztítási folyamatot leíró,

alapértelmezett kinetikai- és sztöchiometriai paraméterezésben eltérő modellek, más eredményeket produkálhatnak a szennyvíztisztítási technológiák méretezésére alkalmazva.

A doktori dolgozat célja a szimulációval segített szennyvíztisztító telep méretezéssel kapcsolatos ismereteinek összegzése, az új eredmények bemutatása, kiemelve a Magyarországra, illetve a Közép-Dunántúlra jellemző egyedi viszonyokat. A dolgozat földrajzilag a Közép-Dunántúlra koncentrál, azonban néhány, a mintázási körbe bevont szennyvíztisztító telep kívül esik a szigorúan vett földrajzi régióból.

A vizsgálódás alapvetően két tématerületet érint; az egyik a nyers szennyvíz modellezés szempontú összetételének vizsgálata és a tervezési alapadatok meghatározása, a másik pedig a szennyvíztisztítási modellek és a szabványosított méretezési eljárások összehasonlító elemzése.

A bemutatásra kerülő modellezés szempontú nyers szennyvízösszetétel-vizsgálatok során kiemelt jelentőséggel bír a KOI frakciók meghatározása, mert ilyen adatok a hazai szennyvizek esetében alig állnak rendelkezésre, ugyanakkor ezen frakciók jelentősen befolyásolják a tervezési eredményeket (oxigénigény, iszapfozom, elfolyó KOI stb.). A dolgozat gyakorlati részében a KOI frakció-mérések mellett kitüntetett szerepet kap a nyers szennyvíz lúgosságtartalmának meghatározása, és ezen paraméterek modellezésben betöltött szerepének értékelése.

A gyakorlati munkarész második felében azonos szimulációs környezetben alkalmazott kalibrálatlan szennyvíztisztítási modellek és az empirikus összefüggéseken alapuló szabványosított méretezési eljárások összehasonlítására kerül sor. Az összehasonlítás során értékelt főbb szempontok: szükséges iszapkor, iszapfozom, oxigénigény, a nitrifikáció hőmérsékletfüggése. A gyakorlati rész a kutatási eredmények alkalmazását bemutató esettanulmánnyal zárul.

A továbbiakban bemutatásra kerülő, a fenti témákat érintő kutatási eredmények az elveniszapos szennyvíztisztítási technológiák tervezésével, szimulációjával foglalkozó szakemberek részére kíván iránymutatást és segítséget nyújtani, szem előtt tartva a magyarországi sajátosságokat (jellemző szennyvízminőség, mérésre fordítható költségek stb.).

## 2 Szakirodalmi áttekintés

### 2.1 Eleveniszapos szennyvíztisztítás-modellek

#### 2.1.1 A modell fogalma és a modellek csoportosítása

A *modell* valamely jelenség, rendszer jellemzőit, összefüggéseit kifejező, ábrázoló, jelképező logikai vagy matematikai formula [Juhász et al. 1975]. A modellek csoportosítása számos szempont szerint lehetséges. A következőkben néhány fontosabb modellcsoportot mutatok be:

##### *a, Dinamikus, statikus modellek*

A dinamikus modellek időben változó, míg a statikus modellek időben állandó jelenségek jellemzésére alkalmasak. Statikus modelleken belül értelmezhetjük az állandósult állapotmodelleket, melyek a vizsgált (dinamikus) rendszer viselkedését egyensúlyi állapotban írják le.

##### *b, Sztochasztikus, determinisztikus modellek*

A determinisztikus modellek egyértelmű, számszerűsíthető eredményt adnak, a beállított paraméterek és input adatok egyértelműen meghatározzák a modell outputját. A sztochasztikus modell valamilyen véletlenszerűséget is figyelembe vesz, így az outputja nem konkrét szám, hanem valamilyen gyakorisági eloszlás.

##### *c, Mechanisztikus, empirikus modellek*

A mechanisztikus modellek a rendszer alapvető folyamatainak ismeretén alapulnak, míg az empirikus modellek belső folyamatok ismerete nélkül, a rendszer külső tapasztalati információi alapján állapítanak meg összefüggéseket [Jeppson 1996].

A modellek csoportosíthatók még a modellezés tárgya alapján (pl.: meteorológiai, kémiai stb.), így az eleveniszapos szennyvíztisztítás mint biológiai rendszer matematikai modellje egyszerűen biológiai modellnek nevezhető. A fentiek értelmében a dolgozat tárgyát képező eleveniszapos szennyvíztisztítási modellek a determinisztikus, mechanisztikus és dinamikus biológiai modellek közé tartoznak.

### **2.1.2 A modellezés oka és célja**

A modellezés alkalmazása olyan esetekben praktikus, ha a valós rendszer vizsgálata túl költséges, túl időigényes, vagy túl veszélyes lenne, illetve, ha a vizsgálandó jelenség nem létezik [Jeppson 1996]. A szennyvíztisztítás modellezése bármely fenti okból kifolyólag indokolt vizsgálati eljárás lehet.

A szennyvíztisztítás-modellek alkalmazásának széles köre az alábbi célok valamelyikét valósítja meg [Jeppson 1996, Morgenroth et al. 2002, Snowling et al. 2009]:

- *Tervezés:* meghatározott körülményekre szabott optimális tervezés, technológiai alternatívák kiválasztása
- *Kutatás:* új hipotézisek tesztelése, folyamatok mélyebb megismerése
- *Folyamatirányítás:* új szabályozási stratégiák kipróbálása az üzemelő telepek veszélyeztetése nélkül
- *Előrejelzés:* telepek jövőbeni üzemének értékelése prognosztizált terhelési viszonyok mellett
- *Üzemeltetés:* üzem- és költségoptimalizáció, jogi szabályozások és kibocsátási határértékek figyelembevételével
- *Középfokú oktatás:* a szennyvíztisztító telep kezelő személyzetének oktatása, haváriahelyzetek lehetséges technológiai beavatkozásainak kipróbálása
- *Felsőfokú oktatás:* a környezetmérnök-képzésben képzési szintnek megfelelően, az alapképzéstől a doktori képzésig meg lehet találni a modellek alkalmazásának megfelelő mélységét, a szimulátorok használatától a modellfejlesztésig.

### 2.1.3 A szennyvíztisztítási modellek fejlődése

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás modellezésének már több évtizedes múltja van, a rendelkezésre álló biológiai modellek száma már több tucatra tehető. A szennyvíztisztítási gyakorlatban azonban csak néhány modell alkalmazása terjedt el, ezek legtöbbször az IWA munkacsoportja által kidolgozott ún. ASM (Activated Sludge Model) modellcsaládba tartozik, vagy ezen modelleken alapul. [Gernaey et al. 2004].

Az első modellek, mint pl. a Monod-Herbert modell csak a szervesanyag-eltávolítás folyamatait írta le, a későbbi modellek kiegészítésre kerültek a nitrogéneltávolítás (pl.: ASM1, ASM3) és a foszforeltávolítás (pl.: ASM2, ASM2d) folyamatainak egyenleteivel [Henze et al. 1987, 1995, 1999, 2000] is. Ezen modellek mindegyikét tudományos publikációkban közzétették, a modellezett folyamatok egyenletei és az alapértelmezett paraméter-beállítások teljes egészében hozzáférhetőek, megismerhetőek (2.1.3. táblázat).

A kereskedelmi forgalomban kapható szimulációs szoftverek elterjedésével, megjelentek egyes szimulátor fejlesztő cégek saját fejlesztésű, zárt forráskódú modelljei is, melyek működése teljes egészében nem ismerhető meg és csak bizonyos modellparaméterek változtatására nyílik lehetőség (BioWin, EFOR, JASS, STOAT) [Morgenroth et al. 2002].

A modellek fejlődésük során egyre komplexebbek lettek, a befoglalt folyamatok és az állapotváltozók száma egyre nőtt. A Monod-Herbert modell 2, az ASM1 modell 8, az ASM2d 21, a legújabb zárt forráskódú modellek akár 50 fölötti tisztítási folyamat leírását is lehetővé tették. A modellek nem csak a folyamatok és állapotváltozók számában, hanem a feltételezett egyszerűsítésekben, a kinetikai-, sztöchiometriai paraméterek és a hőmérsékleti tényezők alapértelmezett beállításaiiban is eltérnek egymástól. A bőség zavarában az egyszerű felhasználó nehezen tudja eldönteni, hogy éppen melyik modell alkalmazása célszerű.

### 2.1.3. táblázat Fontosabb publikált eleveniszapos szennyvíztisztítási modellek

<b>Modell megnevezése</b>	<b>Modellezett eltávolítási folyamatok</b> (CN=szén és nitrogén, CNP=szén, nitrogén és foszfor)	<b>Hivatkozás</b>
Monod-Herbet modell	C	Henze et al. 1987
Dold féle General modell	CN	Dold et al. 1980
ASM1	CN	Henze et al. 1987
Mantis (ASM1 + Münch féle módosítások)	CN	Münch et al. 1996
ASM3	CN	Henze et al. 2000
Comeau féle EBPR modell	P	Comeau et al. 1986
Wentzel BioP modell	P	Wentzel et al. 1989
ASM2	CNP	Henze et al. 1995
General modell tápanyag eltávolítással (Wentzel BioP modell + ASM1)	CNP	Dold 1990
Newgeneral modell	CNP	Barker - Dold 1997
TUDP (ASM2 + Delft Bio-P modell)	CNP	Murnleitner et al. 1997 van Veldhuizen et al. 1999
ASM2d	CNP	Henze et al. 1999
ASM3 + EWAG BioP modul	CNP	Rieger et al. 2001

Újabb szennyvíztisztítási-modellek fejlesztése és a meglévők finomítása várhatóan a jövőben is folytatódni fog. Az új modellek fejlesztésében lehetséges irányok lehetnek: a hagyományostól eltérő nitrogéneltávolítási utak modellezése, a biofilmes (MBBR) modellek, az ipari szennyvíztisztítási-modellek vagy a szennyvíztisztítási- és iszaprothasztási komplex modellek fejlesztése [Thury et al. 2009, Khin – Annachatre 2004, Plattes 2008, Schraa et al. 2008, Copp et al. 2005, Bye et al. 2009]. A hagyományos szennyvíztisztítási-modellek legújabb fejlesztési lehetőségeit mutatja be Takács [2008] doktori értekezésében: iszapduzzadás modellezése, foszforkicsapátás Fe és Al sókkal

egyensúlyi reakciókban, Struvit-kicsapódás, pH-modellezés, dinamikus iszapkor meghatározás stb.

A továbbiakban a dolgozat kísérleti részében is alkalmazott, GPS-X szimulációs szoftverben előre definiált biológiai modellek rövid ismertetése következik. A modellek Petersen-mátrixait a Függelék tartalmazza.

#### **2.1.4 ASM1**

Az 1987-ben publikált ASM1 [Henze et al. 1987] koncepcionális alapjait Dold és kutatócsoportja által kidolgozott eleveniszapos modell szolgáltatta [Dold et al. 1980]. Az ASM1 modell egyértelműen mind kutatói, mind a mérnöki gyakorlatban egyaránt a legelterjedtebb és a legelfogadottabb modell lett a világon. A modell gyakorlati alkalmazásának több évtizedes nemzetközi tapasztalata, kalibrációjának pedig széleskörű irodalma van [Gernaey et al. 2004]. A modell csak C és N eltávolítást leíró 8 folyamata könnyen megérthető, ezért a kalibrációja is viszonylag egyszerű.

A modellezett tisztítási folyamatok [Henze et al. 1987]:

1. Heterotrófok aerob szaporodása
2. Heterotrófok anoxikus szaporodása
3. Heterotrófok pusztulása
4. Autotrófok aerob szaporodása
5. Autotrófok pusztulása
6. Lebegő szerves anyag hidrolízise
7. Lebegő szerves nitrogén hidrolízise
8. Oldott szerves nitrogén ammonifikációja

Fontos megjegyezni, hogy az ASM1 kinetikai paraméterek hőmérsékletfüggése nem része az eredeti modellnek, de a szimulációs szoftverek általában pótolják ezt a hiányosságot.



### 2.1.5 Mantis és TwoStepMantis

A Hydromantis Inc. [2006] által kidolgozott Mantis modell az ASM 1 modellen alapszik csak néhány jelentősebb módosítást vezetett be:

- Két új folyamat révén modellezhetővé teszi a biomassza szaporodását aerob- és anoxikus körülmények között, nitráton mint nitrogén forráson, ammónia hiányában is.
- Münch és munkatársai [1996] javaslatai alapján egy új féltelítési állandó bevezetésével a modell lehetővé teszi az anoxikus biomassza növekedési sebességének aerobtól független beállítását, ezáltal az aerob körülmények mellett lejátszódó szimultán denitrifikáció modellezését.
- A kinetikai paraméterek hőmérsékletfüggését Arrhenius-összefüggés alapján adja meg.

A Mantis modellnek később kifejlesztették a kétlépcsős nitrifikációt ( $\text{NH}_4^- \rightarrow \text{NO}_2^-$ ;  $\text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$ ) modellező változatát (TwoStepMantis), amely már 15 modellezett folyamatot tartalmaz [Hydromantis 2006]. A nitrifikáció egylépcsős folyamatként történő modellezése általában elfogadható egyszerűsítés. A kétlépcsős nitrifikáció modellezése olyan telepek esetén fontos, ahol a szennyvíz nitrit tartalma jelentős, vagy ha vízhőmérséklet  $20\text{ }^\circ\text{C}$  fölött van [Gernaey 2004].

### 2.1.6 ASM3

A 12 folyamatot leíró ASM3 modell szintén az ASM1-nek a továbbfejlesztése, amely számos módosítást eredményezett, melyek közül az alábbiak a legfontosabbak [Gujer et al. 1999, Henze et al. 2000]:

- A hidrolízis független az elektronakceptortól, anoxikus és aerob körülmények között azonos sebességű
- Kisebb anoxikus hozam-konstansok lettek bevezetve
- Nitrogén- és lúgosságlimitáció a folyamatokban
- Megjelent a KOI betárolás folyamata aerob- és anoxikus környezetben

- Endogén légzés beszámítása az oxigénfogyasztásba
- Megkülönböztethető a nitrifikálók anoxikus- és aerob körülmények közötti pusztulási sebessége
- A biológiailag bontható lebegő nitrogén hidrolízisét és az oldott szerves nitrogén ammonifikációját elhagyták, helyette minden KOI frakció konstans C/N - arányát definiálták [Hydromantis 2006, Germaey 2004].

### 2.1.7 ASM2 és ASM2d

Az 1994-ben megjelent, ASM1 alapokra épülő ASM2 már a vegyszeres és a biológiai foszforeltávolítás folyamatait is magába foglalta. A modellt számos téren pontosítva 1998-ban ASM2d néven újra publikálták [Henze et al. 1995, 1999]. Az ASM2d fő eltérése az ASM2-hez képest, hogy a foszforakkumuláló baktériumok ( $X_{PAO}$ ) szaporodását és a poli-foszfát betárolását anoxikus környezetben egyaránt modellezi a denitrifikáló  $X_{PAO}$  feltételezésével.

Az ASM2d modellezett folyamatait az alábbi csoportokra bonthatók:

#### Hidrolízis folyamatai:

- A lassan bontható szubsztrát hidrolízise anoxikus-, aerob- és anaerob környezetben (1.-3. folyamatok)
- Az ASM1-ben megtalálható, biológiailag bontható lebegő nitrogén hidrolízisét és az oldott szerves nitrogén ammonifikációját elhagyták, helyette minden KOI frakciónként külön - külön konstans C/N- arány adható meg.

#### Heterotróf baktériumok folyamatai:

- Aerob- és anoxikus szaporodás két szubsztráton (4.-7. folyamatok)
- Szerves anyag fermentációja (8. folyamat)
- Heterotrófok pusztulása (9. folyamat)

#### Foszforakkumuláló baktériumok ( $X_{PAO}$ ) folyamatai:

- Fermentációs termék ( $S_A$ ) betárolása (10. folyamat)
- Poli-foszfát betárolás anoxikus- és aerob körülmények között (11.-12. folyamatok)
- $X_{PAO}$  szaporodása anoxikus- és aerob körülmények között (13.-14. folyamatok)
- A  $X_{PAO}$  és a betárolt termékek pusztulási-bomlási folyamatai (15.-17. folyamatok).

#### Autotróf baktériumok ( $X_{AUT}$ ) folyamatai:

- $X_{AUT}$  aerob szaporodása (18. folyamat)
- $X_{AUT}$  pusztulása és bomlása (19. folyamat).

#### Vegyszeres foszforeltávolítás folyamatai:

- Kicsapás (20. folyamat)
- Visszaoldódás (21. folyamat).

### **2.1.8 General és Newgeneral**

Az 1990-ben publikált, Dold [1990] nevével fémjelzett General modell az ASM1 és Wentzel BioP modelleljének ötvözéseként jött létre [Wentzel et al. 1987]. A General modell később részleteiben finom módosításokon esett át, és 1997-ben újra publikálták [Barker – Dold 1997].

A GPS-X szimulátor modellkészletében megtalálható Newgeneral modell az 1997-es, finomított General modell adaptációja [Hydromantis, 2006, Barker – Dold 1997].

A modell összesen 36 eltávolítási folyamatot tartalmaz, ezért jóval bonyolultabb, mint az ASM2d. Bár az állapotváltozók száma azonos (19db), azokból csak 14 tölt be azonos szerepet, és az eltávolítási folyamatok is sokban különböznek. Az ASM2d egy leegyszerűsített, és csak a legfontosabb folyamatokra szorítkozó modell a Newgeneral modellhez képest.

Az ASM2d-től való főbb eltérések:

- A modell megtartotta az ASM1 alapfolyamatait, így a szerves nitrogén hidrolízisét és az ammonifikációt is
- A heterotróf és foszfor akkumuláló baktériumok szaporodása nitriten és nitráton mint sejtszintézishez szükséges nitrogénforráson egyaránt modellezett
- A foszforakkumulálók aerob- és anoxikus szaporodása nem csak betárolt szubsztráton, hanem rövid szénláncú illó savakon is lehetséges (ez a körülmény ritkán áll elő)
- A betárolt polifoszfát két típusát különbözteti meg: visszaoldódó és nem visszaoldódó
- A biológiai többlet foszforeltávolítás nem hőmérsékletfüggő folyamat
- Vegyszeres foszforeltávolítás nincs a modellben
- A lúgosság nem limitálja a biomassza-szaporodást
- Az egyes folyamatokra (anaerob- és anoxikus hidrolízis, fermentáció, PHB-betárolás) KOI anyagmérleg nem írható fel a modellbe épített „KOI veszteségek miatt”. A folyamatok KOI vesztesége faktorokkal adható meg, vagy ki is kapcsolható.

### **2.1.9 Az eleveniszapos modellek különbözőségei**

Az évek során megjelent újabbnál újabb eleveniszapos modellek nem csak egyszerűen az előző modellek kiegészítései, hanem minden modellnek van valamilyen egyedi tulajdonsága, ami miatt célszerűen alkalmazható speciális szimulációs feladatokra. Gyakran nem a komplexitása, hanem éppenséggel az egyszerűsége teszi a modellt praktikusan alkalmazhatóvá [Hydromantis 2006]. A GPS-X szimulátor eszközkészletében megtalálható fontosabb eleveniszapos modellek főbb jellegzetességeit a 2.1.9. táblázat foglalja össze.

**2.1.9. táblázat** Eleveniszapos szennyvíztisztítási modellek főbb jellegzetességei  
[Hydromantis 2006 - kiegészítve]

	ASM1	ASM3	Mantis	TwoStep-Mantis	ASM2d	New-General
<b>Fermentáció</b>					X	X
<b>Nitrifikáció/denitrifikáció</b>	X	X	X	X	X	X
<b>Aerob denitrifikáció</b>			X	X		
<b>Aerob szubsztrát betárolás</b>		X				
<b>KOI veszteség</b>						X
<b>Kétlépcsős nitrifikáció</b>				X		
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mint N forrás sejtszintézishez</b>			X	X		X
<b>Lúgosság nyomon követése</b>	X	X	X	X	X	
<b>Lúgosság a szaporodás limitálója</b>					X	
<b>Biológiai foszforeltávolítás</b>					X	X
<b>Foszfor kicsapatás</b>					X	
<b>Állapotváltozók száma (db)</b>	13	13	14	19	19	19
<b>Folyamatok száma (db)</b>	8	12	10	15	19	36

A modellek nem csak a modellezett folyamatok és állapotváltozók számában különböznek, hanem az azonos névvel illetett folyamatok sebességi egyenletei és azok alapértelmezett kinetikai-, sztöchiometriai paraméterértékei is modellenként eltérőek lehetnek. Tovább nehezíti a modellek összehasonlíthatóságát, hogy a kinetikai paraméterek hőmérsékletfüggése is modelfüggő (Arrhenius-egyenlet hőmérsékleti tényezője). Példaként a modellenként különböző autotróf biomassza szaporodás-sebességi egyenletek, kinetikai paraméterek és hőmérsékleti tényezők említhetők (2.9.1a és 2.1.9b táblázat). A táblázatok adatai jól szemléltetik, hogy a szennyvíztisztítási modellek olyan sok részletben különbözhetnek, hogy csupán a modellek elméleti megismerése (Petersen-mátrix) alapján azok valós szimulációs feladatokban várható működése, nem jósolható meg és nem hasonlítható össze.

**2.9.1a táblázat** Autoróf biomassza szaporodási-egyenletek eleveniszapos szennyvíztisztítás-modellekben [Henze et al. 1987, Hydromantis 2006, Henze et al. 1999, Barker – Dold 1997, Gujer et al. 1999]

Modell neve	Autotróf biomassza aerob szaporodás-sebességi egyenlete
<ul style="list-style-type: none"> <li>• ASM1</li> <li>• Mantis</li> <li>• Newgeneral</li> </ul>	$m = m_{\max} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot X_{AUT}$
<ul style="list-style-type: none"> <li>• ASM3</li> </ul>	$m = m_{\max} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}$
<ul style="list-style-type: none"> <li>• ASM2d</li> </ul>	$m = m_{\max} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PO_4} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}$

**2.8.1b táblázat** Modellek alapértelmezett paraméter-beállításai [Henze et al. 1987, Hydromantis 2006, Henze et al. 1999, Barker – Dold 1997, Gujer et al. 1999]

Megnevezés:	Jelölés:	ASM1	Mantis	ASM2d	New-general	ASM3
Autotróf max. szaporodási sebesség (d <sup>-1</sup> )	μ <sub>AUT</sub>	0,8	0,75	1	0,75	1
Ammónium szubsztrát féltelítési állandó (gN m <sup>-3</sup> )	K <sub>NH4</sub>	1	1	1	1	1
Foszfor féltelítési állandó (gP m <sup>-3</sup> )	K <sub>P</sub>			0,01		
Oxigén féltelítési áll. nitrifikálókra (gO <sub>2</sub> m <sup>-3</sup> )	K <sub>O,A</sub>	0,4	0,2	0,5	0,5	0,5
Bikarbonát félt. áll. nitrifikálókra (gHCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> m <sup>-3</sup> )	K <sub>ALK</sub>			0,5		0,5
μ <sub>AUT</sub> hőmérsékleti tényező (-)	θ <sub>μA</sub>	1.103	1.123	1,111	1,123	1,111

## 2.2 Kiegészítő modellek

### 2.2.1 Ülepítő modellek

A eleveniszapos szennyvíztisztító telepek szimulációjához általában nem elegendő kizárólag biológiai modellek alkalmazása, technológiától függően több kapcsolódó modellre is szükség lehet. Hagyományos eleveniszapos eljárások esetén általában legalább egy biológiai és egy ülepítő modell együttes alkalmazására van szükség. Az elő- és utóülepítés dinamikus körülmények között általában 0 vagy 1 dimenziós ülepítő-modellekkel történik, erre a célra legszéleskörűben a Takács-féle ülepítőmodellt alkalmazzák [Takács et al. 1999]. A 0 és 1 D ülepítőmodellek a műtárgyak geometriai és

üzemviteli (pl.:kotró) sajátosságait nem képezik le, pedig ezek az eleveniszapos rendszer szempontjából nagy fontossággal bírnak [Patziger 2007]. Patziger és munkatársai [2008] kifejlesztettek és a gyakorlatban sikerrel alkalmaztak ülepitő geometriát is figyelembe vevő, reaktormodellel összekapcsolható, két dimenziós ülepitőmodellt. Ezen modellek széleskörű elterjedése a mérnöki gyakorlatban egyelőre még nem várható.

Az egyszerűbb ülepitőmodellek csak a fáziszétválasztás fizikai folyamatát írják le, az ülepitőben lévő eleveniszap biológiai aktivitását figyelmen kívül hagyják [Otterphol – Feund 1992, Dupont – Dahl 1995]. Az ülepitő modellek pontatlanul képezik le az elfolyó lebegőanyag tartalmát, mert az elfolyó szennyvíz lebegőanyag koncentrációja az ülepedési függvény nem mérhető tartományába esik. Ennek a problémakörnek még nem dolgozták ki a megoldását, az ismert közelítő függvények kidolgozásától eltekintve.

Az ún. reaktív ülepitőmodellek, az ülepitő egyes rétegeit tökéletesen kevert reaktornak feltételezve, az eleveniszapos modellek folyamatait az ülepitő iszapjában is nyomon követik. A reaktív modellekkel az ülepitőben lejátszódó kedvezőtlen folyamatok, úgymint a spontán denitrifikáció vagy foszfor-visszaoldódás folyamatai is szimulálhatóvá válnak [Domokos et al. 2005]. Dinamikus szimulációknál az ülepitőmodell típusa jelentősen befolyásolhatja a szimulált elfolyó szennyvízminőséget, és az ülepitőmodell az iszaprecirkuláción keresztül, visszahat a biológiai modell működésére is [Holenda et al. 2006].

A szennyvíziszap tényleges mikrobiális összetétele sokszínű és változatos (baktériumok, Protozoa, Metazoa), ebből adódóan az ülepihetőséget befolyásoló iszapszerkezet is minden szennyvíziszapban különböző lehet [Pásztor et al. 2006]. Az elterjedt ülepitőmodellek hiányossága, hogy nem tudják számításba venni az eleveniszap egyedi morfológiájára (fonalásodás, iszapduzzadás, stb.) visszavezethető ülepedési zavarokat. Az iszapszerkezet modellezésére történtek ugyan próbálkozások, ezen modellek mégsem épültek be szimulációs gyakorlatba [Takács – Fleit 1995]. Az iszap egyes ülepedési problémáit, mint például a magas iszapindex értékek, az ülepitő modellek bizonyos mértékben figyelembe veszik az ülepedési függvényen keresztül. Az ülepedési függvényt azonban mindig helyszíni mérésen keresztül kell felvenni.

## **2.2.2 Egyéb modellek**

A nagy tartózkodási idővel jellemezhető szennyvízgyűjtő-rendszerekben a szennyvíz biokémiai átalakulása már a szennyvízcsatornákban és nyomóvezetékben megindul, a szennyvíz minőségében bekövetkező változások befolyásolják a szennyvíztisztító telep biológiai N és P eltávolítási hatásfokát [Gall et al. 1995]. A szennyvízgyűjtő rendszerben lejátszódó biológiai folyamatok az eleveniszapos modellek adaptációjával készült reaktív csatornamodellekkel közelíthetők [Hullsmann – Gujer 2002].

Esetenként szükség van az iszapkezelés és az iszapvonalí csurgalékvíz-visszavezetés hatásainak szimulációjára, ilyenkor elsősorban az anaerob iszaprohasztás modellek alkalmazása jöhet számításba [Batstone et al. 2002, Copp et al. 2005].

A legtöbb szimulációs szoftver tartalmaz a fenti biológiai és ülepítő modelleken kívül egyszerűbb hidraulikai és fizikai-kémiai folyamatokat leíró kiegészítő műtárgymodelleket (pl.: homokfogó, osztó, egyesítő, kiegyenlítő medence, gravitációs sűrítő, víztelenítő, homokszűrő, membránszűrő, vegyszeradagolások, stb.), melyek segítségével az összetett telepkonfigurációk dinamikus szimulációjára is lehetőség nyílik [Hydromantis, 2006].

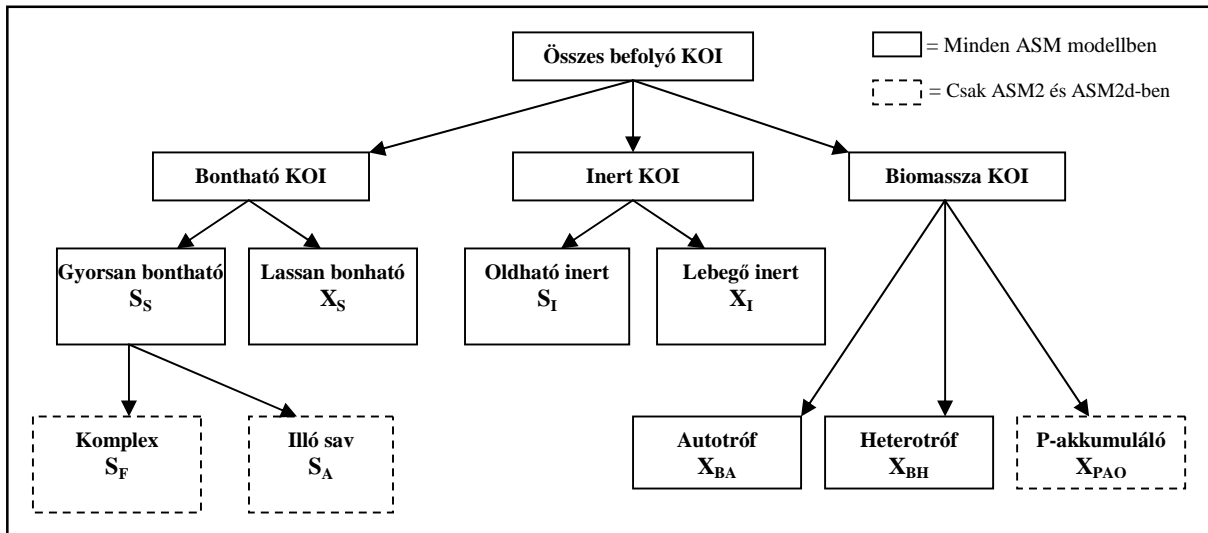
## **2.3 Szennyvízkomponensek a modellekben**

A szennyvíz az ASM modellcsalád szerinti felosztás alapján szervesanyag frakciókból, valamint nitrogén- és foszforformákból áll, amelyeket a választott modelltől függően különböző számú állapotváltozókkal lehet megadni.

### **2.3.1 Szerves komponensek**

Az eleveniszapos szennyvíztisztítási modellekben a nyers szennyvíz szervesanyag tartalma biológiailag bontható, biológiailag nem bontható (inert) és biomasszához kötött frakciókból épül fel, melyek koncentrációja KOI-ban van mérve. A KOI-ban kifejezett szervesanyag-frakciókat (KOI frakció) és azok felosztását a 2.3.1. ábra szemlélteti.





**2.3.1. ábra** ASM modelles család fontosabb szervesanyagra vonatkozó állapotváltozói és azok összefüggései

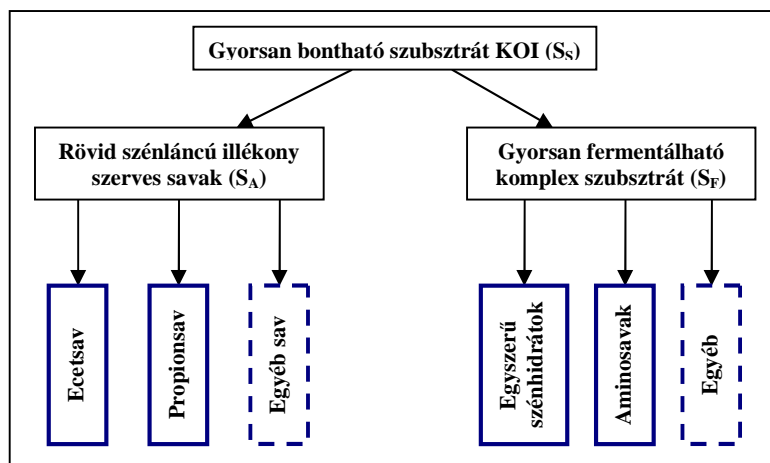
### 2.3.1.1 A KOI frakciók jellemzése

A következőkben az ASM modelles család szerinti felosztás és nevezéktan alapján kerülnek bemutatásra a nyers szennyvíz összetételét jellemző KOI frakciók és azok jellemző értéktartományai.

**Oldható, inert szervesanyag ( $S_I$ ):** az eleveniszapos szennyvíztisztítás során biológiailag nem bontható szerves vegyületek, amelyek nagyrészt a befolyó szennyvízzel érkeznek, és átalakulás nélkül keresztülhaladnak a szennyvíztisztító telepen. Jó fázisszétválasztással működő, legalább 3 napos iszapkorú eleveniszapos technológiák esetén az elfolyó szennyvíz KOI-ja döntően e frakciótól függ. Az ASM2 és ASM3 modellek  $S_I$  keletkezését is feltételezik a lassan bontható szubsztrát hidrolízise során, az ASM1 modellben  $S_I$  semmilyen átalakulási folyamatban nem szerepel. Jellemző részaránya az összes KOI-ban nyers szennyvíz esetén 2-15%, előülepített szennyvízben 3-14,3% [Henze 1992, Xu - Hultmann 1996, Satoh et al. 2000]

**Gyorsan bontható szubsztrát ( $S_S$ ):** a heterotróf sejtek számára hidrolízis nélkül felvehető gyors tápanyagforrás, amelynek mennyisége jelentős befolyással van az oxigénigényre és a denitrifikáció folyamatára. Irodalom szerinti jellemző értéktartománya nyers szennyvízben 3-35%, ülepített szennyvízben 14-57% [Marquot et al. 2006, Chachaut et al. 2005,

Funamizu et al. 1997, Lesouef et al. 1992]. A gyorsan bontható szubsztrát ( $S_S$ ) a biológiai foszforeltávolítást leíró modellekben tovább bontható illó savakra ( $S_A$ ) és gyorsan hidrolizálható szubsztrátra ( $S_F$ ), amelyek a 2.3.1.1. ábra szerinti vegyületcsoportokból állnak.



**2.3.1.1. ábra** Gyorsan bontható szubsztrát frakciót alkotó vegyületcsoportok

**Fermentációs termékek ( $S_A$ ):** az ASM2 és ASM2d modellek állapotváltozója, amely elsősorban a foszforeltávolítás folyamatában nagy jelentőségű, ugyanis az anaerob térben lejátszódó foszfor visszaoldódás és tápanyagbetárolás, csak ún. fermentációs termékek jelenlétében megy végbe. A fermentációs termékek alatt elsősorban rövid láncú illékony savakat (Volatile Fatty Acids=VFA) értünk (ecetsav, propionsav, butánsav, izo-butánsav, stb), amelyek közül az ecetsav jelenléte a legdominánsabb. Henze mérései szerint a fermentációs termék kb. 71%-a ecetsavat és 29% hosszabb láncú zsírsavat tartalmaz [Henze 1992].

Az  $S_A$  frakció nyers szennyvízben 0-8,8%, ülepített szennyvízben 7,6-16%-os hányadot tesz ki az összes KOI-ból [Hydromantis 2008, Henze 1992, Satoh et al. 2000, Henze et al. 1995].

**Fermentálható gyorsan bontható szubsztrát ( $S_F$ ):** olyan komplex szerves vegyületek együttese, amelyek a heterotróf baktériumok számára azonnal felvehetőek, valamint gyorsan fermentálhatók fermentációs termékekké ( $S_A$ ).

**Lebegő, inert szerves anyag ( $X_I$ ):** a biológiailag bonthatatlan lebegőanyaghoz kötött szervesanyag-frakció, amely jelentősen befolyásolhatja az iszaphozamot, azaz a keletkező

főliszlap mennyiségét. Jellemző részaránya az összes KOI-ban nyers szennyvíz esetén 8-39%, ülepített szennyvízben 4-20% [Carucci - Smurra 1999, Roeleveld - Loosdrecht 2002, Ekama et al. 1986, Henze et al. 1987].

**Lassan bontható szubsztrát ( $X_S$ ):** a kommunális szennyvizekben a legnagyobb mennyiségben jelenlévő KOI frakció, amely a bakteriális sejtek számára - a modellek szerint - csak két lépésben hasznosítható. Először a baktériumok extracelluláris enzimekkel hidrolizálják a lassan bontható tápanyagot, amely során modelltől függően gyorsan bontható szubsztrát ( $S_S$ ), vagy fermentálható gyorsan bontható szubsztrát ( $S_F$ ) keletkezik. Ezen KOI frakció jelentősen befolyásolja a modellezett telep oxigénigényét. Fontos megjegyezni, hogy a modellezési gyakorlatban a bontható szubsztrát kolloid része is többnyire ezen frakcióhoz tartozik, tehát az  $X_S$  jelölés nem feltétlenül jelent kizárólag lebegőanyaghoz kötött szervesanyagot. Irodalom szerinti jellemző értéktartománya (biomasszát is belemérve) nyers szennyvízben 28-73,9%, előülepített szennyvízben 24,5-65% [Roeleveld - Loosdrecht 2002, Marquot et al. 2006, Sollfrank 1988, Lesouef et al. 1992].

**Aktív autotróf biomassza ( $X_{BA}$ ):** obligát aerob nitrifikáló baktériumok, amelyek ammónium és nitrit oxidálásáért egyaránt felelősek. Ezen frakciót általában nem mérik kis hányada miatt, modellezés során a jelenlétét a befolyó szennyvízben mégis javasolt feltételezni (0,1-1%), mert kis szaporodási sebessége miatt alacsony iszapkorú rendszerekből kimosódhat [Roeleveld –Loosdrecht 2002].

**Aktív heterotróf biomassza ( $X_{BH}$ ):** heterotróf baktériumok, amelyek aerob-, anoxikus- (denitrifikáció) és anaerob (fermentáció:  $X_S \rightarrow S_S$ ) folyamatokban egyaránt részt vesznek. Jellemző értéktartománya nyers szennyvízben 7-20%, ülepített szennyvízben 3-25% [Henze 1992; Solfrank 1988; Lesouef et al. 1992; Gernaey - Jorgensen 2004].

**Foszforakkumuláló szervezetek ( $X_{PAO}$ ):** minden foszforakkumulációra képes baktérium mennyisége  $X_{PHA}$  nélkül. A foszforakkumulálók szaporodása ASM2 modellben csak aerob, ASM2d modellben aerob- és anoxikus körülmények között feltételezett. ASM1 és ASM3 modellekben ezen állapotváltozó nem szerepel. Meghatározása rendszerint elhanyagolható, mennyiségét 0,1-1%-on, vagy alatta ajánlott megadni [Roeleveld – Loosdrecht 2002].

**Foszfor akkumuláló szervezetek sejtben belül tárolt termékei ( $X_{PHA}$ ):** ezen termék főleg poli-hidroxi-alkanoát (PHA). A valóságban a foszforakkumuláló szervezeteken belül raktározódik el ez a vegyület, azonban a modell a biomasszától függetlenül, külön állapotváltozóként kezeli. Ezen komponens pontos mennyisége analitikai módszerekkel külön nem állapítható meg, jelenléte csak modellezési célt szolgál. ASM1 és ASM3 modellekben ezen állapotváltozó nem szerepel. A befolyó szennyvízből való meghatározására nincsen szükség, mennyisége nullának vehető [Roeleveld –Loosdrecht 2002].

**Heterotróf szervezetek sejtben belül tárolt termékei ( $X_{STO}$ ):** e termék főként poli-hidroxi-alkanoátot és glikogént takar, amit a heterotróf szervezetek ( $X_{BH}$ ) raktároznak el. Az előbbi frakcióhoz hasonlatosan ( $X_{PHA}$ ) a komponens pontos mennyisége sem állapítható meg analitikai módszerekkel, jelenléte csak modellezési célt szolgál. Ezen állapotváltozó csak az ASM3 modellben szerepel. A befolyó szennyvízből való meghatározására nincsen szükség, mennyisége nullának vehető [Gujer et al. 1999].

### 2.3.1.2 KOI frakciók irodalmi értékei

A témával foglalkozó hazai és külföldi szakirodalom feldolgozása alapján települési szennyvizek modellezési célzattal megmért KOI frakcióit (az összes KOI százalékában) gyűjtöttem össze. Ülepített és nyers szennyvizek KOI frakcióinak szakirodalmi adatai a 2.3.1.2. és 2.3.1.2a táblázatokban vannak összefoglalva. A táblázatokból jól látható, hogy az értékek szórása országokon belül is nagy, mégis néhány országban vagy földrajzi területen, sajátos KOI összetétel valószínűsíthető. Egy adott országra megfogalmazott általánosítás csak olyan esetben lehet helytálló, ahol a publikációk adatai nagyszámú szennyvíz vizsgálatán alapulnak.

Hollandia esetében például 21 szennyvíz-frakcionálás publikált adatai alapján megállapítható, hogy a hollandiai nyers szennyvizek átlagos lassan bontható szubsztráttartalma, mintegy fele, míg inert KOI tartalma, kétszerese az összes vizsgált ország átlagának. Az eltérés oka valószínűleg a szennyvíz hosszú tartózkodási ideje a

csatornában. Az ott kialakuló biológiai folyamatok eredményeként csökkenhet a szubsztráthányad, és inert szerves anyagok képződhetnek [Roeleveld –Loosdrecht 2002]. Hét németországi szennyvíztisztító telep adatai alapján [Wichern et al. 2001, 2003] megállapítható, hogy a német nyers szennyvizek KOI frakciói sokkal közelebb állnak az átlagoshoz, a holland adatok szerint azonban az  $X_S$  érték a nagyobb és az  $X_I$  hányad kisebb. Svájcban 3 nyers szennyvíz KOI frakciói alapján viszont kiugróan magas inert oldható KOI hányad mutatkozik meg [Kappeler - Gujer 1992], amit fejlett, iparosodott nagyvárosok szennyvizeinél valószínűleg ipari bebocsátás okozhat.

A nyers és ülepített szennyvizek átlagos KOI frakciói jól szemléltetik, hogy ülepítés után nő az oldott, és csökken a lebegő anyaghoz kötött KOI aránya. Az átlagok összehasonlítása alapján a lebegő frakciók százalékos aránya csak 12,5%-kal kisebb az ülepített szennyvizeknél, mint a nyersnél.

**2.3.1.2. táblázat** Nyers szennyvizek KOI frakciói (irodalmi adatok)

Ország, földrajzi terület	S <sub>I</sub> %	S <sub>S</sub> %	X <sub>I</sub> %	X <sub>S</sub> %	X <sub>H</sub> %	X <sub>S</sub> (+X <sub>BH</sub> ) %**	VFA %	Hivatkozás
Észak- Amerika	10,5	14,1	27,9			44,3	0,0	Hydromantis 2008
Dél-Afrika	5,0	20,0	13,0			62,0		Ekama et al. 1986
Svájc	14,0	9,0	9,0	56,0	12,0	68,0		Kappeler - Gujer 1992
Dánia	2,0	20,0	18,0	40,0	20,0	60,0		Henze 1992
Svédország	15,0	27,0	17,0	33,0	8,0	41,0		Xu and Hultman 1996
Dánia	7,6	20,3	13,0	51,5	7,2	58,7	8,1	Gernaey - Jorgensen 2004
Dánia	5,0	35,0	10,0	35,0	15,0	50,0		Chachaut et al. 2005
Észak- Amerika	12,0*	15,0	14,5*			59,0	1,4	Melcer et al. 2003
Hollandia	6,0	26,0	39,0			28,0		Roeleveld and Loosdrecht 2002
Észak- Amerika	5,0	16,0	13,0			66,0	2,4	EnviroSim 2005
Franciaország	4,1	3,0	19,0			73,9		Marquot et al. 2006
Németország	6,4	18,3	11,3	49,3	14,7	64,0		Wichern et al. 2003
Németország	6,1	14,8	13,0	55,4	10,8	66,2		Wichern et al. 2001
Olaszország	6,0	15,0	8,0	56,0	15,0	71,0		Carucci et al. 1999
Spanyolország	8,5	18,3	24,9	33,3	15,0	48,3		Del la Sota et al. 1994
Dánia	10,0*	15,0*	20,0	40,0*	15,0	55,0*	8,8	Henze 1992
Svájc	4,0	10,0	20,0	54,1	11,9	66,0		Rieger et al. 2001
<b>Átlag</b>	<b>7,5</b>	<b>17,5</b>	<b>17,1</b>	<b>45,8</b>	<b>13,1</b>	<b>57,9</b>	<b>4,1</b>	

\* Becslés a publikáció adatai alapján

\*\* Biomassa KOI a lassan bontható szubsztrát részeként mérve

2.3.1.2a táblázat

Előülepített szennyvizek KOI frakciói (irodalmi adatok)

Ország, földrajzi terület	S <sub>I</sub> %	S <sub>S</sub> %	X <sub>I</sub> %	X <sub>S</sub> %	X <sub>H</sub> %	X <sub>S</sub> (+X <sub>BH</sub> ) %**	VFA %	Hivatkozás
Japán	14,3*	26,7	8,2	41,0	9,8	50,8	16	Satoh et al. 2000
Svédország							12,5	Lie -Welander 1997
Dánia	7,7	24,3	19,4			48,6		Henze et al. 1987
Svájc	11,4	31,8	11,4			45,4		Henze et al. 1987
Magyaro.	8,5	28,6	20,0			42,8		Henze et al. 1987
Németország	5,4	27,4	19,2			48,0	8,7	Makinia et al. 2005
nincs adat	11,5	19,3	9,6	48,1	11,5	59,6	7,6	Henze et al. 1999
Japán	14,0*	14,0*	10,0*	54,0*	8,0*	62,0*	10*	Funamizu et al. 1997
Dánia	3,0	29,0	11,0	43,0	14,0	57,0		Henze 1992
Svájc	10,0	16,0	9,0	40,0	25,0	65,0		Sollfrank 1988
Franciaország	7,9	57,3	10,5	21,0	3,5	24,5		Lesouef et al. 1992
Dél-Afrika	8,0	28,0	4,0			60,0		Ekama et al. 1986
Hollandia	4,6	41,50	16,6			37,2	13	Veldhuizen et al. 1999
Hollandia	6,6	31,8	19,00			42,5	9,8	Brdjanovic et al. 2000
<b>Átlag</b>	<b>8,7</b>	<b>28,9</b>	<b>12,9</b>	<b>41,2</b>	<b>12,0</b>	<b>49,5</b>	<b>11,1</b>	

\* Becslés a publikáció adatai alapján

\*\* Biomassza KOI a lassan bontható szubsztrát részeként mérve

### 2.3.1.3 KOI frakciók mérése

A befolyó szennyvíz KOI frakcióinak meghatározására számos módszert fejlesztettek ki, azonban az összes eljárás alapvetően két iskolába sorolható be. Az egyik iskola (biológiai módszer) szerint, a KOI frakciók respirációs tesztek, és biológiai reaktorokkal végzett kísérletek eredményeiből nyerhetők ki [Ekama et al. 1986, Xu - Hultmann 1996, Spanjers - Vanrolleghem 1995, Sollfrank - Gujer 1991]. A másik iskola (fizikai-kémiai), főként fizikai elválasztási módszerek alkalmazásával különíti el az egyes frakciókat, amit KOI mérések követnek [Roeleveld - Loosdrecht 2002, Lie - Welander 1997, Mamais et al. 1993]. Ezen módszerek ötvözéséből már több nemzetközi szinten publikált útmutató is született, amelyek segítségével a KOI-frakcionálás könnyen megérthetővé és kivitelezhetővé válik.

#### *a) Fizikai-kémiai módszerek*

A fizikai szeparáción, elsősorban szűrésen alapuló frakcionálási módszerek könnyen, gyorsan és olcsón kivitelezhetők. Alapvető hiányosságuk, hogy azon a feltételezésen alapszanak, hogy az oldott (szűrlet) szervesanyag gyorsan bontható, a lebegő szervesanyag (szűrőlepeny) pedig lassan bontható szubsztrátot tartalmaz. Az igaz, hogy a molekulaméret és a biológiai bonthatóság között van összefüggés, mivel a kis molekulák a sejtmembránon keresztül azonnal felszívódnak, amíg a nagyobb molekulák csak extracelluláris bontás után tudnak hasznosulni. A valóság azonban ennél sokkal árnyaltabb, egyszerű szűrési eljárással nem különíthetők el a gyorsan és lassan bontható szennyvízfrakciók, mert a szennyvíz sem kizárólag jól elkülöníthető oldott és lebegő anyagokból áll [Melcer et al. 2003]. Az 1,2 µm-es pórusméretű szűrővel leválasztott lebegőanyag főként bakteriális sejteket, protozoa szervezeteket, algákat tartalmaz. Ugyanakkor egyes bakteriális sejtek, sejt fragmentumok, szervetlen lebegő anyagok, bár nem az oldott frakcióhoz tartoznak, mégis a 0,1-1,2 µm mérettartományba esnek és keresztüljutnak az 1,2 µm-es szűrőn [Petersen et al. 2003]. A hazai gyakorlatban is gyakran használt 0,45 µm-es szűrőn is áthalad a kolloid részecskék nagy része, mert a jellemző kolloid mérettartomány 0,1-50 µm, míg az 50 µm-nél nagyobb részecskék rendszerint kiülepíthetők [Levine et al. 1985].



Mivel az ASM modellcsalád nem különböztet meg oldott, kolloid és lebegő szubsztrát frakciókat, ezért a fizikai-kémiai módszereken alapuló frakcionálási eljárások eredményeit az ASM-komponensekhez kell igazítani.

### **Inert oldott KOI-meghatározása ( $S_I$ )**

Az inert oldott KOI a befolyó szennyvízben mindig jelen van, de kis mennyiségben a biológiai szennyvíztisztítás során is keletkezik, ezért a tisztított szennyvíz  $S_I$ -tartalma nagyobb lehet, mint a befolyó [Orhon et al. 1989, Sollfrank et al. 1992]. Az  $S_I$ -képződés folyamata pontosan nem ismert, így a legtöbb modell nem tartalmazza ezt a folyamatot.

Petersen és munkatársai szerint a befolyó szennyvíz  $S_I$ -tartalma kis terhelésű telepek elfolyó vizének KOI-tartalmából többféleképpen határozható meg:

- Az elfolyó szennyvíz KOI 90%-a,
- Az elfolyó szennyvíz oldott (szűrt) részének KOI-ja,
- Az elfolyó oldott KOI – elfolyó oldott  $BOI_5$  (korrigálva KOI/ $BOI_5$  aránnyal).

Továbbá az  $S_I$  meghatározható hosszú idejű elfolyó  $BOI$ -mérést követően (biológiai módszer) megmaradó oldott KOI-ként [Lesouef et al. 1992].

### **Gyorsan bontható szubsztrát meghatározása ( $S_S$ )**

Feltételezhető, hogy az oldott KOI-ból levonva a fenti módszerek egyikével meghatározott  $S_I$ -t, megkaphatjuk  $S_S$ -t. A szűrésen alapuló mérési módszer eredménye elsősorban az alkalmazott szűrő átlagos pórusátmérőjétől függ. A laboratóriumi gyakorlatban alkalmazott 0,45  $\mu\text{m}$  és 1,2  $\mu\text{m}$ -es szűrők túl sok kolloid anyagot engednek át, helyettük inkább 0,1  $\mu\text{m}$ -es szűrő javasolt az oldott KOI leválasztására [Petersen et al. 2003].

A 0,1  $\mu\text{m}$ -es szűrő a laboratóriumi munka során hamar eltömődik, ezért Roeleveld és Kruit [1998]  $Zn(OH)_2$  -vel történő koaguláció után, a 0,45  $\mu\text{m}$ -es szűrő alkalmazását tartják célszerűnek és egyenértékűnek.

Az ASM2d modell a  $S_S$ -frakción belül megkülönbözteti az illékony zsírsavakat ( $S_A$ ) és az egyéb komplex ( $S_F$ ) gyorsan fermentálható szubsztrátot. Az illékony zsírsavak meghatározására Buchauer [1998] több titrálásos eljárást is megfelelőnek tart, míg mások (2003) gáz- vagy ionkromatográfiás eljárást javasolnak [Melcer 2003, Lie – Welander 1997]. Az  $S_F$  az illékony zsírsavak ismeretében különbségként adódik:  $S_F = S_S - S_A$ .

### **Inert lebegő KOI meghatározása ( $X_I$ )**

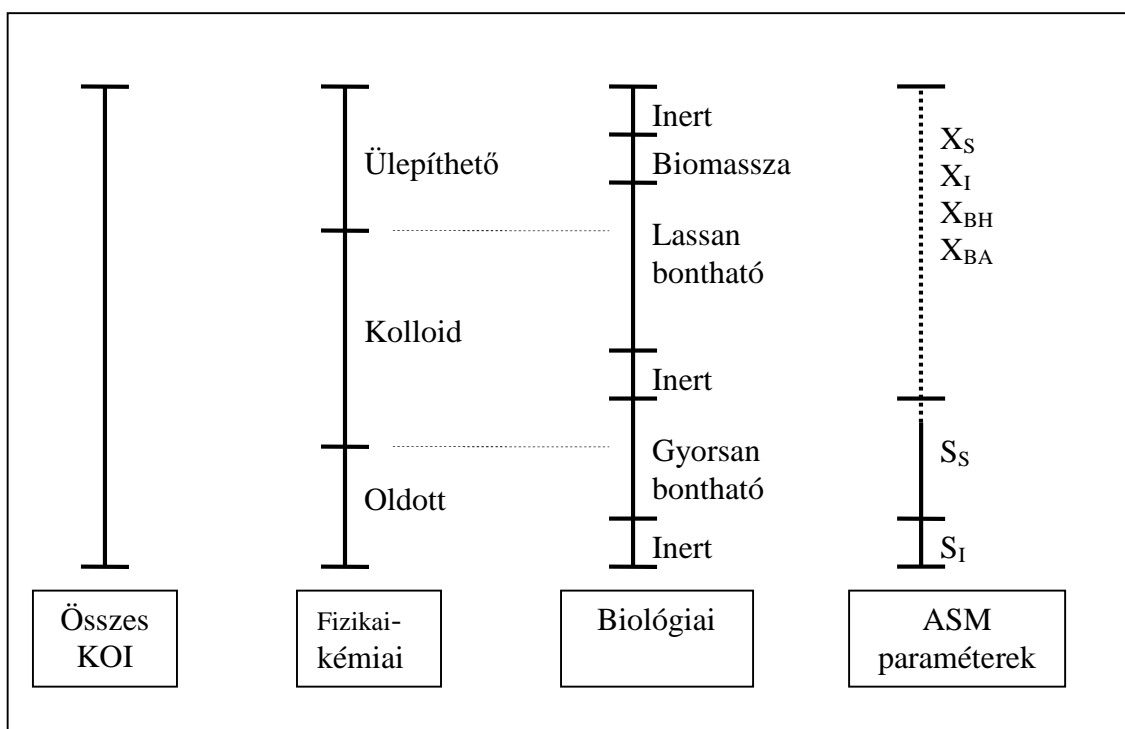
Lesouef és munkatársai [1998] által az  $S_I$  meghatározásra javasolt eljárás  $X_I$  meghatározásra is alkalmas lehet, hosszú BOI mérést követően a megmaradó lebegő KOI egyenlő az inert lebegő KOI-val. A mérés hátránya, hogy a mérés alatt keletkező  $X_I$  is bemérésre kerül, a mérés hibáját idézve elő [Petersen et al. 2003].

Ugyanakkor  $X_I$  különbségként is megkapható a többi KOI frakció és az összes KOI ismeretében:  $X_I = KOI_{TOT} - X_S - S_S - S_I$ . Ennél a módszernél hátrány, hogy a korábbi mérési lépéseknél elkövetett hibák a különbségként kapott  $X_I$  értékben összegződhetnek [Melcer et al. 2003].

Mivel az  $X_I$  akkumulálódik a szennyvíziszapban, növeli a szimulált iszapkoncentrációt (VSS) és csökkenti az oxigén felvételi sebességet, ezért az  $X_I$  specifikus mérés nélkül a modell kalibráció során is beállítható. Értékét a kalibráció során úgy kell felvenni, hogy a szimulált, és a valós iszapkoncentráció (VSS) egyezést mutasson [Melcer et al. 2003].

### **Lassan bontható szubsztrát KOI meghatározása**

Mivel a lassan bontható KOI oldott, kolloid és ülepezhető frakciókat egyaránt magába foglalhat, ezért szűrési eljárással nehezen különíthető el (2.3.1.3. ábra). A többi frakció ismeretében azonban KOI mérleg alapján meghatározható, vagy a meghatározást valamilyen biológiai módszerrel kell kiegészíteni. A biomassza KOI fizikai módszerekkel nem különíthető el, így az gyakran a lassan bontható szubsztrát részeként kerül bemérésre.



**2.3.1.3. ábra** Szennyvíz KOI összetétele különböző frakcionálási módszerekkel  
 [Petersen et al. 2003 alapján]

**b) Biológiai módszerek**

A biológiai KOI-frakcionálás a biológiai lebontás sebességének mérésén alapszik, ezért elsősorban a biológiailag bontható frakciók mérésére alkalmas, úgymint:  $S_S$ ,  $X_S$ ,  $X_{BH}$ . A frakcionálás során a biomassza szubsztrátlebontás során adott válaszát (pl.: oxigénfogyasztás, nitrátfogyasztás) kell mérni és regisztrálni.

A biológiailag bontható tápanyagok koncentrációjának közvetett mérésére alkalmas eszköz a respirométer, amellyel mérhető a szennyvíziszap oxigénfelvételi sebessége ( $r_o$ ). A mérés előnye, hogy egy adott szennyvíztisztító telep szennyvize ugyanazon telep szennyvíziszapja mellett értékelhető. Az  $r_o$  két részből tevődik össze, az exogén ( $r_{o,ex}$ ) és endogén ( $r_{o,end}$ ) légzés oxigénfelvételi sebességéből. Spanjers [1995] definíciója szerint,  $r_{o,end}$  alatt a gyorsan bontható szubsztrát jelenléte nélkül mérhető oxigén felvételi sebességet értjük, ebből adódik, hogy az  $r_{o,ex}$  arányos, a szennyvízben lévő gyorsan bontható szubsztrát mennyiségével.

### **Gyorsan bontható szubsztrát meghatározása ( $S_S$ )**

Ha egy batch reaktorban lévő endogén iszaphoz hozzáadunk egy vizsgálandó szennyvízmintát és mérjük annak respirációját, akkor az oxigénfelvételi-sebesség ( $r_o$ ) a minta hozzáadásakor hirtelen megemelkedik, majd visszaáll az endogén szintre. A  $r_o$ -idő grafikonon a gyorsan bontható szubsztrát oxidációja alatt kirajzolódott görbe alatti terület alapján számítható az  $S_S$  koncentrációja [Ekama et al. 1986].

Egy másik lehetséges módszer, hogy a vizsgálandó kevert, beoltatlan szennyvízminta respirációs sebességét viszonylag hosszú ideig (kb. 20 óra) mérjük. A respirogrammon néhány órán keresztül növekvő respirációs sebesség figyelhető meg, majd a gyorsan bontható szubsztrát elfogyásakor a respiráció hirtelen visszaesik. Az  $S_S$  koncentrációja szintén a görbe alatti területből számítható ki, de korrigálni kell a mérés alatt elszaporodott biomassza endogén légzésének oxigénfogyasztásával [Petersen et al. 2003].

### **Lassan bontható szubsztrát meghatározása ( $X_S$ )**

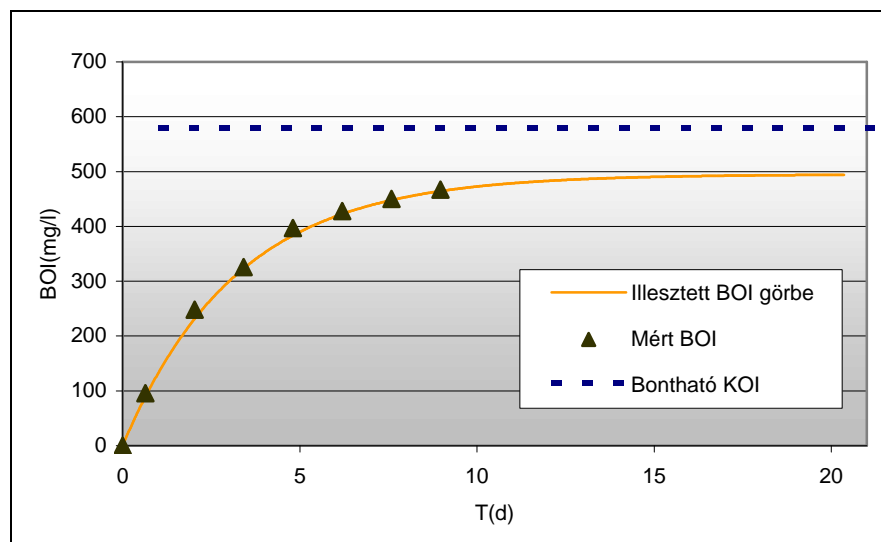
Az  $X_S$  respirométerrel mérhető oxigénfelvétele lassúbb - a hidrolízis kis sebessége miatt -, mint az  $S_S$  fogyási sebessége. A respirogramon az oxigén felvétel kb. 0,75 óra eltelte után hosszan elhúzódva jelentkezik, az  $X_S$  koncentráció az  $S_S$ -hez hasonló módon meghatározható [Sollfrank – Gujer 1991, Kappeler – Gujer, 1992]. A mérést megzavarhatja a nitrifikáció oxigénigénye, ami nitrifikáció-inhibitor hozzáadással megszüntethető.

$X_S$  meghatározható továbbá hosszú idejű (20-30 nap) BOI-méréssel is, kivonva  $S_S$ -t a  $BOI/(1-Y_H)$ -ből. A heterotróf hozamkonstanst a mérésnél  $Y_H=0,2$ -re kell felvenni [STOWA 1996]. A BOI-mérési módszer Roeleveld és Kruit [1998] által továbbfejlesztett változata került be a STOWA szimulációs protokollba [Hulsbeek et al. 2002].

A módszer lényege, hogy a BOI-mérés 8 napra rövidül, majd a végső BOI-t ( $BOI_\infty$ ) a mérési pontokra illesztett görbe alapján kell meghatározni (2.3.1.3a ábra).

Az illesztő görbe egyenlete:

$$BOI_\infty = \frac{1}{1 - e^{-k_{BOI}t}} \cdot BOI_t \quad (2.3.1.3)$$



**2.3.1.3a ábra** A bontható KOI meghatározása a BOI-mérés eredményeire illesztett görbe segítségével (saját mérés alapján)

A több napos BOI mérés során biomassza szaporodás és pusztulás egyaránt folyik a mérőedényben, a pusztulási folyamatban biológiai bonthatóság szempontjából inert szervesanyag képződik és halmozódik fel. Tehát a mérés elvéből adódóan az inerté alakult szervesanyag mennyiség biológiai oxigénigénye, nem lesz része a végső BOI-nak sem. A fenti jelenségből származó hiba kompenzálása érdekében a teljes KOI biológiailag oxidálható ( $KOI_b$ ) részének meghatározásához be kell vezetni egy ún.  $f_{BOI}$  korrekciós faktort (2.3.1.3 egyenlet). Ezen faktor alkalmazása szükséges ahhoz, hogy figyelembe vegyük a BOI mérés során a mikroorganizmusok elhalásának eredményeként képződő biológiailag nem bontható maradék szervesanyag mennyiségét. Ennek értéke a lakossági szennyvíztisztítási gyakorlatban 0,1 - 0,2-nek átlagosan 0,15-nek vehető [Roeleveld - Loosdrecht 2002].

$$KOI_b = \frac{1}{1 - f_{BOI}} BOI_{\infty}, \quad (2.3.1.3a)$$

ahol :  $f_{BOI}=0,1-0,2$

Az  $X_s$  különbséggként kapható az  $S_s$  ismeretében:

$$X_s = KOI_b - S_s \quad (2.3.1.3b)$$

### **c) Kombinált módszerek**

A fentiek alapján elmondható, hogy a fizikai-kémiai módszerek gyorsak, egyszerűek, de a mérés elvéből adódóan nem mindig pontosak. A biológiai módszerek pedig bontható frakciók meghatározásakor kifejezetten pontosak lehetnek, de eszköz- vagy időigényesek. A fizikai-kémiai és a biológiai módszertan házasításából jöttek létre a kombinált KOI-frakcionálási módszerek, melyek összességében előnyösebbek lehetnek, mint a két módszer külön-külön.

**Petersen és munkatársai [2003] az alábbi kombinált frakcionálási eljárást javasolják:**

1.  $S_S$  és  $X_{BH}$  mérése respirációval
2.  $X_S$  meghatározása hosszú idejű BOI-méréssel
3.  $S_I$  mérése fizikai-kémiai módszerrel elfolyó szennyvízből
4.  $X_I$ -beállítás történhet modellkalibráció során, iszap-anyagmérleg alapján, vagy mérhető hosszú BOI-mérés maradék lebegő KOI-jaként

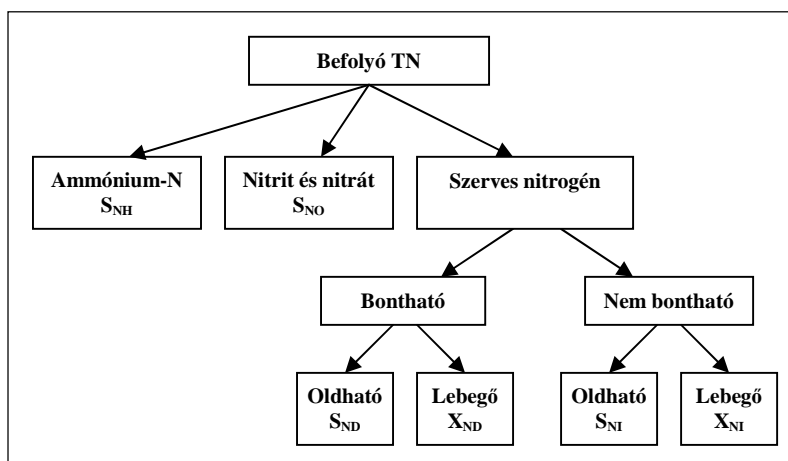
**A STOWA-protokoll szerinti frakcionálási eljárás [Roeleveld - Loosdrecht 2002]:**

1. Az  $S_I$  meghatározása az elfolyó szennyvízből (szűrt KOI 90%-a)
2.  $S_S$  az oldott KOI és a  $S_I$  különbségeként adódik (oldott KOI: nyers szennyvíz szűrése 0,1  $\mu\text{m}$  szűrővel, vagy  $\text{ZnSO}_4$ -el flokkulált minta szűrése 0,45  $\mu\text{m}$  szűrővel)
3.  $X_S$  meghatározása a BOI mérésből származtatott  $\text{KOI}_b$  és  $S_S$  különbségeként:  
$$X_S = \text{KOI}_b - S_S$$
4.  $X_I$  számítása a nyers KOI és a többi frakció ismeretében:  
$$X_I = \text{KOI} - S_I - S_S - X_S$$

Mindkét kombinált eljárás a gyakorlatban jól alkalmazható, de a STOWA eljárás nagy előnye, hogy gyors és kicsi az eszközigénye, ezért egy egyszerű szennyvízlaborban elvégezhető. A Petersen-féle eljárás a biomassza koncentráció meghatározással is kiegészíthető, míg a STOWA eljárása a biomasszát lassan bontható szubsztrát részeként kezeli.

## 2.3.2 Nitrogén és foszforformák

A települési szennyvizekben a nitrogén legnagyobb része ammónium-nitrogén ( $S_{NH}$ ), kevesebb, mint 1%-a nitrit és nitrát ( $S_{NO}$ ), ezekhez adódik hozzá a szerves frakciók nitrogén tartalma (2.3.2. ábra). Hasonlóképpen a befolyó összes foszformennyiség elsősorban ortofoszfátból ( $S_{PO_4}$ ), és az egyes KOI frakciók szerves foszfortartalmából tevődik össze. A szerves nitrogén az ASM1-alapú modellekben egyetlen különálló komponensként ( $X_{ND}$ ) jelenik meg, míg az ASM2, ASM2d, ASM3 modellekben az összes szerves frakcióhoz külön-külön rendelhető nitrogéntartalom. Szervetlen tápanyag-eltávolítás szempontjából nagy pontosságot nem igénylő modellezési feladatoknál általában elegendő az ammónium és ortofoszfát koncentráción kívül ismerni az  $NH_4-N/TKN$  és  $PO_4-N/TP$  arányokat. Az  $NH_4-N/TKN$  jellemző értéktartománya az irodalomban: 0,37-0,75, míg a  $PO_4-N/TP$  arány 0,5-0,85 között változik [Sedlak 1991, Melcer 2003]. Az oldott szervetlen nitrogénkomponensek szabványos módszerekkel mérhetők. A szerves frakciók nitrogén- és foszfortartalma fizikai módszerrel végzett frakcionálást követően TN és TP mérésekkel határozható meg, vagy szakirodalmi adatok alapján becsülhető.



**2.3.2. ábra** A befolyó szennyvíz főbb nitrogénkomponensei az ASM modellben [Melcer et al. 2003]

### 2.3.3 A lebegőanyag

A lebegőanyag-mérést a szennyvízlaborok általában rutinszerűen végzik, mivel befolyó szennyvíz lebegőanyag koncentráció adatok a legtöbb hazai szennyvíztisztító telep esetén rendelkezésre állnak. Az összes lebegőanyag koncentráció és annak izzítási vesztesége elengedhetetlen a szennyvíztisztás szimulációjához, mert a szennyvíz lebegő frakciói közvetlenül befolyásolják az iszaphozamot, így közvetve az adott körülmények között elérhető iszapkort is. A szabvány a lebegőanyag leválasztáshoz 0,6-1  $\mu\text{m}$  pórusátmérőjű membránszűrő használatát írja elő, a szennyvíztisztítási gyakorlatban alkalmazott szűrő pórusátmérője azonban 0,45 -1,2  $\mu\text{m}$  között változik [MSZ 1973].

A mért lebegőanyag és a szűrőanyag pórusátmérője közötti összefüggés vizsgálatával a vonatkozó szakirodalom csak érintőlegesen foglalkozik. Szabó [2007] a Dél-pesti Szennyvíztisztító Telepen vizsgálta a nyers szennyvíz 0,2  $\mu\text{m}$  feletti lebegőanyag frakciók részecskeméret-eloszlását. Eredményei szerint az összes lebegőanyag közel 80%-át (70-95%) a 8  $\mu\text{m}$ -nél nagyobb szemcseméretű frakció adta, az 1,2 nél nagyobb frakciók aránya pedig - a mérések átlagát tekintve - meghaladta a 90%-ot. Mérései szerint a 0,45-1,2  $\mu\text{m}$ -es részecsketartományba csupán az összes lebegőanyag-tartalom 3-4%-a esik. Az eredmények alapján sejthető, hogy a 0,45 -1,2  $\mu\text{m}$ -es tartományban megválasztott szűrőanyag-pórusátmérő esetén, a pórusátmérő csak igen kis mértékben változtatja meg a lebegőanyag-mérés eredményét, az eredmények kis száma miatt a feltételezés megerősítésre vár.

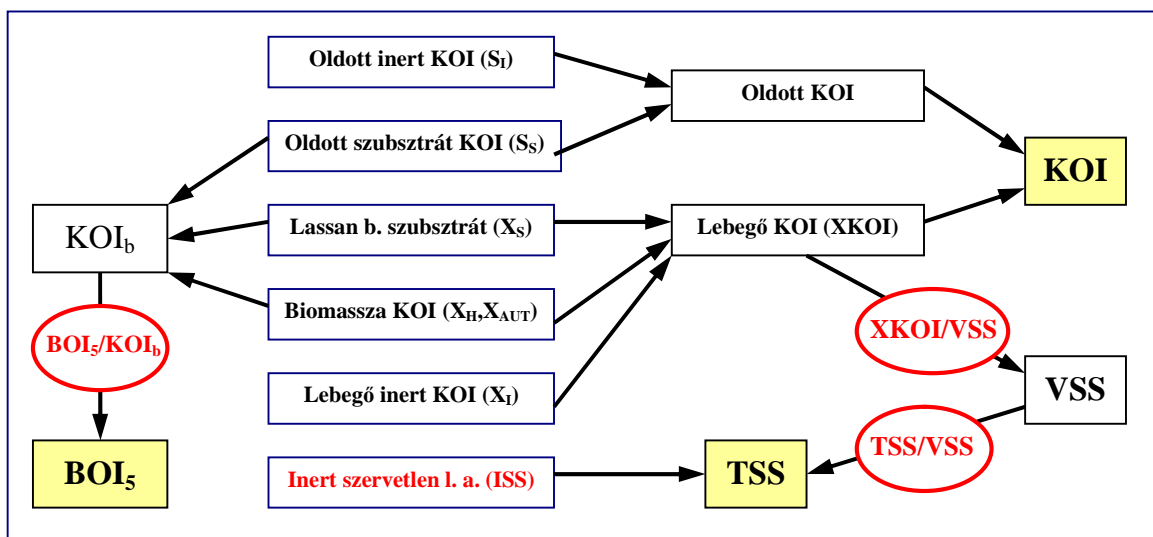
Az előbbi feltételezést támasztják alá Van Nieuwenhuijzennek és munkatársainak [2004] az eredményei is. A különböző pórusátmérőjű szűrővel (<0,45  $\mu\text{m}$ , 0,45-1  $\mu\text{m}$ , 1-5  $\mu\text{m}$ , 5-45  $\mu\text{m}$ , >45  $\mu\text{m}$ ) leválasztott szennyvízfrakciók vizsgálata során kimutatták, hogy a leválasztott frakciók NTU-ban mért zavarossága 5-45  $\mu\text{m}$  részecsketartományban a legnagyobb (63%), míg a 0,45-1  $\mu\text{m}$  -es tartományban a nyers szennyvíz zavarosságának csak mintegy 6%-a mutatható ki.



### 2.3.4 Az összetett változók származtatása

A modellek biokinetikai egyenletei általában nem, vagy csak indirekt módon számolnak a szennyvíztisztítási gyakorlatban használt - modellekben összetett változóknak nevezett – jellemzőkkel, úgymint összes KOI,  $BOI_5$ , összes lebegőanyag (TSS). Ezen összetett változók a modellek állapotváltozóiból származtathatók sztöchiometriai összefüggések, arányszámok alapján (2.3.4. ábra). Ezért szimulációs munkáknál rendszerint nem csak a befolyó szennyvíz állapotváltozóit, hanem az összetett változók származtatásához szükséges arányszámokat is meg kell adni. A fontosabb arányszámok jellemző értéktartományai a szakirodalom szerint a következők:  $XKOI/VSS=1,6-2,2$  [Envirosim 2005, Hydromantis 2008],  $VSS/TSS=0,6-0,85$  [Hydromantis 2008, Ferrer et al. 2004],  $BOI_5/KOI_b=0,66-0,69$  [Envirosim 2005, Hydromantis 2008]. Megjegyzendő, hogy az összetett változók átszámítási metodikája nem egységes, az alkalmazott szimulátortól is függ, ezért egyes szimulátorok eltérő arányszámokat is alkalmazhatnak.

A szennyvíz inert szervesetlen lebegőanyag tartalma (ISS) a modellek lebegőanyag-számításának fontos alapadata (2.3.4. ábra). A szimulátorok alapértelmezett beállításai szerint az értéke 30-45 mg/l között van [Envirosim 2005, Hydromantis 2008].



2.3.4. ábra Összetett változók származtatásának menete (saját ábra)

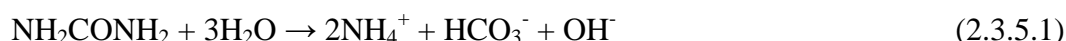
## 2.3.5 A lúgosság

### 2.3.5.1 A lúgosság fogalma és forrása

A lúgosság (alkalinitás, pufferkapacitás) a víznek az a tulajdonsága, hogy hány mval sósavat fogyaszt literenként normál sósavval mérve, metilnarancs vagy más indikátor jelenlétében [Láng 1993]. Az összes lúgosság értéket (m-lúgosság) mindig metilnarancs-indikátor jelenlétében mérik, a továbbiakban lúgosság alatt mindig összes lúgosság értendő. A víz lúgosságát az oldott alkálifémek és alkáliföldfémek hidroxidjai, karbonátjai és hidrogénkarbonátjai okozzák. Települési szennyvizek esetében a lúgosság jelentős része a hálózati ivóvíz lúgosságából származik, ehhez adódik a szennyezőanyagokból (detergensek, fehérjék és egyéb bázikus tulajdonságú anyagok, illetve bomlástermékeik) származó lúgosság [MSZ 1974]. A szennyvíztisztítási gyakorlatban a lúgosságot  $mgCaCO_3/l$ , vagy  $mmolHCO_3^-/l$  (továbbiakban mmol/l) egységben szokás megadni.

A szennyvíz lúgosságát a karbonárendszeren kívül két sav-bázis rendszer befolyásolja; az  $NH_4^+/NH_3$  és az  $H_3PO_4/H_2PO_4^-/HPO_4^{2-}/PO_4^{3-}$  rendszerek, amelyek mellett egyéb rövid szénláncú szerves gyengésavrendszerek is jelen lehetnek. Lew és munkatársai [2008] kis lúgosságú - tengervíz sótalanításából nyert ivóvízből származó - kommunális szennyvizek vizsgálata során kimutatták, hogy a szennyvíz lúgossága egyenes arányban növekszik a szennyvíz ammóniatartalmával. Így kutatásaik eredményei szerint a szennyvizek lúgosságát elsősorban a karbamid hidrolízise (2.3.5.1 egyenlet) során felszabaduló hidrokarbonát és hidroxid ionok mennyisége határozza meg. [Lew et al. 2008]. A hidrolízis egyenlete szerint 1 mol ammónium ion felszabadulása 1 mol lúgosság-növekménnyel jár.

A karbamid hidrolízise:



Ugyanezen ureáz enzim által katalizált, enzimatikus folyamattal magyarázták Udert és munkatársai [2006] a szeparáltan gyűjtött vizelet tartályokban tapasztalt jelentős pH emelkedést.

### 2.3.5.2 A pufferkapacitás jelentősége a szennyvíztisztításban

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás biológiai folyamatai csak közel neutrális vagy enyhén lúgos közegben játszódhatnak le megfelelően. A kémhatásra leginkább érzékeny autotróf nitrifikáló biomassza szaporodása az ideális 7-8 pH tartományon kívül jelentősen lelassul [Sedlak 1991].

A biológiai reaktorok pH-ját részben a beérkező szennyvíz kémhatása és lúgossága, részben a biokémiai folyamatok során bekövetkező alkalinitás-változás határozza meg. A lúgosság csökkenése mintegy előrejelzi a hamarosan bekövetkező hirtelen pH-csökkenést, ezért a lúgosság kontrollálásával stabil pH biztosítható. A szennyvizek pufferkapacitása a biomassza-szaporodás fenntartása érdekében mesterséges lúgadalással ( $\text{CaOH}_2$ ,  $\text{NaOH}$ ) növelhető, ennek szükségessége számításokkal, illetve számítógépes szimulációval már a tervezési fázisban előre tervezhető, ha a nyers szennyvízre vonatkozólag lúgosság adatok rendelkezésre állnak. A '80-as években végzett hazai mérések szerint a kommunális szennyvizek összes lúgossága 4-10 mmol  $\text{HCO}_3^-$ /l. [Benedek 1990] tartományba esett.

A szennyvíz lúgosságának becslésére a német nyelvű szakirodalom ad iránymutatást, miszerint a befolyó szennyvíz lúgossága meghatározható az ivóvíz átlagos karbonát keménysége és a szennyvíz ammónium tartalom alapján [Beuer et al. 2002]:

$$SK_0 \text{ [mmol/l]} = KH_T \text{ [mmol/l]} + 1/14 \text{ [mg/mol]} C_{\text{NH}_4\text{-N}} \text{ [mg/l]}, \quad (2.3.5.2)$$

ahol:

$$SK_0 \text{ [mmol/l]} = \text{Nyers szennyvíz lúgosság}$$

$$KH_T \text{ [mmol/l]} = \text{Ivóvíz karbonát keménysége}$$

$$C_{\text{NH}_4\text{-N}} \text{ [mg/l]} = \text{Nyers szennyvíz ammónium koncentrációja}$$

Ha nincs a nyersvízben alkálifém-hidrogénkarbonát és/vagy -karbonát, akkor a víz lúgosságát és karbonát keménységét ugyanazok a sók okozzák, azaz a karbonátkeménység számolható a mért lúgosságból:

$$KH_T = m\text{-lúgosság} \quad [\text{mmol/l}] \quad (2.3.5.2a)$$

$$KH_T = 2,8 * m\text{-lúgosság} \quad [\text{nk}^\circ] \quad (2.3.5.2b)$$

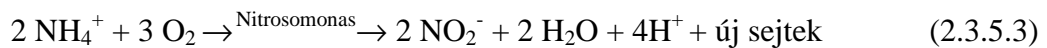
( $\text{nk}^\circ$  = német keménységi fok;  $1 \text{ nk}^\circ = 10 \text{ mg CaO-dal egyenértékű oldott Ca}^{2+}$ - és/vagy  $\text{Mg}^{2+}$ -só  $1 \text{ dm}^3$  vízben)

A 2.3.5.2 összefüggés hiányossága, hogy a karbonát keménység definíciójából adódóan az ívóvíz alkálifém-hidrogénkarbonát és/vagy –karbonát tartalmából származó lúgossággal nem számol, valamint kizárja a lúgosságnak keménységtől és ammónium koncentrációtól független megjelenését a szennyvízben.

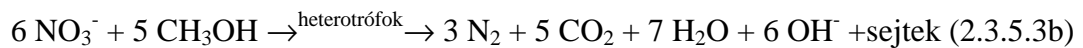
### 2.3.5.3 A nitrogén-eltávolítás hatása a lúgosságra

Az eleveniszapos szennyvíztisztításnál a lúgosságcsökkenés legfőbb oka a nitrifikáció, ugyanakkor a nitrifikáció sebességét jelentősen befolyásolja a lúgosság csökkenése. A nitrifikáció során 2 mol lúgosságcsökkenés következik be 1 mol  $\text{NH}_4\text{-N}$  átalakulása során, amit csak részben ellensúlyoz a denitrifikációban visszanyert 1 mol-nyi alkalinitás (2.3.5.3 – 2.3.5.3b egyenletek).

#### Nitrifikáció:



#### Denitrifikáció:



Mivel a denitrifikációs hatásfok technológiai okok miatt nem érheti el a 100%-ot, a nitrogéneltávolítás során mindig több mint kétszer annyi lúgosság fogy, mint ami keletkezik. Ebből következik, hogy nagy nitrogén koncentrációjú és viszonylag alacsony pufferkapacitású szennyvizek esetén számolni lehet a nitrifikációnak a lúgosság csökkenésére visszavezethető inhibícójával [Pásztor et al. 2007].

#### 2.3.5.4 A lúgosság a modellekben

Az ASM modellcsalád minden tagja (ASM1, ASM2, ASM2d, ASM3) számol lúgosságváltozást egyes modellezett tisztítási folyamatoknál, ugyanakkor a Dold-féle „General” modell nem is tartalmaz alkalinitásra vonatkozó komponensváltozót [Barker - Dold 1997]. Az ASM1 és a Hydromantis Inc. által fejlesztett „Mantis” modellben még csak 4, az ASM2d modellben már 21 modellezett folyamat van hatással az alkalinitásra.

Az ASM2, ASM2d és az ASM3 modellek nem csak számítják az alkalinitás változását, hanem az egyes folyamatok sebességi egyenleteiben is figyelembe veszik a lúgosságot, mint sebességbefolyásoló tényezőt. Az ASM2d modellben például az autotróf biomassza szaporodási sebességének számításánál (2.3.5.4. egyenlet) a lúgosság Monod-kinetika szerinti hatását feltételezték. Ha rendszer lúgossága eléri a  $K_{alk}$  féltelítési állandót, akkor a lúgosság következtében a szaporodási sebesség felére esik vissza.

$$m = m_{max} \cdot \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PO_4} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}, \quad (2.3.5.4)$$

ahol:

$\mu$ = szaporodási sebesség [1/d]

$S_{PO_4}$ = foszfát koncentráció [mgP/l]

$\mu_{max}$ = maximális szaporodási sebesség [1/d]

$K_{PO_4}$ = foszfát féltelítési állandó [mgP/l]

$S_{O_2}$ = oldott oxigén koncentráció [mgO<sub>2</sub>/l]

$S_{ALK}$ = lúgosság-konc. [molHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l]

$K_{O_2}$ = oxigén féltelítési állandó [mg O<sub>2</sub>/l]

$K_{ALK}$ = lúgosság félt. áll. [molHCO<sub>3</sub><sup>-</sup>/l]

$S_{NH_4}$ = ammónium-N koncentráció [mgN/l]

$X_{AUT}$ = autotróf biom. konc. [mgKOI/l]

$K_{NH_4}$ = ammónium-N féltelítési állandó [mgN/l]

#### 2.3.5.5 A kritikus lúgosság

Mivel a nyers szennyvíz, a tisztítási technológia és a tisztítási hatások együttesen határozza meg a tisztítási folyamatok lúgosság igényét, ezért célszerű a kritikus lúgosságot az elfolyó szennyvíz maradék lúgosságára megadni. Feltételezve, hogy ha van maradék lúgosság a tisztított szennyvízben, akkor a tisztítási folyamatok lúgosság-fogyasztása is biztosítva van.

Bliss és munkatársai kimutatták, hogy stabil nitrifikáció csak 1,5 mmol/l elfolyó maradék lúgosság esetén biztosítható [Bliss et al. 1994]. Az ATV német méretezési irányelv is 1,5 mmol/l maradék lúgosság meglétét tartja szükségesnek, ellenkező esetben lúgadagolást javasol a nyers szennyvízhez [ATV 2000]. A szakirodalom kritikus maradék lúgosságra kisebb értékeket is említ, de a tervezési gyakorlatban is az 1,5 mmol/l érték terjedt el [Lew et al. 2008]. Az 1,5 mmol/l lúgosságérték egyébként az ASM2d modellben szereplő autotróf szaporodási folyamat lúgosság féltelítési állandójának (0,5 mmol/l) a háromszorosa, azaz  $1,5/(1,5+0,5)=0,75$ -ös telítési értéket jelent lúgosságra az autotróf szaporodás sebességi egyenletében (2.3.5.4. egyenlet) [Henze et al. 1999].

## **2.4 Szennyvízminőség-meghatározás és a kibocsátási fajlagosok**

### **2.4.1 Meglévő telepek**

Egy meglévő szennyvíztisztító telep fejlesztésének, kapacitásbővítésének technológiai méretezésénél, történjen akár szimulációs, vagy hagyományos módszerekkel, elsődleges alapadat a mértékadó terhelés és a jellemző szennyvízminőség. A telepre érkező nyers szennyvíz mértékadó terhelése a telepi rutinmérések és önellenőrzési mérések eredményei alapján statisztikai módszerekkel meghatározható.

Az ATV-A 198 német műszaki irányelv szerint a mértékadó terhelést a minimális és a maximális szennyvízhőmérséklettel jellemezhető időszakokra, a szezonális ingadozások figyelembevételével kell meghatározni. A mértékadó szervesanyag terhelés (KOI kg/d) legalább heti négy rendelkezésre álló mérési eredmény esetén a legnagyobb 2 vagy 4 hetes átlagértékként adható meg a vizsgált időszakra. Kiseb számú, de legalább 40 mérési eredmény rendelkezésre állása esetén, a mértékadó terhelés alatt, a műszaki irányelv szerint, azt az értéket értjük, amelyet a mérések 85%-a nem lép túl (85%-os terhelési érték). A műszaki irányelv a mértékadó KOI-terhelésből a vizsgált időszakra vonatkozó a szennyvíz-komponensek koncentrációit (KOI, BOI<sub>5</sub>, TKN, NH<sub>4</sub>-N, TSS, TP) szennyezőanyag-arányszámok (BOI<sub>5</sub>/KOI, TKN/KOI, stb.) és a szárazidei átlagos hidraulikai terhelés alapján számítja. A szimulációs feladatokhoz szükséges részletező szennyvízösszetétel-meghatározás, külön mérési kampányban végezhető a 2.3. fejezetben ismertetett módszerekkel.

## 2.4.2 Új szennyvíztisztító telep

Új szennyvíztisztító telep tervezésénél, ahol a szennyvízgyűjtő-hálózat nem épült még ki, nyilvánvalóan nincs lehetőség a mértékadó terhelés és a szennyvízminőség mérési adatok alapján történő meghatározásra. Ilyenkor a várható szennyvíz összetétele a lakosság, (lakosegyenérték) kibocsátási fajlagosok és a jellemző vízfogyasztás alapján becsülhető. Az egy főre eső szennyezőanyag-kibocsátás a helyi fogyasztási szokásoktól függ, ezért széles tartományokban mozoghat. A hazai tervezési gyakorlatban a német ATV műszaki irányelv szerinti fajlagosok váltak általánosan elfogadottá (2.4.2. táblázat). Kárpáti és Taxner [2005] ettől kicsit eltérő fajlagosokat tart hazai viszonylatban érvényesnek, úgymint 110g KOI/fő·d, 13g TKN/fő·d és 2g TP/fő·d.

**2.4.2. táblázat** Kibocsátási fajlagosok világszerte előforduló tartományai az Egészségügyi Világszervezet (WHO) vízgazdálkodási alapelvei és az ATV-A 131 fajlagosai [ATV 2000, WHO honlap]

Szennyező anyag neve	Kibocsátási fajlagosok -WHO [g/fő*nap]	Kibocsátási fajlagosok- ATV-A 131 [g/fő*nap]
BOI <sub>5</sub>	30-60	60
KOI <sub>Cr</sub>	70-150	120
Összes Nitrogén (TN)	8-12	11
Összes Foszfor (TP)	1-3	1,8
Összes Lebegőanyag (TSS)	40-80	70

Meg kell jegyezni, hogy a szakirodalom általában csak a 2.4.2. táblázatban szereplő fajlagosokra ad iránymutatást, de a modell alapú tervezéshez szükséges részletező szennyvízösszetétel (KOI frakciók, inert szervesanyag, lúgosság, stb.) meghatározására nincsen egységes, elfogadott irányelv.

## **2.5 Szimuláció a tervezésben**

A modellek gyakorlati alkalmazását szimulációnak, az alkalmazást segítő eszközt - jelen esetben szoftvert - pedig szimulátornak nevezik. A szimulátorok használata egyre nagyobb teret hódít a szennyvíztisztítással kapcsolatos tervezői- és szakértői gyakorlatban [Pásztor-Sulyok 2010].

### **2.5.1 Szimulátorok**

A szimulátorok hétköznapi gyakorlatban olyan, többnyire kereskedelmi forgalomban kapható, szimulációs szoftvert jelentenek, melyek segítségével egyszerűen alkalmazhatjuk a fent ismertetett eleveniszapos modellek valamelyikét valós szennyvíztisztító telepek szimulációjára. Mivel a szoftverek nem csak eleveniszapos biokinetikai modelleket tartalmaznak, hanem minden fontosabb szennyvíztisztító telepi műtárgy valamilyen szintű modellezésére is képesek (kiegyenlítő, átemelő, iszapprés, ülepitő, rothasztó stb.), ezért nem szennyvíztisztítás, hanem inkább szennyvíztisztítótelep-szimulátoroknak nevezhetjük őket.

Az első kereskedelmi forgalomban kapható szennyvíztisztítótelep-szimulátor a kanadai fejlesztésű GPS-X volt, amelyet 1993-ban, mindössze 6 évvel az ASM1 modell publikálása után dobtak piacra. Egy 2001-ben készült kérdőíves felmérés szerint a GPS-X piacvezető volt a kategóriájában, de számos hasonló szoftver is jelen van a nemzetközi szoftverpiacon, ezek közül a legelterjedtebbek a következők: ASIM-Svájc, BioWin-Kanada, EFOR-Dánia, Simba-Németország, STOAT-Egyesült Királyság, WEST-Belgium. Minden szimulátor általában alkalmazni tudja az ASM modelles család főbb modelljeit, és rendszerint saját fejlesztésen alapuló új vagy módosított eleveniszapos modelleket is tartalmaznak [Melcer et al. 2003].



## Szimulátorok különbözőségei

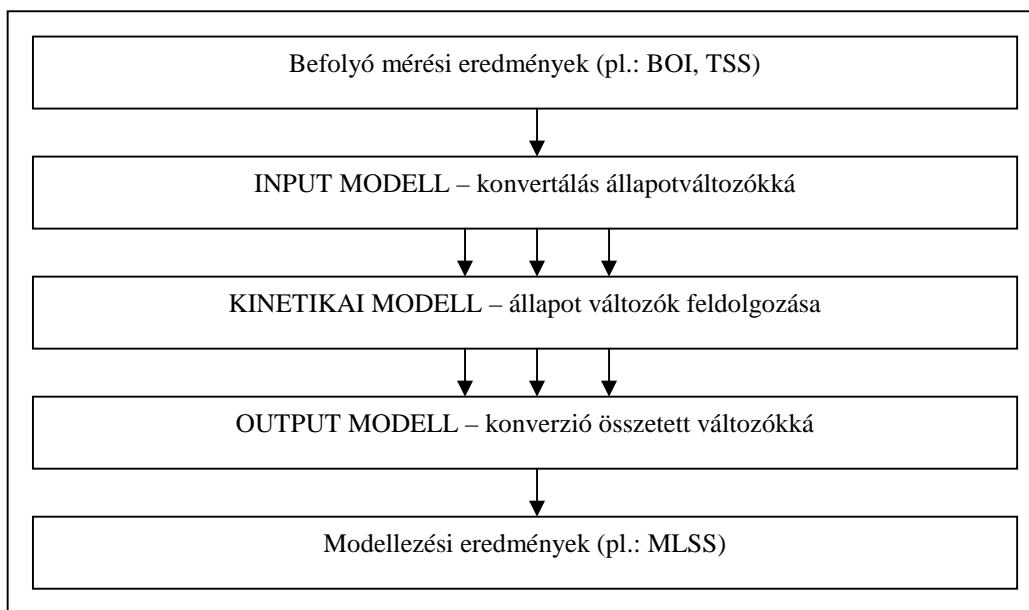
A szimulátorok a biokinetikai modelleket ún. input és output modellekkel egészítik ki, hogy a szennyvíztisztítási gyakorlatban elterjedt szennyvíz- és iszapjellemzők pl. BOI, TSS megadhatók, ill. megjeleníthetők legyenek (2.5.1. ábra). Így a szimulátorok három modellrészből állnak:

- Az **input** (befolyó) **modellek** konvertálják át a szennyvíztisztításban használt egyes minőségi jellemzők (BOI<sub>5</sub>, TSS) koncentrációit az éppen aktuális kinetikai modell állapotváltozóivá, azaz a kinetikai modell bemeneti értékeit adják meg. A befolyó modellek szimulációs szoftvertől függően eltérőek lehetnek mind a konvertálás módjában, mind a konvertáláshoz használt alapértelmezett arányszámok tekintetében.
- A **kinetikai modellek**, melyek a bemeneti változók átalakulási folyamatait írják le az idő függvényében, megadott sztöchiometriai összefüggések és sebességi egyenletek alapján.
- Az **output modellek** az eredményül kapott állapotváltozókat számítják vissza összetett változókká (pl: X<sub>HET</sub> → VSS).

Az input és output modellek különbözőségei miatt az egyes fejlesztő cégek szimulátorainak viselkedése azonos bemeneti adatok, egyező szimulált környezeti feltételek (technológia, hőmérséklet) és azonos standard biokinetikai modell alkalmazása mellett is eltérő lehet [Sedran et al. 2006].

A kereskedelmi forgalomban kapható szimulátorok három fenti modellrésze közül egyedül a kinetikai modellek azok, melyeket teljesen egyezők, de az is csak standard ASM modellek használata esetén. Takács Imre és társai szimulátorfejlesztő cégek (EnviroSim, Hydromantis, WRc) közreműködésével bebizonyították, hogy azonos technológia, azonos kinetikai modellel végzett szimulációjánál jól átgondolt adatbevitel esetén, a különböző szimulátorok közel azonos kimenő eredményeket produkálnak. Ugyanakkor lehetnek olyan kiélezett technológiai körülmények (pl.: nitrifikáció kis aerob iszapkor mellett), amikor a szimulátorok első ránézésre jelentősen eltérő eredményeket adnak [Takács et al. 2007].

Hasonló eredményeket hozott a COST (European Cooperation in the Field of Scientific and Technical Research) munkacsoportja által 2002-ben publikált szimulációs protokoll (simulation benchmark), amely egy üzemelő szennyvíztisztító telep több éves intenzív vizsgálata alapján részletesen ismerteti annak szimulációját. A COST protokolljának elsődleges célja az volt, hogy különböző szabályozási stratégiák összehasonlításához egy jól meghatározott platformot hozzon létre. A projekt eredményeképpen azt is sikerült bizonyítani, hogy a protokoll szerinti szimuláció megvalósítható és azonos eredményt hoz különböző szimulációs háttér (BioWin, EFOR, GPS-X, MATLAB/Simulink, SIMBA, STOAT, WEST) alkalmazása esetén is.



**2.5.1. ábra** Szimulátorok főbb modell típusai

## 2.5.2 Szimulációs protokollok

A szennyvíztisztító telepi szimulációs vizsgálatok rohamos elterjedése, a szimulációs munkafolyamat rendszerbe foglalását tette szükségessé. A szimulációs munkák megkönnyítése érdekében, és a szimulációs vizsgálatok összehasonlíthatósága céljából több nemzetközileg publikált protokoll is született.

Az elsőt Hulsbeek és munkatársai 2002-ben publikálták „Az eleveniszapos rendszerek dinamikus modellezésének gyakorlati protokollja” (A Practical Protocol for Dynamic Modelling of Activated Sludge Systems) címmel [Hulsbeek et al. 2002]. Ez a gyakorlatias

útmutató, amely STOWA-(Dán Alkalmazott Vízügyi Kutatási Alap dán rövidítése alapján) protokoll néven terjedt el szakmai berkekben, főleg az ASM1 modell alkalmazásának gyakorlati tapasztalatán alapszik. Az ASM modell család többi tagjának kalibrációs-lehetőségei, és ezáltal a foszforeltávolítás modellezésének részletezése, nem került be az anyagba.

Időrendi sorrendben a következő kalibrációs protokollt Varolleghem és munkatársai publikálták „Átfogó modellkalibrációs eljárás eleveniszapos modellekhez” (A Comprehensive Model Calibration Procedure for Activated Sludge Models) címmel [Vanrolleghem et al. 2003]. A Biomath-protokoll néven is ismeretes tanulmányuk részletesen tárgyalja az összes ASM modell kalibrációjának lépéseit, külön alfejezetet szentel a foszforeltávolítással kapcsolatos tudnivalóknak.

Szintén 2003-ban került kiadásra a WERF (Water Environment Research Foundation) szimulációs protokollja, mely az összes protokoll közül a szennyvízösszetétel-vizsgálatok és a gyakorlati alkalmazhatóság témakörét tárgyalja a legrészletesebben. A protokoll magába foglal számos esettanulmányt kommunális és ipari szennyvizek tisztítására. A WERF-protokoll sajátossága, hogy megkülönböztet kalibrációs szinteket a rendelkezésre álló alapadatok és a szimulációs cél függvényében (Melcer et al. 2003). A lehetséges kalibrációs szintek az alapadatok forrása szerint:

1. *Alapértelmezett és becsület paraméterek* (irodalmi és tapasztalati értékek),
2. *Meglévő üzemi adatok* (Rutin laborvizsgálatok, üzemnapló, regisztrált online műszerek),
3. *Telepi specifikus mérések* (KOI frakcionálás, mérési kampány, stressz teszt, nyomjelzéses vizsgálatok),
4. *Direkt paraméter-meghatározások* (kinetikai paraméterek mérése).

A 2004-ben megjelent ún. HSG-protokoll az előzőektől eltérően nem részletező jellegű, alig tartalmaz konkrét modellspecifikus adatokat, a szimulációs vizsgálat egészének főbb lépéseit a választott biológiai modelltől függetlenül mutatja be [Langergraber et al. 2004]. A HSG irányelv elsősorban a meglévő telepek kapacitásvizsgálatához lett kidolgozva, ahol a modellkalibráció- és modellmegfelelőség-vizsgálat terén a legszigorúbb követelményeknek kell megfelelni. A protokollok által megfogalmazott szimulációs munkafolyamat főbb lépéseit a 2.5.2 táblázat foglalja össze, a munka célja és mélysége szerint egyes szimulációs lépések elhagyhatók.

**2.5.2. táblázat** Szimulációs vizsgálat főbb lépései a BIOMATH-, a HSG-, a STOWA- és a WERF-protokollok alapján (visszacsatolások jelölése nélkül)

1.	<b>Cél meghatározása</b>
2.	<b>Adatgyűjtés:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• műszaki, technológiai</li> <li>• üzemeltetési</li> <li>• minőségi</li> <li>• mennyiségi</li> </ul>
3.	<b>Adatok ellenőrzése, szűrése, elemzése</b>
4.	<b>Adatok összhangjának megteremtése, anyagmérlegek felállítása</b>
5.	<b>Telepmodell összeállítása</b>
6.	<b>Modellválasztás:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• befolyó modell</li> <li>• biológiai modell</li> <li>• ülepítő modell stb.</li> </ul>
7.	<b>Modellek határainak meghatározása</b>
8.	<b>Jellemzés a kalibráció szintje szerint:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• hidraulika (tökéletesen kevert, reaktor kaszkád, stb.)</li> <li>• ülepítés (SVI, ülepedési sebesség, stb.)</li> <li>• befolyó összetétel (KOI, N, P frakciók, stb)</li> <li>• biológia (kinetikai- és sztöchiometriai paraméterek)</li> </ul>
9.	<b>Előzetes kalibráció</b>
10.	<b>Paraméter érzékenység vizsgálat</b>
11.	<b>Állandósult állapotú kalibráció</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• manuális</li> <li>• automata</li> </ul>
12.	<b>Specifikus telepi és labormérések:</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• stresszteszt,</li> <li>• nyomjelzéses vizsgálat,</li> <li>• mérési kampány,</li> <li>• respiráció,</li> <li>• DO profil, stb.</li> </ul>
13.	<b>Dinamikus kalibráció</b> <ul style="list-style-type: none"> <li>• manuális</li> <li>• automata</li> </ul>
14.	<b>Hitelesítés független mérési adatsorral</b>
15.	<b>Kész modell alkalmazása</b>

A protokollok alapján véve azonos elveket tükröznek, de számos részletben különböznek. A protokollok közötti legfőbb különbség a befolyó összetétel meghatározás módszereiben; a kinetikai- és a sztöchiometriai paraméterek mérési elvében; a mérési kampányok hosszában és jellegében; valamint a kalibrálandó paraméterek kiválasztásában és a kalibráció módszerében van [Sin et al. 2005].

A szakirodalomban fellelhető szimulációs esettanulmányok éppen a párhuzamosan alkalmazott protokollok különbözősége miatt, nem egységesek és nem összehasonlíthatók. A további kutatás egyik célja a protokollok egységesítése, ezzel a céllal az IWA külön munkacsoportot hozott létre Good Modeling Practice (GMP) Task Group (Helyes Modellezési Gyakorlat Munkacsoport) néven. Az új egységesített protokoll véglegesítését és publikálását a munkacsoport 2010-re tervezi [Gillot et al. 2009].

### **2.5.3 A szennyvíztisztítás szimulációjának nemzetközi tapasztalatai**

#### **2.5.3.1 Meglévő telepek vizsgálata, fejlesztése, optimalizációja**

A szakirodalom többnyire csak olyan szimulációs tervezési feladatokra találunk példát, ahol már egy meglévő telep átalakítása, fejlesztése, vagy üzemoptimalizálása a cél [Coen et al. 1997, Sintic et al. 1988]. Ilyen esetekben a tervező feladata viszonylag konkrét, a publikált szimulációs protokollok [Sin et al. 2005] alapján a feladat jól körülhatárolt, egzaktul elvégezhető. A szimuláción alapuló tervezés pontosságának elsősorban a kalibrációs mérési kampányra fordítható pénz és idő szab határt. A szakirodalomban fellelhető nagyszámú esettanulmányok bizonyossága szerint az ASM család valamennyi tagja már bizonyított üzemi szimulációs feladatok megoldásánál [Cinar et al. 1998; Artan et al. 2002, Wichern et al. 2003, Marquot et al. 2006]. A legnagyobb szimulációs tapasztalat azonban egyértelműen az ASM1 modellel kapcsolatban gyűlt össze. A biológiai foszforeltávolítás szimulációjára pedig az ASM2d modellt alkalmazzák a leggyakrabban.

Számos nagyváros szennyvíztisztító telepe átesett már szimulációs felülvizsgálaton és a fejlesztés lehetséges módjait dinamikus szimulációval értékelték. Wilchern és munkatársai [2003] hat németországi szennyvíztisztító-telepen (Gümmerwald, Neumünster, Lage, Koblenz, Hildesheim, Duderstadt) alkalmazták sikerrel az ASM3 modellt és az azt

foszforeltávolítással kiegészítő EAWAG Bio-P modult [Rieger et al. 2001]. Az általuk modellezett szennyvíztisztítási technológiák között volt: Johannesburg-eljárás, ISAH-eljárás (recirkulációs iszap nitrátmentesítés mellékágban), szakaszos levegőztetésű telep elő anaerob medencével és többlépcsős biológiai tisztítás csepegtetőtesttel.

Keller és Juan [2002] Ausztráliában Bathurst város UniFed rendszerű (dekantálás alatt nyers szennyvíz betáplálás P eltávolítás elősegítésére) SBR technológia szimulációját oldotta meg ASM2d biológiai modellel reaktív üleptetőmodelt alkalmazva. Szintén SBR technológiával történő tápanyageltávolítás optimalizálásának lehetőségeit vizsgálták Artan és munkatársai [2002] ASM2d modellel, AQUASIM szimulációs környezetben.

Salem és munkatársai [2002] a hollandiai Wlacheren szennyvíztisztító telepén nagy ammónium tartalmú iszapvizek kezelésére kiépített BABE mellékáramú technológiát tervezte, és a hatékonyságát vizsgálta szimulációval. A szimuláció során TUDP modellt és AQUASIM szimulátort alkalmaztak [Murnleitner et al. 1997].

Az ugyancsak hollandiai Haarlem Waarderpolder szennyvíztisztító telepének szimulációjához és a biológiai foszforeltávolítás fejlesztési alternatíváinak (A/O, UCT, BCFS) összehasonlítására Brdjanovic és munkatársai [2000] TUDP modellt használtak fel Simba szimulációs környezetben.

Lengyelországban Makinia és munkatársai [2002] ASM2d modellt és GPS-X szimulátort alkalmazott sikerrel két nagy szennyvíztisztító telep (Wchod-ban MUCT-eljárás és Debogorze-ben Johannesburg-eljárás) szimulációjára. A munkájuk érdekessége, hogy telepi rutinmérések havi átlagát használták fel bemenő adatként, és csak állandósult állapotú kalibrációt és szimulációt alkalmaztak. Makinia és munkatársai [2005] egy másik projekt keretében Hannover-Gömmerswald szennyvíztisztító telep hosszú idejű szimulációját oldották meg ASM3+EWAG BioP-modul modellel, szintén GPS-X szimulációs környezetben.

Melicz és munkatársai nitrifikáló bioszűrőről származó zagyvizekkel történő visszaoltás hatását vizsgálták nagy terhelésű eleveniszapos technológiára számítógépes modellezéssel. A szimulációs eredmények alapján a dél-pesti szennyvíztisztító telep nagy terhelésű biológiájának részleges nitrifikációját sikerült intenzifikálniuk [Melicz 2003, 2006].

### 2.5.3.2 Szabályozási stratégiák modellezése

A szabályozási stratégiák összehasonlítása leginkább azonos környezeti feltételek mellett lehetséges. Ehhez ún. „Benchmarking” protokollokat hoztak létre, melyek tartalmazzák egy adott telep azonos alapokon nyugvó szimulációjához szükséges főbb adatokat és elveket [Copp et al. 2002, Abusam et al. 2004].

Szakaszos levegőztetésű rendszerek költség- és üzemoptimálására, valamint a levegőztetés szabályozási stratégiáinak összehasonlítására is megfelelő eszköznek bizonyult az ASM1 alapú dinamikus szimuláció [Fikar et al. 2005, Chachaut et al. 2005, Holenda et al. 2007].

Magyarországon a nyírádi szakaszos levegőztetésű szennyvíztisztító telep próbaüzemének szimulációja során, a levegőztetés-szabályozás optimalizálásának eredményeit a gyakorlatban is sikerült alkalmazni [Pásztor - Sulyok 2005].

### 2.5.3.3 Új szennyvíztisztító telep tervezése

Kalibrálatlan vagy durván kalibrált modellel végzett egyszerű tervezési, méretezési feladatokra például a szakirodalomban csak elvétve találhatunk, ennek két oka lehet: a modellek méretezési feladatokra történő használata tudományos szempontból kevésbé érdekes és nehezen megfogható téma, továbbá az ezirányú törekvéseket még a hagyományos számításokon alapuló „jól bevált” és elfogadott méretezési eljárások is háttérbe szorítják [Daigger - Nolasco 1995]. Alex és munkatársai úttörőként alkalmazzák az ASM1 és ASM3 biokonetikai modelleket a német irányelvek szerinti technológiai méretezés kiegészítéseként, és ehhez az alapértelmezettől eltérő modellparaméterezést javasolnak [Alex et al. 2007].

Egyes szerzők a szennyvíztisztítás-szimulációt nem tartják méretezési feladatokra megfelelő eszköznek, a modellek túl kifinomultak az ilyen egyszerű számítások elvégzésére. Takács és munkatársai [1997] szerint modelleket elvétve alkalmaznak például nitrifikáló reaktorok méretezésére, ezek a feladatok megbízhatóan megoldhatók empirikus összefüggésekkel. A modellezés célja inkább komplexebb számítások elvégzése: reaktor-

konfigurációk vizsgálata, levegőigény-számítás, dinamikus viszonyok elemzése [Takács et al. 2007]. Henze és társai szerint a modellezés elsődleges célja nem az elfolyó szubsztrát koncentrációk meghatározása (pedig tervezésnél alapvető kritérium), hanem az elektronakceptor (levegőbevitel) igény idő és térbeli meghatározása, valamint az iszaphozam számítása [Henze et al. 1987]. A WERF szimulációs protokoll már említi a tervezést, mint lehetséges szimulációs célt, és felhívja a figyelmet az alacsony szintű kalibrációból adódó körülményekre:

- a befolyó szennyvízösszetételt és a modellparamétereket tapasztalati vagy szakirodalmi adatok alapján, nagy körültekintéssel és szakértelmmel szabad módosítani helyi viszonyoknak megfelelően.
- A szimulációs eredmények számszerűsített abszolút értékei (pl.: elfolyó koncentrációk alacsony tartományokban) kis pontosságot tükrözhetnek, míg különböző scenáriók és reaktorkonfigurációk egymáshoz viszonyított összehasonlító eredményei értékes információt nyújthatnak (pl.: elfolyó koncentrációk különböző reaktorelrendezések mellett).
- Az empirikus méretezésekben használt biztonsági tényezők helyett pesszimista paraméterbeállítások (nagyobb terhelés, alacsony szaporodási ráták) alkalmazása javasolt [Melcer et al. 2003].

Sajnos a fenti pontokat részletesen kifejtő, új telep tervezésére hasznosítható esettanulmány vagy tervezési segédlet nem áll rendelkezésre, különösen igaz ez a magyarországi körülményekre.

Ugyanakkor a hazai szennyvíztisztítótelep-tervező cégek jelentős része rendelkezik szimulációs szoftverrel (pl.: Körte-Organica Zrt., OMS-Hungária Kft., Kristály Kft., UTB Envirotec Kft., stb.) és valószínűleg használják is a különböző mértékben kalibrált modelleket új telepek biológiai reaktorainak méretezésére [Kristály 2003, Pásztor et al. 2007]. Új szennyvíztisztító telepek esetén a dinamikus szimuláció segítséget adhat az automatizálás kialakításához, és a szabályozási algoritmusok beállításai (SBR ciklusok, szakaszos levegőztetés időzítése, légbevitel PID szabályozás) is megadhatók előzetes szimulációkkal [Pásztor - Sulyok 2006].



## 2.6 Szabványok a tervezésben

### 2.6.1 A magyar szabvány

A jelenleg érvényes magyar szabványok közül egyedül az MSZ EN 1255-6:2002 számú „*Eleveniszapos szennyvíztisztítás*” című szabvány foglalkozik érintőlegesen a biológiai reaktorok kialakításával és méretezésével (MSZ 2002). A szabvány részletes méretezési segédletet nem közöl, csak a főbb méretezési adatokat összegzi a mellékletben (2.6.1. táblázat). Továbbá a szabvány keretein belül alkalmazásra javasolja a német ATV-A 131 számú „*Egylépcsős eleveniszapos berendezések méretezése*” című műszaki irányelvet [ATV 2000].

**2.6.1. táblázat** Méretezési adatok az MSZ EN 12255-6:2002 szabvány „A” melléklete szerint [MSZ 2002]

Szükséges tisztítás	A berendezés típusa	F/M	Méretezési	Izapkor
			MLSS	
		<i>kg/(kg*d)</i>	<i>g/l</i>	<i>nap</i>
Részleges tisztítás	Nagyterhelésű	≥ 1,0	1,5 - 2,0	≤1
Szénvegyületek oxidációja <sup>a</sup>	Közepes terhelésű	0,25 - 0,5	2,0-3,0	2-4
Nitrifikáció <sup>a</sup>	Kisterhelésű	0,10-0,15	3,0 - 5,0	7 -12 <sup>c</sup>
Nitrifikáció <sup>b</sup> és denitrifikáció <sup>a,b</sup>	Nitrogéntávolítás	0,07 - 0,09	3,0-5,0	12-15 <sup>c</sup>
Aerob iszapstabilizálása, <sup>b</sup>	Teljesoxidációs	0,04 - 0,07	3,0 -5,0	15 - 30 <sup>c</sup>
a	Foszfátvegyületek eltávolításánál az anaerob behatási idő 0,5 h - 2h és/vagy megfelelő kicsapatószer adagolás			
b	Nitrogéntávolításhoz a reaktor 0,2 - 0,5 része anoxikus legyen.			
c	Ezek az értékek 10°C-os és annál nagyobb hőmérsékletekre érvényesek.			

## 2.6.2 A német műszaki irányelv

A német ATV-131 műszaki irányelv a hazai tervezési gyakorlatban széleskörűen alkalmazott méretezési módszer egylépcsős eleveniszapos szennyvíztisztítási technológiák tervezésére (2.6.2. táblázat). A műszaki irányelvben részletesen bemutatott méretezési mód elsősorban empirikus összefüggéseken alapszik, bár egy rövid fejezetet szentel a dinamikus szimuláció tervezésben betöltött szerepére is. A műszaki irányelv felhívja a figyelmet, hogy a szimuláció sajátos tulajdonsága, hogy a bizonytalanságokat és a szűk keresztmetszeteket a modell nem tudja kimutatni, hanem eleve különböző szituációknak megfelelő feltételeket kell felvenni, ezeket megbecsülni és megfontolások alapján alkalmazni.

**2.6.2. táblázat** A biológiai reaktorok méretezésének főbb lépései az ATV műszaki irányelv szerint:

1.	<b>Várható terhelés meghatározása</b>
2.	<b>Technológiaválasztás</b>
3.	<b>Biztonsági tényezők meghatározása</b> (a terhelés nagysága és a terhelés ingadozás függvényében)
4.	<b>Denitrifikációs térfogathányad számítása (<math>V_D/V_{BB}</math>)</b>
5.	<b>Szükséges iszapkor meghatározása</b>
6.	<b>Biológiai foszforeltávolítás</b>
7.	<b>Izaphozam számítása</b>
8.	<b>Medencetérfogatok számítása (anoxikus+aerob)</b>
9.	<b>Anaerob medence méretezése</b>
10.	<b>Belső recirkuláció mértékének számítása</b>
11.	<b>Oxigénigény számítása</b>
12.	<b>Pufferkapacitás ellenőrzése</b>

## **2.7 A szakirodalmi áttekintés összefoglalója, következtések**

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás modellezésére számos biokinetikai modell született az elmúlt évtizedekben. A leggyakrabban alkalmazott modellek az ASM modellcsaládba tartoznak, ezekkel kapcsolatban van a legtöbb szimulációs, kalibrációs tapasztalat. **A modellek működési alapelvekben és a fő folyamatok leírása tekintetében megegyeznek, mégis számos olyan különbséggel bírnak, amelyek miatt a kalibrálatlan modellek valós szimulációs értéke nehezen összehasonlítható.**

A modellek szimulációs alkalmazásának egységesítésére és támogatására számos szimulációs protokoll született, amelyek általában nagy hangsúlyt fektetnek a befolyó szennyvíz modell szempontú összetételének vizsgálatára. A szennyvízösszetétel-vizsgálat súlyponti kérdése a szerves frakciók KOI-ban kifejezett mennyiségeinek meghatározása, míg a nitrogén- és foszforformák összetételének pontos ismerete általában kisebb jelentőséggel bír. **A KOI-frakcionálás alapvetően fizikai-kémiai és biológiai módszerekkel valósulhat meg, de a leggyorsabb és legegyszerűbb megoldást a kombinált módszerek jelentik.**

A nemzetközi szakirodalomban fellelhető nagyszámú mérési eredmény alapján megállapítható, hogy a kommunális jellegű szennyvizek összetételében jelentős eltérések lehetnek, mégis egyes országokban vagy régiókban sajátos szennyvízösszetétel valószínűsíthető. A szennyvízösszetételben jelentkező regionális különbségek a fogyasztási szokásokkal, a szennyvízgyűjtő-hálózat egyedi jellegével, vagy az ipari szennyvíz jelenlétével magyarázható. **A hazai szennyvizek modellezés szempontú részletes összetételéről alig áll rendelkezésre információ.**

A szakirodalomban számos esettanulmány olvasható meglévő telepek különböző biológiai modellekkel lefolytatott sikeres szimulációs vizsgálatáról, fejlesztéséről és üzemoptimalizálásáról. Az esettanulmányok fókuszpontjában általában a modellek pontos kalibrációjának bemutatása áll. **Ugyanakkor azokról az estekről alig tesz említést a szakirodalom, hogy a kalibrálatlan modellek miként alkalmazhatók a gyakorlatban,**

**ha a kalibrációhoz szükséges adatok nem állnak rendelkezésre, mint például egy új szennyvíztisztító telep tervezésénél.**

A kalibrálatlan vagy részlegesen kalibrált szennyvíztisztítási modellek a tervezési gyakorlatban is kezdenek teret nyerni, annak ellenére, hogy a szabványosított méretezési metodika nem áll rendelkezésre a modellezéshez. A hazai szabványok a szennyvíztisztítótelep-tervezéssel csak érintőlegesen foglalkoznak, ezért a vonatkozó német műszaki irányelvek alkalmazása vált elfogadottá Magyarországon. A műszaki irányelvek és a modellek tervezésben történő alkalmazásának fő jellegzetessége, hogy a műszaki irányelvek a tervezés biztonságát különböző biztonsági faktorok alkalmazásával tudják garantálni, míg a modellek esetén a tervezési biztonság a kalibráció pontosságának a függvénye. **Elméletileg, ha egy „tökéletesen” kalibrált modellt használunk méretezésre, akkor semmilyen biztonsági tényezővel vagy biztonsági ráhagyással nem szükséges élnünk, ugyanakkor kalibrálatlan modellek alkalmazása esetén számolni kell az eredmények pontatlanságával.**

A szennyvíztisztítótelep-méretezés egyik sarkalatos pontja a tervezési alapadatok felvétele. Meglévő telepek fejlesztésekor a szennyvíz mennyisége és minősége a telepi mérési adatok feldolgozásával állapítható meg, továbbá szimulációs célra külön mérési kampány keretében pontosítható a szennyvíz összetétele. Új szennyvíztisztító telepek tervezésénél a várható szennyvízterhelés a vízfogyasztási adatok és kibocsátási fajlagosok alapján becsülhető. **A kibocsátási fajlagosok egyik hiányossága, hogy Magyarországra vonatkozó specifikus értékek nem, vagy csak kis számban állnak rendelkezésre és a kibocsátási fajlagosok számos méretezésnél fontos paraméterre nem adnak útmutatást (pl.: lúgosság, inert szervesanyag, KOI frakciók stb.).**

## **3 Gyakorlati rész**

### **3.1 Szennyvízminőségi vizsgálatok**

#### **3.1.1 Mérési kampányok, paraméterbecslések**

A szennyvíztisztítási technológiák szimulációjának pontossága alapvetően a modell kalibráció alaposágától függ. Hazai pénzügyi lehetőségek ismeretében általában a mérési kampányra fordítható pénz limitálja a modell kalibráció mélységét. A modellező szakembernek legtöbbször be kell érnie a telep befolyó és elfolyó szennyvizének önellenőrzés keretében elvégzett mérési eredményeivel, és néhány telepen regisztrált technológiai jellemzővel (befolyó mennyiség, 30 perces iszapüledési térfogat, centrifugált iszap mennyiség, beszállított TFH, oldott oxigén koncentráció stb.).

Kivételes esetben, főleg kutatási munkáknál van lehetőség tényleges intenzív mérési kampány (2-7 nap) lefolytatására, amely keretében az elfolyó és befolyó paraméterek mellett, mellékáramok, közbenső tisztítási lépcsők, iszapok, részletes és rendszeres (2-24 óras átlagminták) vizsgálatára is sor kerülhet. Hosszabb mérési kampányok lefolytatása során, olyan nagyszámú analitikai elemzésre van szükség, hogy arra a hazai üzemeltetők szennyvíz laboratóriumai nincsenek felkészülve. Nagyobb szennyvíztisztító telepek esetén a párhuzamos tisztítási sorok és egymást követő tisztítási lépcsők mintázására soronként legalább 3-4 db (telepenként akár 10-15 db) mobil automata mintavevőre van szükség, ami Magyarországon még a regionális üzemeltetőknél sem áll rendelkezésre. A dinamikus kalibráció mérési kampányának az analitikai költségei a technológia jellege, a párhuzamos tisztítási sorok száma, és a mérési kampány hossza függvényében, néhány százezertől néhány millió forintig terjedhet (2009-es árszint). Napi átlagméréseken alapuló állandósult állapotú kalibráció mérési kampánya feleakkora, harmadannyi költséget jelent.

Tovább nehezíti a mérési kampány lefolytatását, hogy semmit sem érnek az analitikai mérések, ha a mintázott folyadékáram hozama nem ismert. Még a legmodernebb szennyvíztisztító telepeken is ritka, hogy a párhuzamos ágakra folyó szennyvízmennyiség

és az összes recirkulációs áram mérése indukciós áramlásmérővel biztosított legyen. A legnagyobb bizonytalanság az iszapvonalai mennyiségek tekintetében tapasztalható, az elvett fölösiszap mennyisége általában csak üzemnapló bejegyzések alapján követhető vissza, ami alapján pontos anyagmérleget aligha lehet felállítani.

A mérési kampány direkt biológiai paraméter meghatározásokkal és nyomjelzéses hidraulikai vizsgálatokkal való kiegészítése azok költség-, idő- és eszközigénye miatt, a mérnöki gyakorlatban szinte kizárt, kutatások keretében is csak kivételes esetben fordulhat elő.

Egy alapos dinamikus kalibrációhoz szükséges négy napos mérési kampány analitikai költsége technológiasoronként meghaladhatja az 1 000 000 forintot (3.1.1. táblázat). Ha ehhez hozzászámítjuk a mintavételezést végző személyzet, az automata mintavételezéshez és mintatároláshoz szükséges eszközök, kiegészítő laborkísérletek, telepi fizikai mérések (térfogatok, áramlási sebességek, nyomjelzéses vizsgálatok), és az adatfeldolgozás költségeit, akkor egy nagyobb, több technológiasoros tisztítótelep esetén a mérési kampány költsége megközelítheti a 10 000 000 forintot. Ez a pénzösszeg a szimulációs vizsgálatokat megrendelő vagy végző cégeknél általában nem áll rendelkezésre, pedig nem ritka, hogy a szimulációs vizsgálatok eredményeképpen a befektetett összegnél nagyobb vízterhelési díj- és bírság-megtakarítás érhető el néhány éven belül. Az is előfordulhat, hogy a szimulációs üzemoptimalizálással jelentős beruházás kerülhető el.

**3.1.1. táblázat** A dinamikus kalibrációhoz szükséges mérési kampány becsült analitikai költsége (technológiai soronként)

	Szimulált technológia jellege			
	BOI eltáv.	Nitrifikáció	Nitrifikáció - deneitrifikáció	Biológiai P eltáv.
Mérések 24 órás átlagmintákból (db/d) *	58	68	71	81
Mérések 2 óránként (db/d)*	24	96	96	132
Becsült napi analitikai költség (eFt/d)**	98,4	196,8	200,4	255,6
Négy napos kampány költsége (eFt/4d)**	393,6	787,2	801,6	1 022,4

\* Analitikai mérések átlagos költsége 2009-as árszinten kb: nettó 1200 Ft/mérés

\*\* Ajánlott mérések száma Melcer és munkatársai [2003] nyomán

A szimulációs vizsgálatok költségének jelentős részét a mérési kampányokra fordított pénz adja, éppen ezért számottevő megtakarítás érhető el, ha a szennyvízparamétereknek legalább egy része szakirodalmi adatokra támaszkodva becsülhető. A következő fejezetekben olyan méréssorozatok eredményei kerülnek bemutatásra, melyek segítik a befolyó szennyvíz, modellezés szempontú összetételének közelítő meghatározását, ha a mérési kampány keretében teljes körű szennyvízminőségi vizsgálatok végzésére nincs lehetőség.

### 3.1.2 KOI frakciók

#### 3.1.2.1 KOI frakciók tervezési jelentősége

A KOI frakciók megoszlása az összes befolyó KOI-ban, közvetlenül befolyásolhatja a modell alapú tervezés eredményeit. A 3.1.2.1. táblázat az egyes KOI frakciók tervezési paraméterekre való főbb hatásait mutatja be az alkalmazott szennyvíztisztítási modelltől függetlenül.

**3.1.2.1. táblázat** KOI frakciók főbb hatásai a tervezési jellemzőkre

Tervezési jellemzők	KOI frakciók			
	$S_s$	$S_t$	$X_s$	$X_t$
<b>Levegőigény</b>	X		X	
<b>Iszaphozam</b>			X	X
<b>Iszapkor</b>			X	X
<b>Aerob térfogat igény</b>	X		X	
<b>Anoxikus térfogat igény</b>	X		X	
<b>Elfolyó KOI</b>		X		
<b>Biológiai P eltávolítás</b>	X			

A fentiek szerint KOI frakciók megoszlása az összes befolyó KOI-ban közvetve és közvetlenül befolyásolhatja a modell alapú tervezés eredményeit (elfolyó KOI, levegőigény, iszaphozam, iszapkor, stb.), ezért a KOI frakciók jellemző értéktartományainak ismerete fontos tervezési alapadat.

### 3.1.2.2 Mérési módszertan

Méréseim során, közép-dunántúli (elsősorban Veszprém környéki) 1 000-120 000 LE méretű ipari szennyvízzel nem, vagy csak kis mértékben terhelt kommunális szennyvíztisztító telepek nyers szennyvizeinek analitikai vizsgálatára került sor. A minták a normál telepi mintázási rend keretében megvett nyers és tisztított szennyvíz 4-6 órás átlagminták voltak. A nyers szennyvíz mintavételi helye közvetlenül a rács után, a tisztított szennyvíz mintavételi helye az üleptető elfolyó vályúja (fertőtlenítés előtt) volt.

A KOI frakcionálást a STOWA-protokoll [Hulsbeek et al. 2002] szerint kiviteleztem, a KOI-meghatározást LOVIBOND-fotométerrel, gyári reagensek felhasználásával végeztem.

A frakcionálás lépései:

#### 1. **Összes KOI:**

Az összes KOI-nak a nyers szennyvíz kémiai oxigénigénye felel meg, ezért első lépésben a nyers, szűretlen minta KOI-ja került meghatározásra.

#### 2. **Oldott KOI:**

100 ml nyers mintát flokkuláltattam 1 ml cink-szulfát ( $ZnSO_4$ ) oldattal. Ezután a pH-ját 6 mólos nátrium-hidroxid (NaOH) oldattal, 10,5-re állítottam be. Miután a csapadék leülepedett, a tiszta részből vett mintát átszűrtem a 0,45  $\mu\text{m}$ -es membránszűrőn. A szűrlet KOI-jának mérésével megkaptam az oldható részek mennyiségét, tehát az  $S_S$  és  $S_I$  összegét.

#### 3. **Oldott inert KOI**

Az oldott inert KOI frakció meghatározása azon a feltételezésen alapszik, hogy a tisztított elfolyó víz és a befolyó szennyvíz oldott inert KOI tartalma azonos. Ezért a befolyó inert oldott KOI 3 napnál nagyobb iszapkorú rendszereknél az elfolyó szennyvízből is megmérhető. Az elfolyó szennyvizet először 0,45  $\mu\text{m}$ -es membránszűrőn átszűrtem, majd megmértem a szűrlet KOI-ját. A visszamaradó bontható szerves anyag figyelembevételére ez a protokoll szorzófaktorot javasol,



amely az alacsony terhelésű szennyvíztisztítók esetében 0,9. Ezek alapján a szűrt elfolyó mintában mért KOI 0,9-szerese megegyezik az nyers szennyvíz oldott inert KOI értékével.

#### 4. Gyorsan bontható KOI ( $S_S$ )

A gyorsan bontható KOI ( $S_S$ ) kivonással meghatározható az eddigi mérési eredményekből:

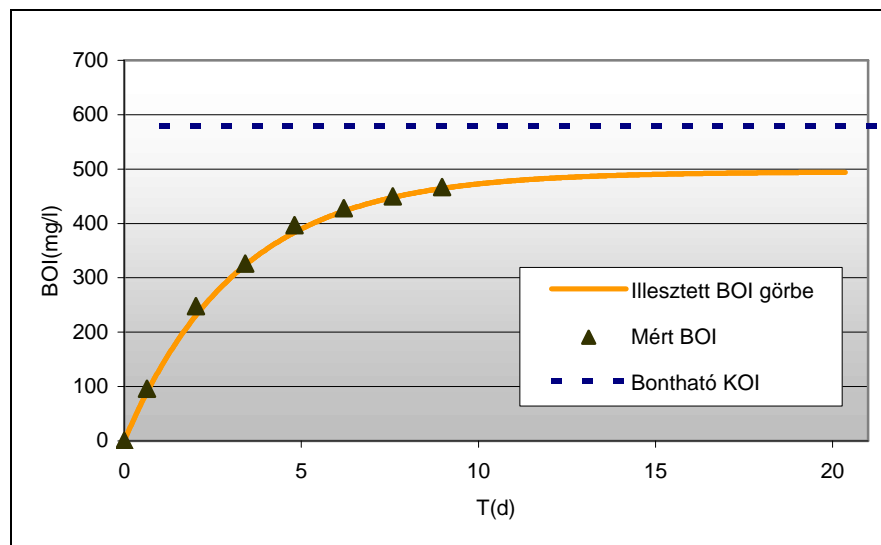
$$S_S = \text{Oldott KOI} - S_I \quad (3.1.2.2.)$$

#### 5. Biológiailag bontható KOI ( $KOI_b$ )

Biológiailag bontható KOI alatt ( $KOI_b$ ), a szennyvíztisztítás során szerves szubsztrátként hasznosítható szervesanyagok KOI-ban kifejezett mennyisége értendő (nem azonos a szennyvíztisztítás során eltávolítható szervesanyagok mennyiségével).

A bontható KOI-meghatározáshoz hosszú távú BOI-görbék felvételére volt szükség (1. melléklet). Nyolc napra felvett BOI-görbéből a végső BOI a mérési pontokra illesztett görbe alapján került meghatározásra (3.1.2.2. ábra). Az illesztő görbe egyenlete:

$$BOI_{\infty} = \frac{1}{1 - e^{-k_{BOI}t}} \cdot BOI_t \quad (3.1.2.2b)$$



**3.1.2.2. ábra** A bontható KOI meghatározása a BOI-mérés eredményeire illesztett görbe segítségével (saját mérés alapján)

Mivel a mérés során a szervesanyag egy része inert anyaggá alakul, ezért a számított  $BOI_{\infty}$  -ból korrekcióval kaptam az összes bontható KOI-t (1. összefüggés):

$$KOI_b = \frac{1}{1 - f_{BOI}} BOI_{\infty}, \quad (3.1.2.2c)$$

ahol :  $f_{BOI}=0,15$

Megjegyzendő, hogy az  $f_{BOI}$  paraméter települési szennyvizeknél 0,1 - 0,2 tartományban vesz fel értéket a mindenkori szennyvízminőség függvényében [Hulsbeek et al. 2002]. Az  $f_{BOI}$  állandó 0,15 értéken való felvétele egy általam alkalmazott egyszerűsítés, ami csak elhanyagolható mértékben módosíthatja a frakcionálás további lépéseiben kapott eredményeket.

## 6. Lassan bontható szubsztrát ( $X_s$ )

Az  $X_s$  különbségként kapható az  $S_s$  ismeretében:

$$X_s = KOI_b - S_s \quad (3.1.2.2d)$$

## 7. Lebegő inert KOI

A lebegő inert frakció kivonással számolható:

$$X_i = \text{KOI}_{\text{TOT}} - S_s - S_i - X_s \quad (3.1.2.2e)$$

## 8. Fermentációs termékek ( $S_A$ )

A fermentációs termékek ( $S_A$ ) mérése ionkromatográfias méréssel történt. A mérés során a legfontosabb fermentációs termékek (ecetsav, propionsav) koncentrációi kerültek meghatározásra.

## 9. Fermentálható gyorsan bontható szubsztrát ( $S_F$ )

A frakció különbségeként adódott:

$$S_F = S_S - S_A \quad (3.1.2.2f)$$

### 3.1.2.3 Eredmények és értékelés

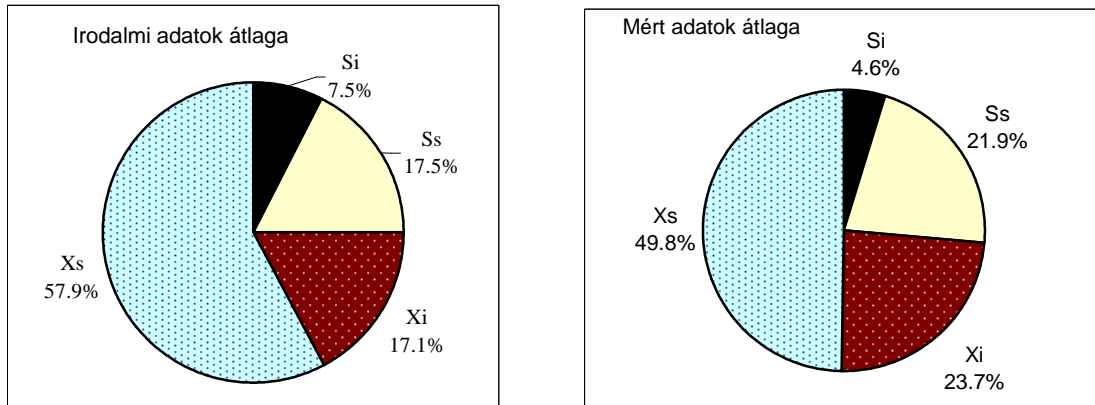
A STOWA-protokoll szerint 11 települési szennyvízre elvégzett KOI frakció mérések eredményeit az 3.1.2.3. táblázat összesíti.

#### 3.1.2.3. táblázat Nyers szennyvíz mért KOI frakciói (mérésszám: 11 X 2 db)

	<b>KOI<sub>TOT</sub></b> <b>(mg/l)</b>	<b>S<sub>I</sub></b> <b>%</b>	<b>S<sub>S</sub></b> <b>%</b>	<b>X<sub>I</sub></b> <b>%</b>	<b>X<sub>S</sub> (+X<sub>H</sub>)*</b> <b>%</b>	<b>S<sub>A</sub></b> <b>%</b>
Mért min.	280	2,1	10	11,1	35,9	0
Mért max.	1362	10,8	40,7	32,5	65,5	15,8
Mért átlag	<b>773,6</b>	<b>4,6</b>	<b>21,9</b>	<b>23,7</b>	<b>49,8</b>	<b>6,5</b>
Irodalmi átlag (tartomány)		7,5 (2–15)	17,5 (3–35)	17,1 (9–39)	57,9 (28–73,9)	4,1 (0–8,8)

\* A biomassza KOI a lassan bontható szubsztrát részeként mérve

A 3.1.2.3. táblázat alapján jól látszik, hogy a KOI frakció mérési eredmények belül esnek a nemzetközi szakirodalom értéktartományainak, egyedül a veszprémi telepen mért gyorsan bontható szubsztrát (40,7 mg/l) koncentrációja haladja meg a szakirodalmi értéktartomány felső határát (2. melléklet). A veszprémi telepen mért nagy bontható szervesanyag-hányad ( $S_S+X_S= 86,8\%$ ) a település élelmiszeripari kibocsátásaiból adódhat.



**3.1.2.3. ábra** Nyers szennyvíz átlagos összetétele szakirodalmi adatok (bal) és saját mérések alapján (jobb)

A szakirodalomban fellelhető mérési eredmények átlagértékei nem esnek messze a közép-dunántúli régióban mért szennyvízminták átlagos KOI-összetételétől (3.1.2.3 ábra). A legszembetűnőbb eltérés irodalmi átlaghoz képest a mért nyers szennyvizek viszonylag kicsi  $X_S$ -frakciójában fedezhető fel, az ebből adódó bontható szervesanyag hiányt, csak részben kompenzálja a kissé nagyobb oldható szubsztráthányad. Kiemelendő a viszonylag alacsony mért átlagos inert oldható KOI frakció (átlag:  $4,6\% = 35,6 \text{ mg/l}$ ) is, ami lehetővé teszi a megfelelő KOI eltávolítást a hazai legszigorúbb KOI határértékek (50 mg/l) fennállása esetén is.

### 3.1.2.3a táblázat Illékony szerves savak megoszlása a vizsgált mintákban

(a %-os értékek az összes KOI-arányában értendők)

Város	Illékony szerves savak						Összes fermentációs termék ( $S_A$ )	
	Ecetsav		Propionsav		Egyéb savak		(mg/l)	(%)
	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)	(mg/l)	(%)		
Nagyvázsony	41.2	5.39	4.8	0.6	8.1	1.1	54,1	7,1
Litér	0.0	0.00	0.0	0.0	0.0	0.0	0	0
Hárskút	19.2	1.94	4.8	0.5	4.2	0.4	28,2	2,9
Veszprém	48.6	9.92	17.2	3.5	11.6	2.4	77,4	15,8

A szennyvízminták ionkromatográfias vizsgálata alapján az illósav-tartalom ( $S_A$ ) nagyon változó arányban volt kimutatható (0-15,8%). A veszprémi mintában mért fermentációs termékmennyiség (15,8%) meghaladta az irodalmi értéktartomány felső határát (8,8%), mintegy igazolva a veszprémi minta korábban ismertetett magas oldott szubsztráttartalmát.

Az illósavakon belül az ecetsav részaránya volt a legnagyobb (62-76%), ezt követte a propionsav (8-22%), a fennmaradó részen a nagyobb szénatomszámú illósavak osztoztak. A mérési eredmények hasonlatosak Henze eredményeihez, miszerint a fermentációs termékek kb. 71%-ban ecetsavat és 29%-ban hosszabb láncú zsírsavat tartalmaznak [Henze 1992].

### 3.1.2.4 Szimulációs vizsgálatok

A KOI-frakcionálás során kapott értéktartományok néhány tervezési jellemzőre gyakorolt hatását számítógépes szimulációval értékeltem. Csak azokat az összefüggéseket vizsgáltam meg, amelyeknek a szakirodalmi ismeretek és a saját tapasztalatok alapján feltételezhető volt a tervezési jelentősége. A szimulációk során az egyes nyers szennyvíz frakciók arányeltolódásának hatását az *összes KOI* és a *lebegő KOI / oldott KOI*-arány állandó értéken tartása mellett vizsgáltam. Az egyes szerves frakciók vizsgálati tartományának megválasztásánál arra törekedtem – ha az sztöchiometriailag lehetséges volt –, hogy annak minimum és maximum értéke az általam mért szélső értékeknek feleljen meg.

A szimuláció során alkalmazott főbb beállításokat a 3.1.2.4. táblázat, a szimulációs eredményeket pedig a 3.1.2.4.-3.1.2.4d ábrák mutatják be.

### 3.1.2.4. táblázat Szimulációs beállítások a vizsgálat során

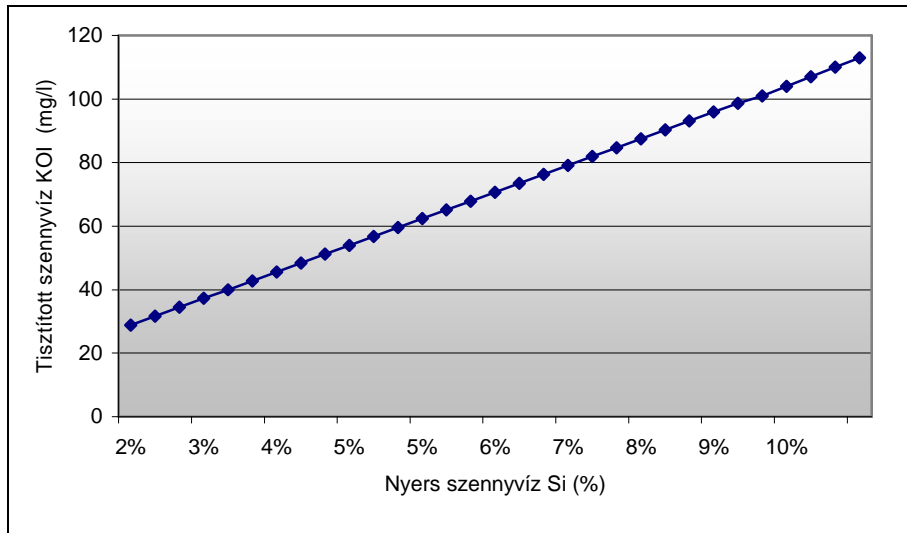
Technológia	A2/O
Biológiai modell	ASM2d, alapértelmezett paraméterekkel
Befolyó modell	„KOI frakciók”
Összes reaktor térfogat	2000m <sup>3</sup>
Anaerob térfogat	10%
Anoxikus térfogat	35%
Oxikus térfogat	55%
Belső recirkuláció	3000 m <sup>3</sup> /d
Befolyó szennyvízmennyiség	1000 m <sup>3</sup> /d
Befolyó minőség	KOI = 900 mg/l, TN = 100 mg/l, NH <sub>4</sub> -N = 80 mg/l, TP = 18 mg/l, lúgosság = 12 mmol/l
Víz hőmérséklet	20°C
Szimuláció jellege	Automatikus paraméter érzékenység vizsgálat állandósult állapotú szimulációkkal, változó KOI frakció arányok

A szimulált körülmények mellett a befolyó szennyvíz oldott inert KOI-tartalma és az elfolyó KOI között egyenes arányosságot mutattam ki (3.1.2.4. ábra). Az elfolyó szennyvíz KOI-ját – a várakozásoknak megfelelően – elsősorban a befolyó szennyvíz oldott inert KOI tartalma határozta meg. A szimuláció során a tisztított szennyvíz lebegőanyag koncentrációja állandó volt (8 mg/l).

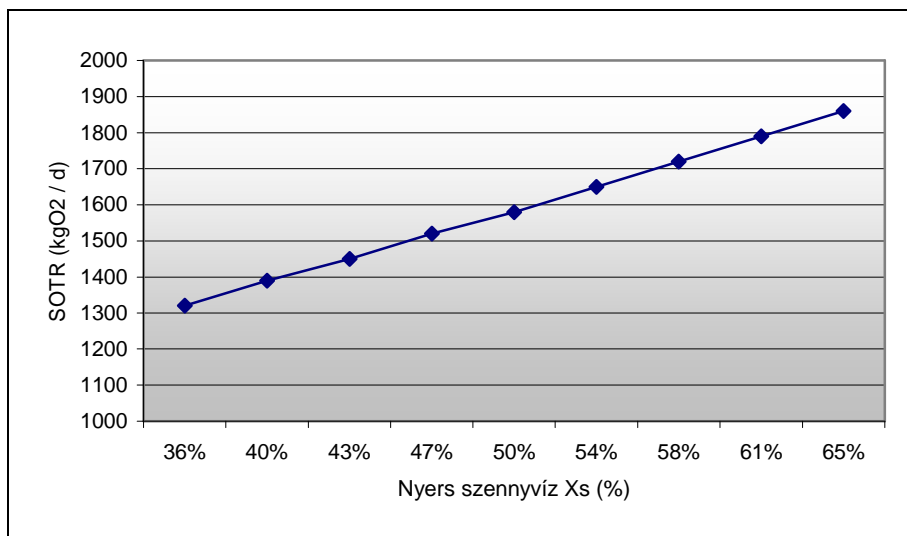
Ugyancsak egyenes arányosságot mutattam ki a befolyó szennyvíz lassan bontható szubsztráttartalma és a telep oxigénigénye, valamint az inert lebegőanyag-tartalom és a fölösiszap hozama között (2.1.2.4a-b ábrák). A lassan bontható szubsztrát koncentráció 1%-os növelése mintegy 1,4%-kal növelte meg az oxigénigényt, míg az inert lebegőanyag tartalom 1%-os növekedése ugyanilyen arányban növelte az iszaphozamot.

A szimulációs vizsgálat szerint a befolyó szennyvíz gyorsan bontható szubsztráttartalma elsősorban a biológiai foszforeltávolítás hatásfokát befolyásolja mindaddig, amíg a denitrifikáció nem válik tápanyaghiányossá. A vizsgált esetben a gyorsan bontható szubsztráthányad csökkenése először a biológiai többletfoszfor-eltávolítást csökkentette és állította le, majd ezt követően kezdett jelentősen csökkenni a denitrifikációs hatásfok

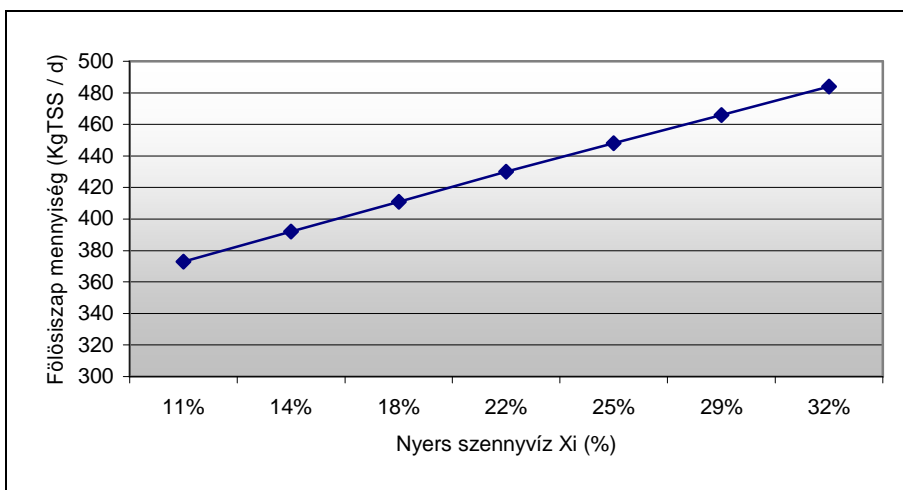
(3.1.2.4c ábra). A gyorsan bomtható szubsztráton belül az illékony zsírsavak mennyiségének változása viszonylag kis mértékben (1-2 mg/l) befolyásolta a nitrogén- és foszforeltávolítás hatásfokát (3.1.2.4d ábra).



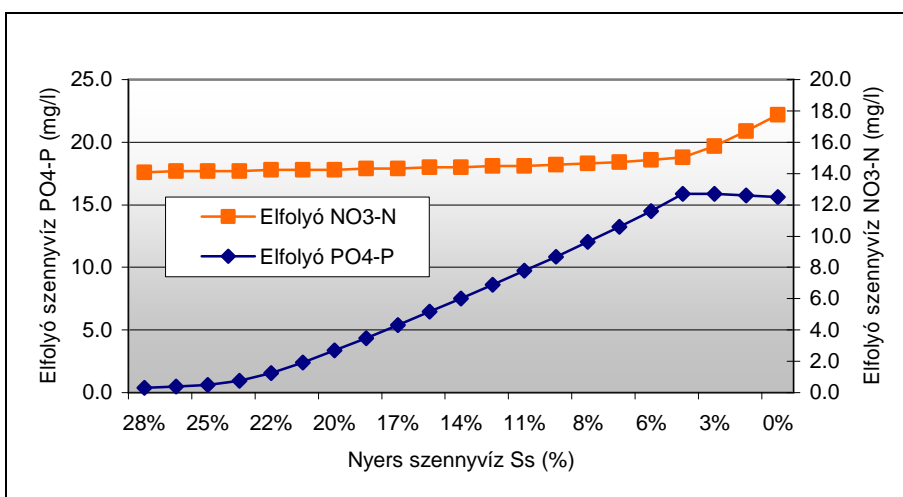
**3.1.2.4. ábra** Nyers szennyvíz inert oldott KOI ( $S_i$ ) hatása a tisztított szennyvíz KOI-ra



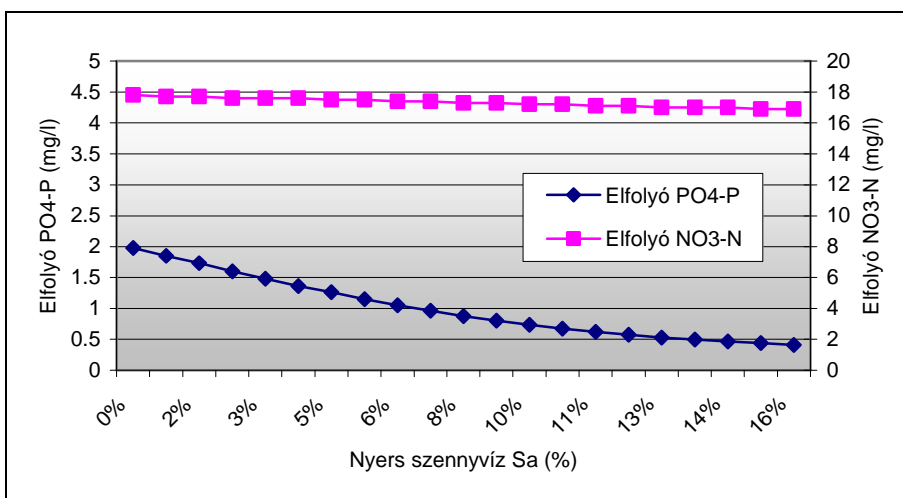
**3.1.2.4a ábra** Nyers szennyvíz lassan bomtható szubsztrátfraakció ( $X_s$ ) hatása az oxigénigényre (SOTR)



3.1.2.4b ábra Nyers szennyvíz inert KOI ( $X_i$ ) hatása a fölösizap mennyiségére



3.1.2.4c ábra Nyers szennyvíz gyorsan bontható szubsztrát ( $S_s$ ) mennyiségének hatása az elfolyó szennyvíz foszfát és nitrát koncentrációjára



3.1.2d ábra Nyers szennyvíz illékony zsírsavtartalom ( $S_a$ ) hatása az elfolyó foszfát és nitrát koncentrációra



### 3.1.3 Nitrogénformák

#### 3.1.3.1 A nitrogéntartalom tervezési jelentősége

A befolyó szennyvizek oldott szervesen nitrogénformáinak ( $\text{NH}_4\text{-N}$ ,  $\text{NO}_3\text{-N}$ ,  $\text{NO}_2\text{-N}$ ) meghatározása a szennyvíztisztító telepek rutin mérései közé tartozik. A szerves formában jelenlévő N-tartalom a szennyvíztisztítási modellezésben kisebb jelentőségű, mert a tisztítási folyamatban a szervesanyagok gyors hidrolízise folytán, a szerves nitrogén legnagyobb része ammóniumformába kerül. A szerves frakciók N-tartalmának mérése aránytalanul komplikált és költséges a nyerhető információk szimulációs értékéhez képest. A KOI frakciók N-tartalma jól megközelíthető a modellek alapértelmezett szerves N-tartalmának az  $\text{NH}_4\text{-N/TN}$ -aránynak megfelelő korrigálásával. Ezért a kutatás során kizárólag az  $\text{NH}_4\text{-N/TN}$ -arány jellemző értékének meghatározására törekedtem.

#### 3.1.3.2 Mérési módszertan

A szervesen tápanyagformákra vonatkozó mérési eredményeket akkreditált üzemeltetői laborokból szereztem be a közép-dunántúli régióból és annak tágabb környezetéből (Vas, Veszprém, Somogy és Pest megye kis- és közepes méretű települései). Az  $\text{NH}_4\text{-N/TKN}$ -arányt 20 település átlagos szennyvízösszetétele alapján határoztam meg (3. melléklet).

#### 3.1.3.3 Eredmények és értékelés

A vizsgált szennyvizek (20 db) átlagos  $\text{NH}_4\text{-N/TN}$ -aránya 0,8 (0,57-0,97). A mért  $\text{NH}_4\text{-N/TN}$ -arány nagyobb, mint a szakirodalomban fellelhető hasonló értékek, ezért a hazai modellezési gyakorlatban az egyes szerves frakciók N-tartalmának jelentős csökkentése javasolt a megfelelő  $\text{NH}_4\text{-N/TN}$ -arány elérése érdekében. Ha részletes mérési adatok nem állnak rendelkezésre, akkor a 3.1.3.3. táblázat értékei lehetnek irányadóak, melynek alapján kb. 0,8  $\text{NH}_4\text{-N/TN}$  arány állítható be.

### 3.1.3.3. táblázat Fontosabb KOI frakciók szervesnitrogén tartalma

	ASM2d alapbeállítás [Henze et al. 1999] (g N/gKOI)	Javasolt beállítás a NH <sub>4</sub> -N/TN = 0,8 arányhoz (g N/gKOI)
Oldott inert KOI (S <sub>I</sub> ) N-tartalma	0,01	0,069
Fermentálható szubsztrát (S <sub>F</sub> ) N-tartalma	0,03	0,0207
Lassan bontható szubsztrát (X <sub>S</sub> ) N-tartalma	0,04	0,0276
Inert lebegő KOI (X <sub>I</sub> ) N-tartalma	0,02	0,0138

### 3.1.3.4 Szimulációs vizsgálatok

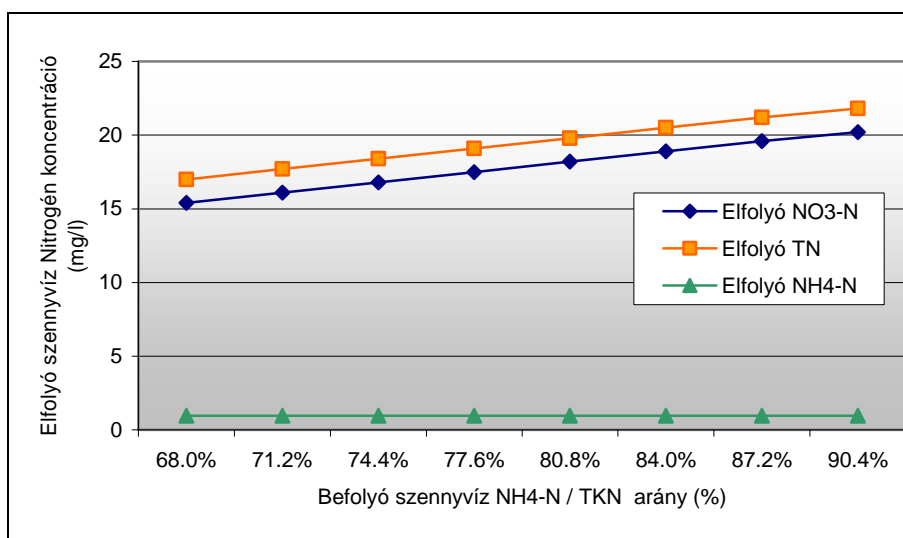
Az NH<sub>4</sub>-N/TN-arány tervezési jelentőségét számítógépes szimulációval is értékeltem. A szimuláció során a befolyó szennyvíz összes nitrogéntartalmát rögzítettem, a különböző szerves-/ szervesetlen növényi tápanyagarányokat a KOI frakciók eltérő N-tartalma alapján állítottam be. A szimuláció főbb jellemzőit a 3.1.3.4. táblázat tartalmazza.

### 3.1.3.4. táblázat Szimulációs beállítások a vizsgálat során (A befolyó szennyvíz NH<sub>4</sub>-N/TN arányának hatása az elfolyó szennyvíz nitrogénformáira)

Technológia	A2/O
Biológiai modell	ASM2d, alapértelmezett paraméterekkel
Összes reaktor-térfogat	2000m <sup>3</sup>
Anaerob térfogat	10,15%
Anoxikus térfogat	35%
Oxikus térfogat	50,55%
Belső recirkuláció	3000 m <sup>3</sup> /d
Befolyó szennyvízmennyiség	1000 m <sup>3</sup> /d
Befolyó minőség	KOI = 100 mg/l, TN = 100 mg/l, TP = 18 mg/l, lúgosság = 12 mmol/l
Víz hőmérséklet	20°C
Szimuláció jellege	Automatikus paraméterérzékenység-vizsgálat állandósult állapotú szimulációkkal, NH <sub>4</sub> -N/TN-arányok

A befolyó szennyvíz NH<sub>4</sub>-N/TN-arányáról megállapítható, hogy a vizsgált körülmények mellett az elfolyó ammónium koncentrációra nincs hatással, de a növekvő NH<sub>4</sub>-N/TN kedvezőtlenül befolyásolja az elfolyó nitrát és TN mennyiségét. A vizsgálat során az elfolyós szennyvíz lebegőanyag tartalma állandó volt (7 mg/l).

A szimulációs eredmények mögött az áll, hogy a szimuláció során az összes KOI frakció N- tartalmát azonos arányban változtattam, ezért nagyobb szerves N-hányad esetén az inert lebegő frakció N-tartalma is nőtt. Mivel az inert lebegő frakció N-tartalma a fölös iszapba kerül, csökkenti a biológiailag eltávolítandó oldott nitrogén mennyiségét. A valóságban a befolyó szennyvizek szerves N- és P-tartalmának összetétele (arányai) az általam szimulálttól jelentősen eltérő is lehet, ezért a fenti összefüggéseket a mindenkori szennyvízminőség ismeretében pontosítani szükséges.



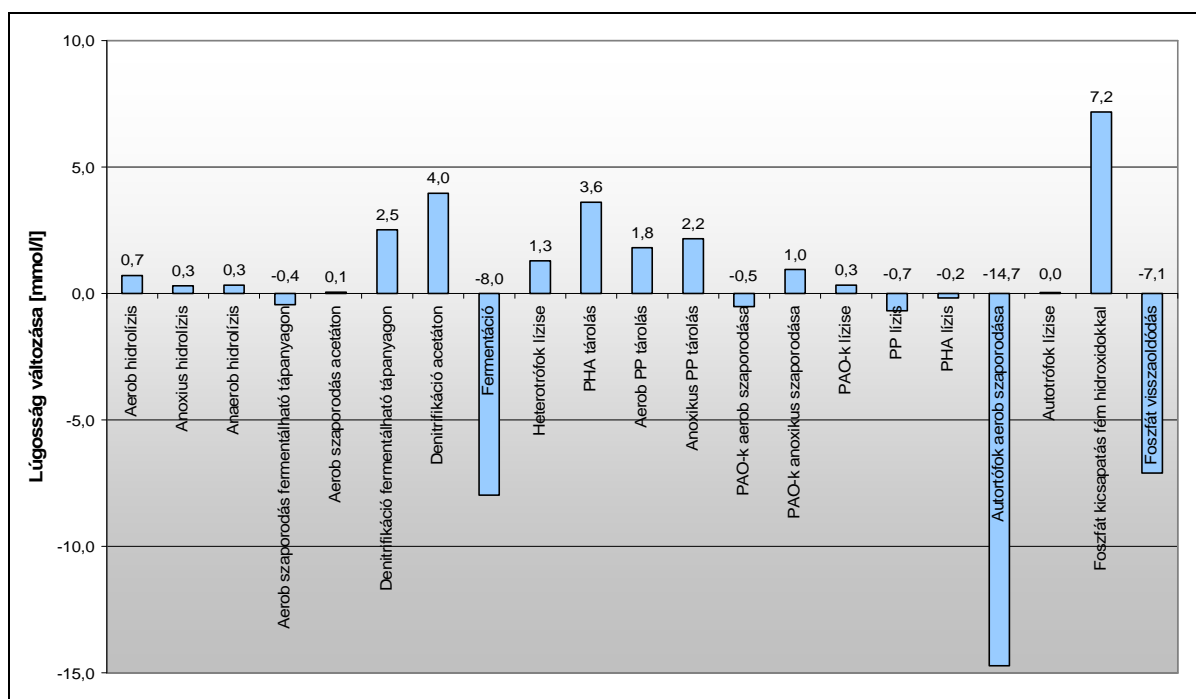
**3.1.3.4. ábra** A befolyó szennyvíz NH<sub>4</sub>-N/TN arányának hatása az elfolyó szennyvíz nitrogénformáira (szimulációs eredmény)

### 3.1.4 A lúgosság

#### 3.1.4.1 A lúgosság szerepe a modellekben

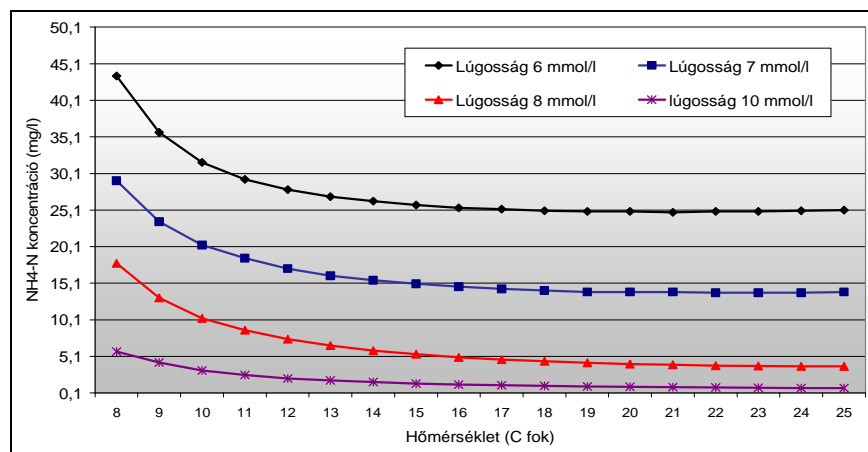
Az alkalinitás változása a szennyvíztisztítási folyamatokban manuális számítási módszereknél [ATV 2000] pontosabban nyomon követhető számítógépes szimuláció segítségével. Ebből az aspektusból az ASM2d modell az egyik legkifinomultabb, mert minden modellfolyamatnál figyelembe veszi a lúgosság változását. Az egyes folyamatok lúgosságcsökkentő, illetve lúgosságnövelő jellegét, valamint a változások lehetséges nagyságrendjét mutatja a 3.1.4.1. ábra. A ábrán látható szám adatok természetesen a befolyó szennyvíz minőségétől, technológiai- és szimulációs beállításoktól függően

változhatnak. Az ábra egy 1000 m<sup>3</sup>/d kapacitású vegyszeres foszforkicsapatással kiegészített A2/O technológia szimulációs eredmény sorát tartalmazza (3.1.4.1. ábra). Az alkalmazott főbb szimulációs beállítások megegyeznek a 3.1.3.4 táblázat adataival. A negatív értékek lúgosságfogyást, a pozitív értékek lúgosságnövekedést jelentenek. Az eredmények alapján látszik, hogy a lúgosságváltozás nagyon összetett folyamattal írható le, de a lúgosságcsökkenés meghatározó biológiai tényezője az autotróf szaporodás (nitrifikáció), a lúgosság növekedése pedig a denitrifikáció (kétféle szubsztráton).



**3.1.4.1. ábra** ASM2d modell folyamatainak lúgosságot befolyásoló hatásai  
(GPS-X szimulátorral készült szimulációs eredmény)

Tervezési szempontból a legfontosabb lúgossággal összefüggő folyamat a nitrifikáció, amelynek sebessége nagymértékben függ az aktuális lúgosság koncentrációtól. A 3.1.4.1a ábrán egy ASM2d modellel végrehajtott szimulációs példán bemutatva látható, hogy a vizsgált A2/O-technológia a tisztított szennyvíz ammónium-nitrogén koncentrációja (nitrifikációs határfoka) egyaránt függ a befolyó szennyvíz lúgosságától és hőmérsékletétől. Az alkalmazott főbb szimulációs beállítások megegyeznek a 3.1.3.4 táblázat adataival, kivéve a befolyó szennyvíz lúgosság koncentráció és befolyó szennyvíz hőmérséklet adatokat, melyek változó paraméterek voltak.



**3.1.4.1a ábra** Az elfolyó szennyvíz ammónium koncentrációja a befolyó szennyvíz hőmérséklete és lúgossága függvényében (szimulációs eredmény)

A fentiek alapján belátható, hogy a lúgosság jelentősen befolyásolhatja a szennyvíztisztítás folyamatát (nitrifikáció), ezért a nyers szennyvíz alkalinitásának ismerete már a tervezési fázisban elengedhetetlen. Modellezésen alapuló tervezésnél a rosszul beállított befolyó lúgosságérték jelentős aerob tér túl- vagy alulméretezést eredményezhet. A kereskedelmi forgalomban kapható szimulációs szoftverek alapértelmezett lúgosság-beállításai (Pl.: BioWin: 6 mmol/l, GPS-X: 7 mmol/l) általában jóval alatta maradnak (kb. fele) a közép-dunántúli régió szennyvizeiben mérhető lúgosság-értékeknek, amit a tervezés pontossága érdekében a felhasználónak korrigálnia szükséges [Hydromantis 2008, EnviroSim 2005]. Hazai szennyvízminőségi jellemzők mellett a szimulátorok alapértelmezett beállításai a reaktortérfogatok túlméretezését, túlbiztosítását eredményezhetik.

### 3.1.4.2 Mérési módszer

A települési szennyvizek jellemző lúgosság koncentrációjának és a lúgosság forrásának kiderítése érdekében mérésorozatot végeztem. A vizsgálat során 19 Veszprém-, Somogy- és Bács-Kiskun megyei település szennyvíztisztító-telepén a nyers és a tisztított szennyvizek átlagmintáiból az alábbi komponenseket mértem meg: pH, m-lúgosság,  $\text{NH}_4\text{-N}$ . Az analitikai vizsgálatokat szabványos módszerek szerint hajtottam végre (10. melléklet). Az ivóvíz m-lúgosságot és összes keménység-értéket nem mértem meg, hanem ezeket az adatokat az ivóvíz szolgáltatók adatbázisából gyűjtöttem be. [Dunántúli Regionális Vízmű Zrt. honlap, Bakonykarszt Zrt. honlap].

### 3.1.4.3 Mérési eredmények és értékelés

A mérések és az adatgyűjtés eredményeit a 3.1.4.3. táblázat összegzi és a 4. melléklet részletezi.

**3.1.4.3. táblázat** Szennyvíz- és ivóvízvizsgálati eredmények (mintaszám 19 db)

Telep	pH		Ö.lúgosság (mmol/l)		Ammónium-N (mg/l)		Ö.kemén- ség (nK)	Ö.lúgosság (mmol/l)
	szennyvíz		szennyvíz		szennyvíz			
	befolyó	elfolyó	befolyó	elfolyó	befolyó	elfolyó	ivóvíz	ivóvíz
Minimum:	7,1	6,9	10,2	4,9	38,0	0,0	16,5	5,4
Maximum:	8,6	8,1	19,1	15,9	164,0	26,6	28,2	8,5
Átlag:	7,9	7,5	15,3	7,7	97,4	7,6	22,2	7,0

A fenti adatsorból látható, hogy a nyers szennyvizek lúgossága a vizsgált mintákban átlagosan 15,3 (10,2-19,1) mmol/l, míg az ivóvizekben mért lúgosság ennek kevesebb, mint fele, átlagosan 7,0 (5,4-8,5) mmol/l. A szennyvizek viszonylag nagy pufferkapacitása részben a települések ivóvizét biztosító kemény karszt- és rétegvizeknek, részben pedig a szennyezőanyagok lúgosságot okozó komponenseinek köszönhető. Az is megfigyelhető, hogy a nyers szennyvizek összes lúgossága (átlag 15,3 mmol/l) mintegy felére csökken a szennyvíztisztítás során (átlag 7,7 mmol/l).

Az eredményekből látszik, hogy a vizsgált telepeken alacsony lúgosság vagy savas kémhatás miatt, a biomassza szaporodásban nem alakult ki gátlás, a tisztított szennyvizek lúgossága meg sem közelítette a kritikus 1,5 mmol/l értéket.

Azon feltételezés alapján, hogy a nyers szennyvíz összes lúgosságát az ivóvíz lúgosságának és a szennyezőanyagok lúgosságának összege adja, megvizsgáltam, vajon a befolyó szennyvízmintákban mért szennyezőanyag koncentrációk és a nem ivóvízből származó lúgosságányszám mutat-e valamilyen korrelációt.

A megvizsgált szennyezőanyagok (KOI, TP, NH<sub>4</sub>-N) közül egyedül az ammónium-nitrogén mutatott egyértelmű korrelációt a nem ivóvízből származó lúgossággal (3.1.4.3. ábra). A két koncentráció közötti regressziót vizsgálva a korrelációs koefficiens R = 0,916-ra adódott. A felállított regressziós egyenlet alapján (3.1.4.3a ábra) ismert ammónium-nitrogén koncentrációjú szennyvizek lúgossága az alábbi összefüggésre alapozva becsülhető meg (3.1.4.3. egyenlet).

$$S_{\text{ALK,SZV}} = S_{\text{ALK,VÍZ}} + K \cdot S_{\text{NH}_4} + 2,884 \text{ mmol/l} ;$$

(3.1.4.3.)

ahol:

$S_{\text{ALK,SZV}}$  = Nyers szennyvíz számított m-lúgossága (mmol/l)

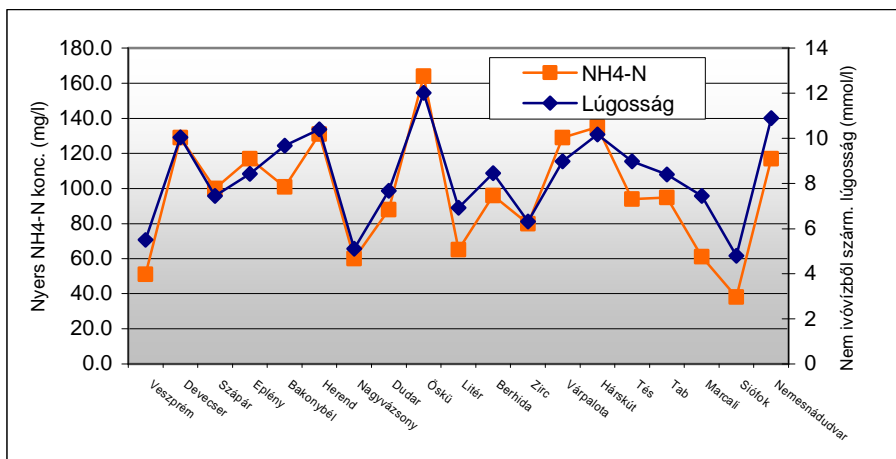
$S_{\text{ALK,VÍZ}}$  = Hálózati ivóvíz m-lúgossága (mmol/l)

$S_{\text{NH}_4}$  = Nyers szennyvíz ammónium-nitrogén koncentrációja (mgN/l)

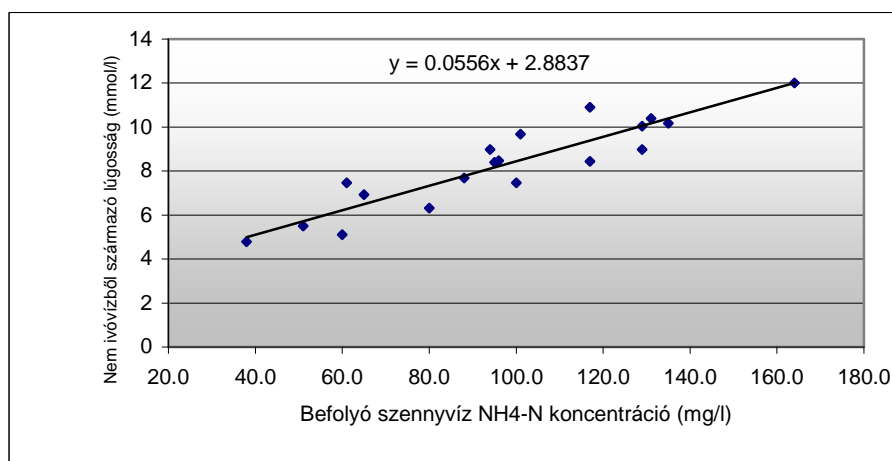
$$K = \text{Arányos tényező} = 0,0556 \frac{1}{\text{mgN/l}}$$

Például egy 90 mg/l ammónium-nitrogén koncentrációjú nyers szennyvíz számított lúgossága  $S_{\text{ALK,SZV}} = 6 + 0,0556 \times 90 + 2,884 = \underline{13,89 \text{ mmol/l}}$ , ha a hálózati ivóvíz lúgossága 6 mmol/l.

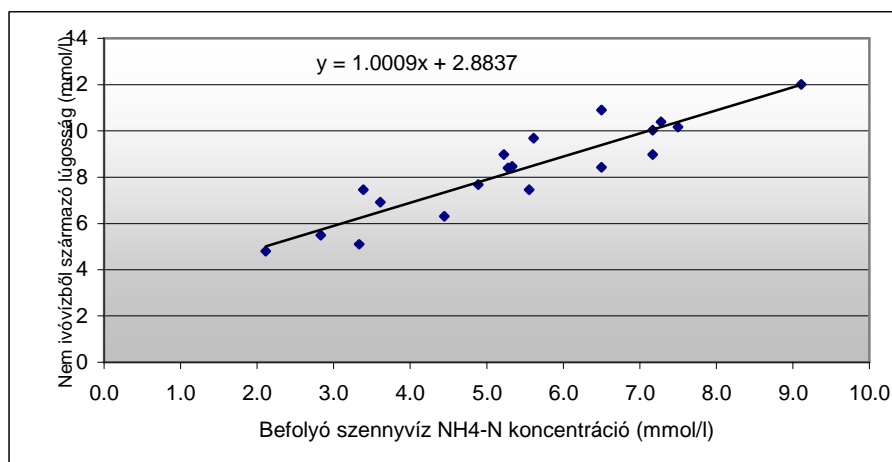
A kapott összefüggés a régióra jellemző ivóvíz- és szennyvízjellemzők mellett jó támpontot ad a nyers szennyvíz pufferkapacitásának meghatározásához, az ettől jelentősen eltérő ivóvíz- és szennyvízjellemzők esetén az összefüggés pontosításra szorulhat.



3.1.4.3. ábra  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentráció és nem ivóvízből származó lúgosság nyers szennyvízmintákban



3.1.4.3a ábra Nyers szennyvíz  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentráció (mg/l) és nem ivóvízből származó lúgosság regressziós egyenese



3.1.4.3b ábra Nyers szennyvíz  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentráció (mmol/l) és nem ivóvízből származó lúgosság regressziós egyenese



Az ammóniumkoncentráció-változás és a lúgosságnövekmény aránya szemléletesebben látszik, ha az ammónium koncentrációt is mmol/l mértékegységben ábrázoljuk, így láthatóan minden mmol befolyó ammónium koncentráció növekmény 1 mmol lúgosság - növekményt eredményez, azaz arányuk: 1:1 (3.1.4.3b ábra). Az, hogy az egyenes ( $Y=1,009X + 2,8837; R=0,916$ ) nem az origóban metszi az Y-tengelyt, az azt jelenti, hogy a többletlúgosság egy része nem a karbamid-hidrolízisnek köszönhető, hanem valamilyen egyéb, ammónia koncentrációtól független szennyvízösszetevőtől származik. Az Y tengelymetszet értéke az egyedi szennyvíz- és szennyvízgyűjtő-rendszer jellemzők, valamint az ipari szennyvízhányad miatt, kis mértékben telepenként eltérő lehet. Eredményeim alapján tehát az a megállapítás tehető, hogy a vizsgált régió szennyvizeinél a szennyvíz lúgossága egyenes arányban áll annak ammónium koncentrációjával, továbbá kimutatható egy nem elhanyagolható mértékű lúgosságszegmens, amely az ivóvíz lúgosságától és az ammónium koncentrációtól egyaránt független.

Az eredményeim újszerűségét támasztja alá, hogy a fentiekől eltérő – ammónium koncentrációtól független tagot nem tartalmazó – összefüggést ( $Y = 0,9875 X; R^2 = 0,8812$ ) mutattak ki Lew és munkatársai Izraelben a sóltanított ivóvízből származó lakossági szennyvizeknél [Lew et al. 2008]. Az ammónium koncentrációtól független lúgosság összetevőt, csak két ipari szennyvizekkel terhelt települési szennyvíznél tudtak kimutatni ( $Y = 0,9024X+2,0165 ; R^2 = 0,9773$  és  $0,8289X +1,7155; R^2=0,9774$ ). Eredményeiket hazai publikációnk megjelenése után tették közzé [Pásztor et al. 2007].

#### 3.1.4.4 A lúgosság előzetes becslésének jelentősége

A szennyvizek lúgosságának ismerete már a tervezési fázisban szükségzerű, annak becslésére vonatkozóan azonban hazai irányelvek ez idáig nem fogalmazódtak meg. A mérési adatok alapján kidolgozott összefüggés lehetővé teszi, hogy a nyers szennyvizek lúgossága a hálózati ivóvíz alkalinitása és a szennyvíz ammónium koncentrációja alapján becsülhető legyen. A becsült lúgosság ismeretében pontosítható a tervezésre használt szennyvíztisztítási modellek kalibrációja, elkerülhető a reaktortérfogatok alul- vagy túlméretezése.

Az empirikus számítási egyenletet (3.1.4.3. egyenlet) a szennyvíztisztítás-szimuláció befolyó modelljébe építve, a lúgosság az ammónium koncentráció arányában paraméterként vehető figyelembe, növelve ezzel a szimuláció pontosságát. Tisztítási technológiák empirikus számításokkal végzett méretezésénél pedig a lúgosság mint tervezési alapadat, ugyanezen összefüggés alapján becsülhető, akkor is, ha a szennyvíz mintázására (pl.: új telep estén), vagy a lúgosság mérésre nincs lehetőség.

### 3.1.4.5 Szimulációs vizsgálatok és eredmények

#### **A lúgosság mint változó paraméter a modellekben**

Amint a fenti eredményekből látszik, a befolyó lúgosság koncentráció egyenesen arányos a befolyó szennyvíz ammónium koncentrációjával. Ezt az összefüggést azonban a szimulátorok befolyó modelljei nem veszik számításba (3.1.4.3. egyenlet), a szimulációs szoftverekben a lúgosság általában minden más paramétertől függetlenül fix paraméterként adható meg. Az összefüggés befolyó modellbe történő implementálásával, – az ivóvíz lúgosságának ismeretében – a lúgosság a befolyó ammónium koncentrációval arányosan változó paraméterré tehető, mintegy növelve a szimuláció pontosságát.

A befolyó modellbe épített, lúgosságra vonatkozó összefüggést felhasználva számítógépes szimulációval értékeltem a lúgosság nitrifikációra gyakorolt hatását különböző technológiai körülmények között. A szimulációkat az 3.1.4.5. táblázat szerinti technológiai beállítások, valamint alapértelmezett sztöchiometriai-, és kinetikai beállításokkal végeztem.

A vizsgálat során az ivóvíz lúgosságát 2-8 mmol/l tartományban, a befolyó ammónium-koncentrációt pedig 50-150 mg/l tartományban változtattam, különböző elméleti belső recirkulációs arányok fenntartása mellett (0%, 50%, 75%). A denitrifikációs hatásfokot a belső recirkuláció eltérő beállításával biztosítottam (0-300%). A lúgosság nitrifikációra gyakorolt hatását az autotróf szaporodás egyenletének lúgosságra vonatkozó telítési összefüggésének (3.1.4.1.5. egyenlet szürkével kiemelt része, továbbiakban: lúgosság telítési érték) értékváltozását figyelve követtem nyomon.

$$m_a = m_{\max} \frac{S_{O_2}}{K_{O_2} + S_{O_2}} \cdot \frac{S_{NH_4}}{K_{NH_4} + S_{NH_4}} \cdot \frac{S_{PO_4}}{K_{PO_4} + S_{PO_4}} \cdot \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \cdot X_{AUT}, \quad (3.1.4.1.5.)$$

Ahol:

$$\mu_a = \text{autotróf szaporodási sebesség} \quad (d^{-1})$$

$$\mu_{\max} = \text{autotróf szaporodás maximális sebesség} \quad (d^{-1})$$

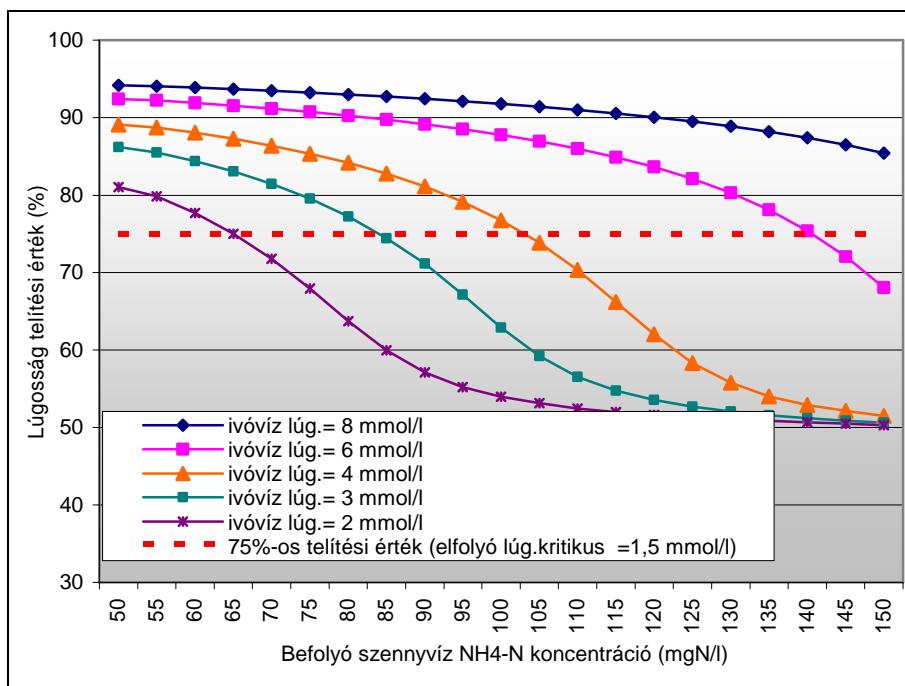
$$S_{ALK} = \text{lúgosság koncentráció} \quad (gHCO_3^- \cdot m^{-3})$$

$$K_{ALK} = \text{lúgosság félt. áll. nitrifikálókra} \quad (gHCO_3^- \cdot m^{-3})$$

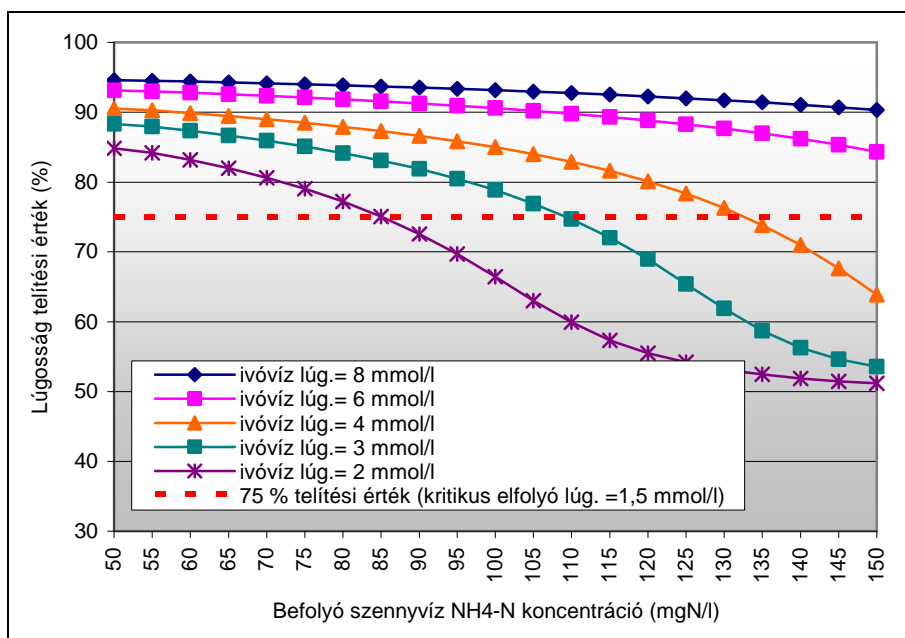
Ha a lúgosság telítési érték közel 100%, akkor az adott körülmények között a lúgosság limitáló hatása elhanyagolható, ha a telítési érték csökken, akkor az a lúgosságcsökkenés miatti nitrifikációs-sebesség lassulását eredményezi. A szimulációk során azért nem a tényleges nitrifikációs-sebesség ( $\mu_a$ ) változását követtem nyomon, mert arra a nitrifikáció sebességi egyenlete szerint más tényezők (pl.:oldott oxigén) is hatással vannak (3.1.4.1.5. egyenlet). A szimulációs beállításokat és eredményeket a 3.1.4.5 táblázatban és a 3.1.4.5 - 3.1.4.5b ábrákon mutatom be.

**3.1.4.5. táblázat** A szimulációs vizsgálat főbb beállításai (Lúgosság hatása a nitrifikációra)

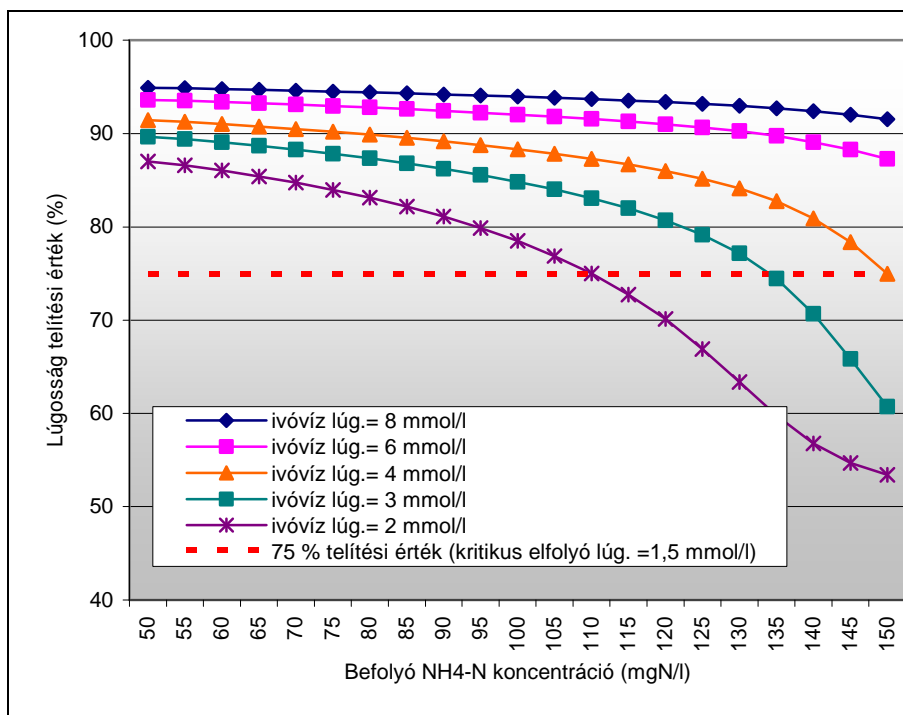
Technológia	A2/O
Biológiai modell	ASM2d
Összes reaktortérfogat	2000m <sup>3</sup>
Anaerob térfogat	15%
Anoxikus térfogat	35%
Oxikus térfogat	50%
Belső recirkuláció	0, 1000, 3000 m <sup>3</sup> /d
Befolyó szennyvízmennyiség	1000 m <sup>3</sup> /d
Befolyó minőség	KOI = 1000 mg/l, szerves N = 30 mg/l, NH <sub>4</sub> -N = 50-150 mg/l, TP = 19,5 mg/l, ivóvíz lúg. = 2- 8 mmol/l
Víz hőmérséklet	20°C
Befolyó modell-kiegészítés	Lúgosság számítása NH <sub>4</sub> -N és ivóvíz lúgosság alapján
Szimuláció jellege	Automatikus paraméterérzékenység-vizsgálat állandósult állapotú szimulációkkal



**3.1.4.5. ábra** Az autotróf szaporodás lúgosság szerinti telítési értéke a befolyó ammónium koncentráció függvényében (különböző ivóvíz lúgosság koncentrációk és 0%-os denitrifikációs hatások mellett)



**3.1.4.5a ábra** Az autotróf szaporodás lúgosság szerinti telítési értéke a befolyó ammónium koncentráció függvényében (különböző ivóvíz lúgosság koncentrációk és 50% denitrifikációs hatások mellett)



**3.1.4.5b ábra** Az autotróf szaporodás lúgosság szerinti telítési értéke a befolyó ammónium koncentráció függvényében (különböző ivóvíz lúgosság koncentrációk és 75% denitrifikációs határfok mellett)

A 3.1.4.5 - 3.1.4.5b ábrák görbéiből megállapítható, hogy a várakozásoknak megfelelően, a lúgosság telítési érték az ivóvíz lúgosság növekedés és a denitrifikációs határfok növekedés hatására növekvő, míg a befolyó ammónium koncentráció növekedés hatására, csökkenő tendenciát mutat. Például, ha a szennyvíz alapját képző ivóvíz lúgossága 3 mmol/l, akkor – 75%-os denitrifikációs határfok mellett – a kritikus elfolyó lúgosság koncentráció 137 mg/l NH4-N befolyó szennyvíz koncentráció mellett alakulhat ki (3.1.4.5b ábra).

Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a nitrifikáció szempontjából kritikusnak tekintett 1,5 mmol/l alatti elfolyó lúgosságérték, csak kis lúgosságú ivóvíz, kis denitrifikációs határfok és nagy befolyó ammónium koncentráció körülmények együttes fennállása esetén valószínűsíthető.

A gyakorlatban elterjedten alkalmazott legalább 50%-os denitrifikációs határfokkal üzemelő kommunális szennyvíztisztító-telepek esetén hazai ivóvizekre jellemző ivóvízlúgosság (3 – 8 mmol/l) és a befolyó szennyvíz ammóniumtartalma mellett (<100

mgN/l) számottevő mértékű, lúgossághiányra visszavezethető nitrifikációs gátlás nem valószínűsíthető. A nitrifikáció sebességének növelése érdekében a települési szennyvizek lúgosságának vegyszeres (mészhidrát, nátronlúg) kezeléssel történő növelése általában szükségtelen és gazdaságtalan. Ugyanakkor nagy nitrogén tartalmú ipari szennyvizek biológiai tisztításakor szükség lehet a szennyvíz lúgosságának kontrollálására.

### **3.1.5 Az összes lebegőanyag**

#### **3.1.5.1 A szűrőpapír jelentősége, hipotézis**

A hazai szennyvíz-laboratóriumokban nem egységes a lebegőanyag leválasztáshoz használt szűrőpapír (membrán) pórusátmérője, amely jellemzően 0,45–1,2 µm tartományba esik. A hatályos magyar szabvány egyébként 0,6 – 1 µm pórusátmérőjű szűrők alkalmazását írja elő [MSZ: 260/3 (1973)].

Kezdeti hipotézisem szerint, lebegőanyag meghatározás során a kisebb pórusátmérő nagyobb lebegőanyag visszatartást okoz, ezáltal a mért lebegőanyag koncentráció is nagyobb kell, hogy legyen. Ha hipotézisem igazolható, akkor a különböző szűrőpapírt használó laboratóriumok által mért összes lebegőanyag koncentrációk összehasonlíthatósága és az eredmények szimulációs hasznosíthatósága kérdőjelezhető meg.

#### **3.1.5.2 Mérési módszertan**

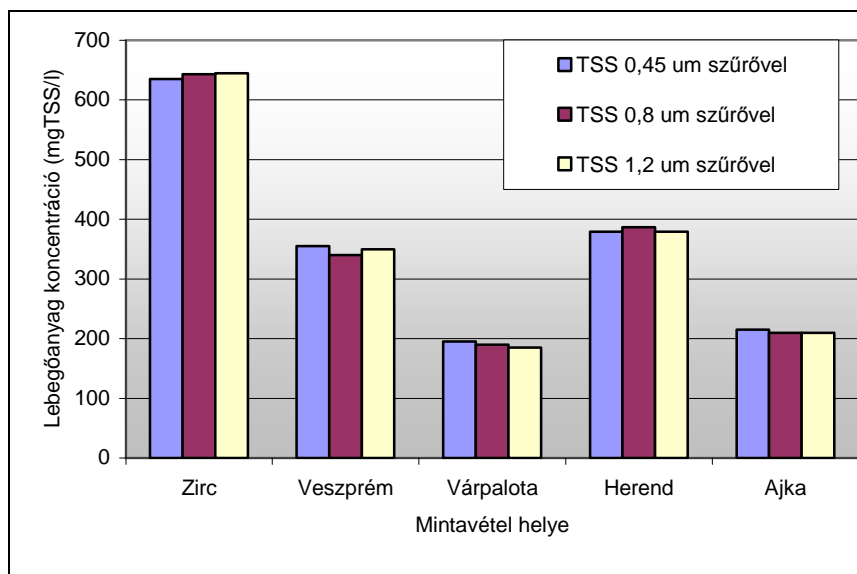
A fenti hipotézis igazolása céljából az összes lebegőanyag meghatározásra irányuló méréssorozatot végeztem öt Veszprém megyei nyers szennyvízmintával. A mérések során homogenizált átlagmintákból határoztam meg a lebegőanyag koncentrációkat különböző pórusátmérőjű szűrők alkalmazása mellett. A lebegőanyag-mérés a magyar szabvány szerint történt (10. melléklet), de három különböző pórusátmérőjű szűrővel (0,45 µm, 0,8 µm, 1,2 µm). A mérések során akkora mintamennyiséget mértem be, hogy az még ne okozzon eltömődést a szűrőn, de a szűrőleplenyen már jól mérhető legyen a tömege. A szűrés mindig egy lépcsőben történt, vákuummal működő membránszűrő készülékkel, az

alkalmazott membrán átmérő  $D= 90$  mm volt. A lebegőanyag koncentrációkat öt különböző szennyvíztisztító telep befolyó átlagmintáiból mértem, szűrőanyagoként két párhuzamos méréssel.

### 3.1.5.3 Eredmények és értékelés

A mérési eredményeim szerint a nyers szennyvízminták összes lebegőanyag koncentrációja telepenként jelentősen eltérő volt, de a mért koncentráció és az alkalmazott szűrő pórusátmérője között nem sikerült összefüggést kimutatni (3.1.5.3. ábra). A különböző szűrőanyaggal végzett vizsgálatok eredményei, olyan kis mértékben tértek el egymástól, hogy az eltérések inkább a vizsgált minta inhomogenitásából adódhatnak, mint a szűrőanyag eltérő pórusátmérőjéből (5. sz. melléklet).

Az eredményekből a modellezési gyakorlat szempontjából az a nagy jelentőségű következtetés vonható le, hogy a szűrőanyag pórusátmérője a települési szennyvizek lebegőanyag tartalmának meghatározása szempontjából - a vizsgált tartományban (0,45–1,2) - gyakorlatilag indifferens.



**3.1.5.3. ábra** Nyers szennyvíz összes lebegőanyag koncentrációk

### 3.1.6 Az összetett változók arányszámai

#### 3.1.6.1 Miért van szükség az összetett változókra?

A szennyvíztisztítási modellekben nem szerepelnek olyan hétköznapi szennyvíztisztítási gyakorlatban alkalmazott paraméterek, mint  $BOI_5$ , VSS, TSS,  $KOI_{TOT}$ . Ezen paramétereket modellezési szempontból összetett változónak nevezzük, mert több, a szennyvíztisztítási modellekben szereplő állapotváltozó összegéből fejezhetők ki (2.3.4. ábra).

Az összetett változók viszonylag egyszerű mérési lehetőségük miatt az üzemeltetési gyakorlatban (pl.: iszapkoncentráció) és a jogi szabályozásban (pl.: határértékek) egyaránt fontos szerepet töltenek be, de a szennyvíztisztítási modellek működésében másodlagos szerepük van, a biológiai modellek egyenleteiben egyáltalán nem szerepelnek. Az összetett változók teszik lehetővé, hogy a modellek műszaki gyakorlatban is értékelhető eredményeket szolgáltatassanak. Az összetett változók modellparamétereiből történő származtatásához az adott szennyvízre jellemző arányszámok ismeretére van szükség, melyek többek között a következők:

- $BOI_5/KOI_b$  = ötnapos BOI és a biológiailag bontható KOI aránya,
- $XKOI/VSS$  = lebegő KOI és a lebegőanyag izzítási-veszteség aránya,
- $TSS/VSS$  = összes lebegőanyag és a lebegőanyag izzítási-veszteség aránya.

#### 3.1.6.2 Mérési módszertan

##### **$BOI_5/KOI_b$ arány:**

A szennyvíztisztítási gyakorlatban elterjedten használt  $BOI_5$ -értéket a számítógépes szimulációnál az összes biológiailag bontható szervesanyag kémiai oxigénigényéből ( $KOI_b$ ) egy arányszám ( $BOI_5/KOI_b$ ) alapján számítjuk ki.



Mérési módszerek:

1. A  $\text{BOI}_5$  LOVIBOND automata BOI-mérővel lett megmérve nitrifikációs inhibitor (ATU) hozzáadása mellett.

2. A  $\text{KOI}_b$  meghatározása a STOWA-protokoll KOI frakcionálási eljárása szerint történt [Hulsbeek et al. 2002].

A  $\text{BOI}_5/\text{KOI}_b$  arányt tíz Veszprém környéki települési szennyvíztisztító telep nyersszennyvíz átlagmintáiból, mintánként két párhuzamos mérés átlagaként határoztam meg.

### **XKOI/VSS és VSS/TSS arány:**

Az XKOI/VSS-arány a befolyó szennyvíz jellemző paramétere, amely megmutatja, hogy a lebegőanyaghoz kötött KOI, hogyan aránylik az összes lebegőanyag izzítási veszteségéhez, segítségével az összes lebegő anyag, mint származtatott összetett változó, számítható a következő összefüggések szerint:

$$\text{TSS} = \text{ISS} + \text{XKOI} / (\text{XKOI}/\text{VSS}), \quad (3.1.6.2)$$

ahol: TSS = Lebegőanyag koncentráció [mg/l]

ISS = Lebegőanyag izzítási maradéka [mg/l]

XKOI = Lebegőanyaghoz kötött KOI [mg/l]

VSS = Lebegőanyag izzítási-veszteség [mg/l]

A lebegő szervesanyag-frakciók KOI-át (XKOI) a STOWA-protokoll [Hulsbeek et al. 2002] szerint határoztuk meg ( $\text{XKOI} = \text{X}_S + \text{X}_I$ ), a biomassa KOI-t külön nem mérjük. Az összes lebegőanyagot (TSS) a WERF-protokoll [Melcer et al. 2003] ajánlása alapján 1,2-1,4  $\mu\text{m}$ -es átlagos pórusátmérőjű üvegszálás szűrővel választottuk le, tömegmérést 105 °C-on végzett szárítás után digitális analitikai mérlegen végeztük. A lebegőanyag izzítási maradékát (VSS) tömegállandóságig végzett 550 °C-os izzítás után mértük meg [Melcer et al. 2003]. A mérési eredményekből XKOI/VSS és VSS/TSS-arányok egyaránt számíthatók.

Az XKOI/VSS arányt nyolc, a VSS/TSS tizenhárom Veszprém környéki települési szennyvíztisztító telep nyersszennyvíz átlagmintáiból, mintánként két párhuzamos mérés átlagaként határoztam meg.

### 3.1.6.3 Eredmények és értékelés

Az összetett változók arányszámainak meghatározásával kapcsolatos mérési eredményeket az alábbi táblázat összesíti (3.1.6.3. táblázat), a részletes mérési eredmények a mellékletben találhatóak (6. - 7. melléklet).

**3.1.6.3. táblázat** Összetett változó arányszámok mérései (mintaszám: 10 db)

	BOI <sub>5</sub> /KOI <sub>b</sub>	VSS/TSS	XKOI/VSS
Mérések átlaga	0,69	0,72	1,91
Minimum	0,62	0,46	1,48
Maximum	0,75	0,90	2,27

A BOI<sub>5</sub> és az összes bontható KOI-arányt jellemző BOI<sub>5</sub>/KOI<sub>b</sub> arányszám értéke átlagosan 0.69 (0.61-0.77)- re adódott. Az arányszám mért értéktartománya arra hívja fel a figyelmet, hogy a BOI<sub>5</sub>-ön alapuló szennyvíztisztító telep méretezések esetén jelentős hibák adódhatnak abból, hogy a BOI<sub>5</sub> nem mindig jellemzi megfelelően a szennyvíz biológiailag bontható szervesanyagtartalmát. Például egy 500 mg/l-es BOI<sub>5</sub> értékhez KOI<sub>b</sub>=500/0,62=806,5 mg/l, vagy KOI<sub>b</sub>=500/0,75=666,7 mg/l-es KOI-ban kifejezett biológiailag bontható szervesanyaghányad is tartozhat.

A modellek lebegőanyag kalkulációjához szükséges XKOI/VSS-arány átlagos értéke 1,91 (1,48-2,27)-re, a VSS/TSS-arány pedig 0,72 (0,46-0,90)-re adódott. Az átlagos értékek megfelelnek az irodalomban található értéktartományoknak, azonban a szélső értékek kívül esnek azokon, ezért nagy pontosságot igénylő szimulációk végzésénél a szennyvízre jellemző egyedi értékek kimérése ajánlott.

### 3.1.7 Inert szervesetlen lebegőanyag

#### 3.1.7.1 Inert szervesetlen lebegőanyag hatása az eleveniszap tulajdonságaira

Az inert szervesetlen lebegőanyag a szimulációs szakirodalomban ritkán említett paraméter, hiszen semmilyen modellezett biológiai folyamatban nem vesz részt [Melcer et al. 2003]. Jelentősége ugyanakkor mégis nagy, mert éppen a biológiai bonthatatlansága révén akumulálódik az eleveniszapban, a szennyvíztisztítási rendszerből csak a fölös iszappal együtt távozhat. Az adott iszapkor mellett meghatározó paramétere az elveniszap koncentrációnak (MLSS), azaz növeli az iszaphozamot, és hatással van az elveniszap VSS/TSS arányára.

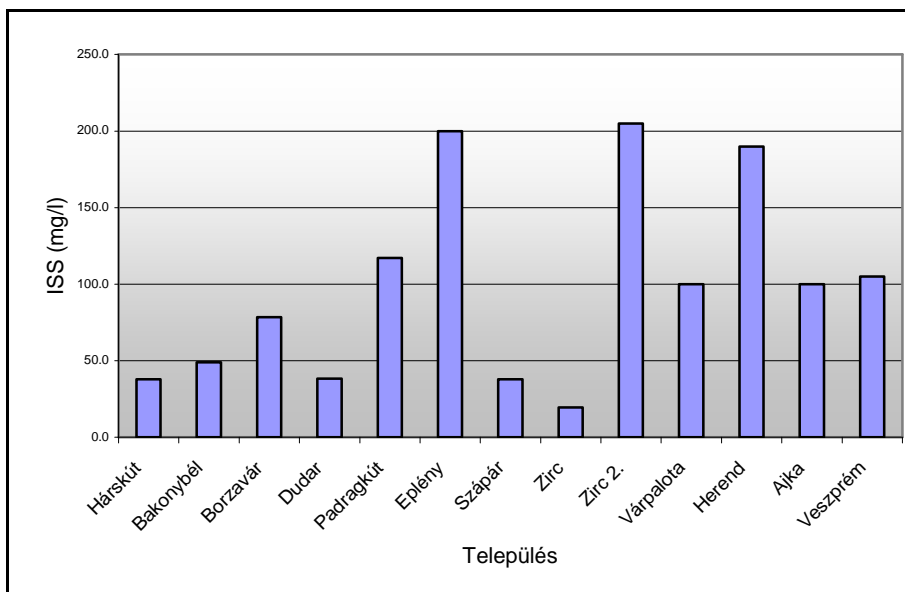
#### 3.1.7.2 Mérési módszer

**Inert szervesetlen lebegőanyagot (ISS)** nyers szennyvíz átlagmintákból határoztuk meg 1,2 - 1,4 µm-es átlagos pórusátmérőjű üvegszálás szűrővel leválasztott lebegőanyag izzítási maradékként. Az izzítás tömegállandóságig 550 °C-on történt. Az ISS koncentrációt tizenhárom Veszprém környéki települési szennyvíztisztító telep nyersszennyvíz átlagmintáiból, mintánként két párhuzamos mérés átlagaként határoztam meg.

#### 3.1.7.3 Mérési eredmények és értékelés

A szervesetlen lebegőanyag koncentrációja átlagosan 98,3 (19,5-205) mg/l lett, százalékos aránya az összes lebegőanyagban 28 (10 – 52) %-ra adódott. Ennek a mért paraméternek volt a legnagyobb szórása az összes mért szennyvízjellemző között (3.1.7.3. ábra, 5. melléklet). Sőt ugyanazon telep befolyóján egy későbbi időpontban végzett ellenőrző mérés az előzőhöz képest is nagyon eltérő eredményt hozott (Zirc: 19,5 mg/l, 205 mg/l). A jelentős eltérések okára nem derült fény, de valószínűsíthető, hogy az aktuális ISS koncentrációt jelentősen befolyásolhatja a csapadékvíz bemosódás és az infiltráció intenzitása a szennyvízgyűjtő hálózaton.

AZ ISS koncentráció időbeni változásának megismerésére további mérésekre lenne szükség, különösen azért, mert ez a paraméter jelentősen befolyásolja a modellezett telep iszaphozamát és iszapkorát. Fontos megjegyezni, hogy az ISS koncentráció a mérések alapján nem volt minden esetben arányos a vizsgált szennyvizek töménységével.



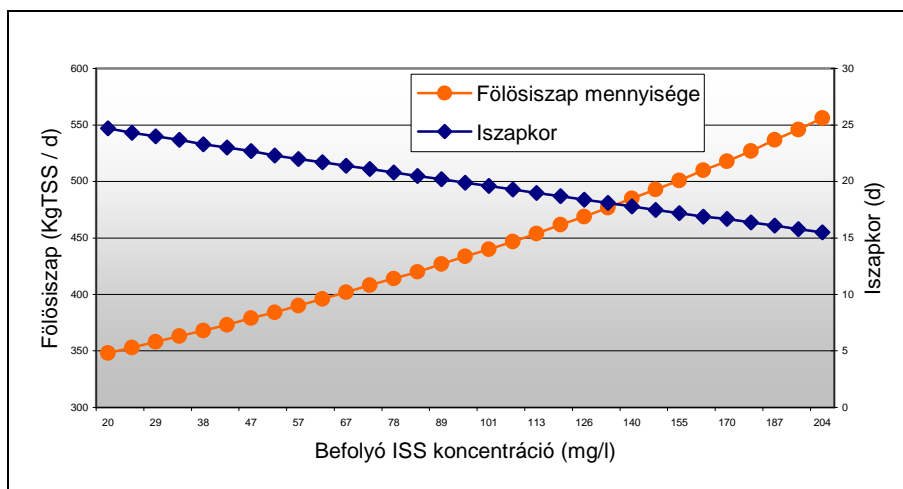
**3.1.7.3. ábra** Inert szervesetlen lebegőanyag mérési eredményei

#### 3.1.7.4 A szimulációs vizsgálat és eredményei

A nyers szennyvíz ISS koncentrációjának hatását számítógépes szimulációval vizsgálva figyelemreméltó eredményt kaptam: a befolyó ISS mért tartományon belüli növelése (20mg/l-től 205 mg/l-ig) közel 40% -os fölösiszap hozamnövekedést, és ugyanilyen arányú iszapkor csökkenést eredményezett azonos eleveniszap koncentráció fenntartása mellett (3.1.7.4. ábra). A szimulációs vizsgálat során alkalmazott fontosabb beállításokat a 3.1.7.4. táblázat mutatja be. Tehát az ISS tervezési szempontból kulcsfontosságú paraméter, mert közvetetten a reaktorok szükséges térfogatát befolyásolja. Ha mérési adat erről a paraméterről nem áll rendelkezésre, akkor az ISS értékét az eleveniszap VSS/TSS - arányának kalibrációjakor lehet pontosítani.

**3.1.7.4. táblázat** Szimulációs vizsgálat főbb beállításai (A befolyó szennyvíz ISS koncentráció hatása az iszapozamra)

Technológia	A2/O, előülepítés nélkül
Biológiai modell	ASM2d
Összes reaktortérfogat	2000m <sup>3</sup>
Anaerob térfogat	10%
Anoxikus térfogat	35%
Oxikus térfogat	55%
Belső recirkuláció	3000 m <sup>3</sup> /d
Iszapkoncentráció	3500 g/m <sup>3</sup>
Befolyó szennyvízmennyiség	1000 m <sup>3</sup> /d
Befolyó minőség	KOI = 1000 mg/l, TN=100 mg/l, TP = 19,5 mg/l,
Víz hőmérséklet	20°C
Szimuláció jellege	Automatikus paraméterérzékenység-vizsgálat állandósult állapotú szimulációkkal



**3.1.7.4 ábra** Befolyó szennyvíz inert szervesetlen lebegőanyag koncentráció hatása a szimulált iszapkorra és a fülösiszap mennyiségre azonos eleveniszap koncentráció mellett

### 3.1.8 A szennyvízösszetétel vizsgálata és a hozzá kapcsolódó szimulációs eredmények összefoglalása

#### Az összetétel-vizsgálat eredményei:

A vizsgált közép-dunántúli szennyvizek modellezés szempontú összetételét a 3.1.8. táblázat foglalja össze. Az adatokról általánosságban elmondható, hogy az átlagértékek tekintetében a meghatározott komponensek megfelelnek a külföldi szakirodalom értéktartományainak [Pasztor et al. 2009].

A vizsgált, elsősorban a közép-dunántúli régióból származó szennyvizek egyedi jellege az alábbiakban foglalható össze:

- Jó biológiai bonthatóság, jellemzően 70% feletti bontható hányad
- Kis inert oldható szervesanyag koncentráció (átlag 4,6%)
- Nagy lúgosság (átlag 15,3 mmol  $\text{HCO}_3^-/\text{l}$ )
- Nagy  $\text{NH}_4\text{-N/T-N}$  arány (átlag: 0,8)
- Az inert szervesanyag koncentráció nagyon széles értéktartományban mozog (19,5-205 mg/l).

Megállapítottam, hogy a befolyó szennyvíz lebegőanyag tartalmának (TSS) mérése során az alkalmazott szűrő pórusátmérője 0,45  $\mu\text{m}$  - 1,2  $\mu\text{m}$  tartományon belül kimutatható mértékben nem befolyásolja a mérés eredményét.

Kidolgoztam a befolyó szennyvízlúgosság számítással történő becslési módszerét az ivóvízlúgosság és az ammónium koncentráció ismeretében, ezáltal a befolyó lúgosság jól meghatározható tervezési alapadattá vált.

**3.1.8. táblázat** Modellezési szempontból fontos nyers szennyvízparaméterek közép-dunántúli adatok alapján meghatározott átlagértékei és értéktartományai (bővebben a 2.-7. mellékletekben).

Elnevezés	Jelölés	Átlag érték	Tartomány	Adatok száma
Inert oldható KOI	$S_I$	4,6%	2,1-10,8 %	11
Gyorsan bontható szubsztrát KOI	$S_s$	21,9%	10-40,7 %	11
Lassan bontható szubsztrát KOI	$X_s$	49,8%	35,9-65,5 %	11
Inert lebegő KOI	$X_I$	23,7%	11,1-32,5 %	11
Illósav KOI	$S_A$	6,4%	0-15,8 %	4
Gyorsan fermentálható (komplex) szubsztrát KOI	$S_F, S_C$	18,1%	12,9-24,9 %	4
Ammónium-N/TKN arány	$NH_4-N/TKN$	0,80	0,57-0,97	20
M-lúgosság	$S_{ALK}$	15,3 mmol/l	10,2-19,1 mmol/l	19
$BOI_5$ /Bontható KOI-arány	$BOI_5/KOI_b$	0,69	0,61-0,77	10
Lebegőanyag izzítási veszteség / Összes lebegő anyag	VSS/TSS	0,72	0,46-0,93	13
Lebegő KOI / lebegőanyag izzítási veszteség	XKOI/VSS	1,91	1,48-2,27	8
Inert szerves lebegő anyag	ISS	98,3 mg/l	19,5-205 mg/l	13

A szimulációs vizsgálatok tapasztalatai:

A befolyó szennyvízösszetétel és a tervezési paraméterek összefüggését értékelő szimulációs vizsgálatok kapcsán visszaigazolódottak a szakirodalomban leírt összefüggések a befolyó paraméterek és a tervezési mutatók (iszaphozam, levegőigény, stb.) között [Melcer et al 2009]. Az eredmények érdekessége inkább az, hogy ismertté vált a befolyó szennyvízösszetétel okozta hatások mértéke a közép-dunántúli régióban mért szennyvízminőség tükrében. Főbb megállapításaim a következők:

- A befolyó szennyvíz gyorsan bontható szubsztráttartalmára a biológiai foszforeltávolítás sokkal inkább érzékeny, mint a denitrifikáció.

- A lassan bontható szubsztrát koncentráció 1%-os növelése az összes KOI-n belül mintegy 1,4%-kal növeli meg az oxigénigényt, míg az inert lebegőanyag-tartalom 1%-os növekedése hasonló arányban növeli az iszaphozamot. Természetesen az oxigénigény és az iszaphozam az alkalmazott iszapkor és számos egyéb tényező (pl.: hőmérséklet, technológiai kialakítás, stb.) függvénye is.

- 10%-os  $\text{NH}_4\text{-N/TN}$  -arány növekedése a befolyó szennyvízben az elfolyó nitrát koncentráció mintegy 2 mg/l-es növekményét is eredményezi.

- A befolyó szennyvíz lúgosság koncentrációját kapott összefüggés alapján becsülve, vagy az összefüggést a befolyó modellbe integrálva elkerülhető az aerob reaktor túlméretezése, vagy a szükségtelen lúgadagolás betervezése. A nitrifikáció szempontjából kritikusnak tekintett 1,5 mmol/l alatti elfolyó lúgosság érték, csak kis lúgosságú ivóvíz, kis denitrifikációs hatások és nagy befolyó ammónium koncentrációkörülmények együttes fennállása esetén fordulhat elő.

- A technológiai iszaphozamot, az iszapkort és ebből adódóan a biológiai térfogatigényt jelentősen befolyásolja az inert szerves lebegőanyag-tartalom a befolyó szennyvízben. Az ISS koncentráció ismerete vagy jó becslése legalább olyan jelentőségű a szimulációs tervezésnél, mint a szerves összetevőké. Az ISS koncentráció meghatározását nehezíti, hogy infiltráció és csapadékvíz bejutás hatására időben változó mennyiségű ISS mosódhat be a csatornahálózatba.

#### Következtetések:

A mérések és a szimulációs vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy a szennyvizek összetétele településenként különböző, sőt valószínűleg napi és szezonális ingadozásuk is van. Ezért szimuláción alapuló tervezésnél, ha lehetőség van rá, a befolyó szennyvizet minél nagyobb számú méréssel frakcionálni szükséges. Ha a tervezési fázisban nincs mód mérések végzésére, akkor a szimulációs beállításhoz a 3.1.8. táblázatban megadott átlagos, vagy a mért értéktartományon belül felvett értékek kiindulási alapként szolgálhatnak.



### **3.2 Az empirikus méretezés és szimuláció összehasonlítása**

A gyakorlatban leginkább alkalmazott eleveniszapos szennyvíztisztító telep tervezési eljárás az ATV-A 131 német műszaki irányelv empirikus számítási módszere. A kereskedelmi forgalomban kapható szimulációs szoftverek szintén lehetőséget adnak a technológiai méretezésre. Az empirikus számításokon és a szimulációs alapokon történő méretezés eredménye azonban eltéréseket mutathat, sőt a különböző biokinetikai modellek is produkálhatnak eltérő eredményeket. Ezen méretezési eltérések mértékét és jelentőségét vizsgáltam meg egy tipikus hazai körülményekre szabott szennyvíztisztítási példán keresztül.

Az összehasonlító vizsgálat során öt szennyvíztisztítási modell tervezési eredményeit hasonlítottam össze az ATV-A 131 műszaki irányelv szerinti méretezés eredményeivel. Az összehasonlítás során nem csak a műszaki irányelv szerinti számítás és a szimuláció eredményeinek különbözőségeire, hanem az egyes szennyvíztisztítási modellek eltérő viselkedésére is fény derült. Az összehasonlítást úgy végeztem, hogy először a műszaki irányelv szerinti méretezési eljárást folytattam le, majd minden vizsgált szennyvíztisztítási modellel összeállítottam a műszaki irányelv szerinti számításokkal kidolgozott tisztítási technológiát GPS-X szimulációs felületen. Így a különböző modellekkel összeállított technológia azonos arányú és térfogatú biológiai tereket, azonos terheléssparamétereket és azonos üzemi beállításokat (eleveniszap koncentráció, iszap és belső recirkuláció, oldott oxigén, hőmérséklet, stb.) kapott. A szimulációkat statikus körülmények (állandósult állapotú) mellett vizsgáltam.

Az összehasonlító vizsgálatra kerestem a választ, hogy igazolható-e az összes szennyvíztisztítási modellel a műszaki irányelv szerint méretezett technológia megfelelősége, és milyen technológiai jellemzők tekintetében (iszaphozam, iszapkor, levegőigény, tisztított szennyvíz minőség stb.) alakulnak ki jelentős különbségek az egyes modellek és a műszaki irányelv szerinti számítás eredményei között. A statikus szimulációk során a modellek dinamikus viselkedését nem vizsgáltam, ezért az ATV irányelvvél történő összehasonlításakor a műszaki irányelv átlagos, biztonsági és csúcstényezőktől mentes méretezési eredményeit vettem alapul.

### 3.2.1 Tervezési alapadatok

A tervezési alapadatokat a hazai szennyvíztisztítási gyakorlatban tapasztalt értéktartományokon belül vettem fel, figyelembe véve a német ATV-A irányelvek előírásait és a korábban ismertetett szennyvízösszetétel-vizsgálatok eredményeit.

#### 3.2.1.1 Mennyiségi alapadatok:

Fajlagos szennyvízkibocsátás: 100 l/fő/d

Szárazidei hidraulikai-terhelés:  $Q_{DW,d} = 1000 \text{ m}^3/\text{d}$

Szárazidei óracsúcs:  $Q_{DW,h,max} = Q_{DW,d} / X_{q,max1} = 1000 \text{ m}^3/\text{d} / 11 \text{ h/d} = 90 \text{ m}^3/\text{h}$

Szárazidei 2 órás csúcs:  $Q_{DW,2h,max} = Q_{DW,d} / X_{q,max2} = 1000 \text{ m}^3/\text{d} / 14 \text{ h/d} = 71 \text{ m}^3/\text{h}$

$X_{q,max}$  óracsúcs tényezők az ATV DVWK-A 198E műszaki irányelv nomogramja szerint kerültek felvételre [ATV 2003]. A csatornahálózatban csapadékvízzel és infiltrációval nem számoltam.

#### 3.2.1.2 Minőségi alapadatok

A szennyvíztisztító telep biológiai terhelését 10 000 lakosegyenértéknek vettem fel, a beállított befolyó szennyvíz minőségét a 3.2.1.2 táblázat összesíti. A felvett koncentrációk hazai viszonylatban falusias–kisvárosias környezetben 100l /fő\*nap fajlagos szennyvízkibocsátás mellett tipikusnak vehetők.

### 3.2.1.2. táblázat Beállított befolyó szennyvízminőség

Paraméter	Koncentrációk, arányok	Fajlagos kibocsátás (g/fő*d)	Napi terhelés (kg/d)
BOI <sub>5</sub>	600 mg/l	60	600
KOI	1200 mg/l	120	1200
TSS	550 mg/l	55	550
TN=TKN	120 mg/l	12	120
TP	18 mg/l	1,8	18
NH <sub>4</sub> -N	97 mg/l	9,7	97
PO <sub>4</sub> -P	11 mg/l	1,1	11
S <sub>I</sub>	4,6%		
S <sub>s</sub>	21,9%		
X <sub>s</sub>	49,8%		
X <sub>I</sub>	23,7%		
S <sub>A</sub>	0%		
S <sub>ALK</sub>	14 mmol/l		
VSS/TSS	0,85		
XKOI/VSS	1,88		
BOI <sub>5</sub> /KOI <sub>b</sub>	0,69		
ISS	80 mg/l		
T <sub>víz</sub>	10 – 20°C		

### 3.2.1.3 A tisztított szennyvízzel szemben támasztott követelmények

A vizsgálat során a kibocsátási határértékeket a 28/2004 (XII.25.) Korm. rendelet szerint, időszakos vízfolyás-befogadóra vonatkozóan vettem figyelembe a 3.2.1.3. táblázat szerint.

### 3.2.1.3. táblázat Időszakos vízfolyásra jellemző területi határértékek

[28 /2004 (XII.25.) Korm. rendelet]

Minőségi jellemzők	Kibocsátási határértékek
KOIKr (mgO <sub>2</sub> /L)	75
BOI <sub>5</sub> (mgO <sub>2</sub> /L)	25
Összes lebegőanyag (mg/L)	50
Összes foszfor (mg/L)	5
NH <sub>4</sub> -N (mgN/L)	5*
Összes nitrogén (mgN/L)	25*

\* nitrátérzékeny területen

### 3.2.2 Technológiai méretezés német műszaki irányelv szerint

A méretezést az előzőekben bemutatott alapadatok alapján elődenitrifikációs elveniszapos technológiai kialakításra végeztem el. A foszforeltávolítással kapcsolatos számításokat figyelmen kívül hagytam, mert annak eredményei a később bemutatásra kerülő összehasonlító szimulációs vizsgálatokhoz nem voltak szükségesek, ugyanis a vizsgált modellek nagyobb része nem alkalmas a foszforeltávolítás modellezésére.

A technológia méretezés során a műszaki irányelv angol fordításának jelöléseit alkalmaztam (8. melléklet).

#### 3.2.2.1 A szükséges iszapkor meghatározása

A nitrifikáció miatt a szükséges aerob iszapkor a következőképpen határozható meg:

$$t_{SS,aerob,dim} = 3,4 \cdot SF \cdot 1,103^{(15-T)} = 3,4 \cdot 1,8 \cdot 1,103^{(15-10)} = 10d$$

Ahol a 3,4-es érték 15°C-on, a Nitrosomonas maximális szaporodási sebességének a reciproka (2,13 d) és egy 1,6-os biztonsági faktor szorzatából adódik. Ez utóbbi biztosítja, ha elegendő oldott oxigén van a rendszerben, és semmilyen más gátló tényező nincsen, akkor a nitrifikáció az eleveniszapban megfelelő lesz.

SF a biztonsági tényező, amellyel a következő hatások vehetők figyelembe:

- maximális szaporodási sebességre ható tényezők: bizonyos inhibítor hatású szennyvíz-komponensek, rövid idejű hőmérséklet és pH-ingadozások,
- befolyó nitrogénkoncentráció-változás hatása az elfolyó ammónium koncentrációra.

Nitrifikáció és denitrifikáció együttes megvalósításakor a szükséges nitrogéneltávolításhoz szükséges iszapkor:

$$t_{SS} = t_{SS,aerob} \cdot \frac{1}{1 - (V_D / V_{AT})} = 10 \cdot \frac{1}{1 - 0,275} = 13,8d$$

A  $V_D/V_{AT}$  hányados számítása a későbbiekben részletesebben megtalálható.

### 3.2.2.2 A denitrifikálandó nitrát mennyisége

A naponta keletkező és denitrifikálandó nitrát mennyiségét a következők szerint lehet megállapítani:

$$S_{NO_3,D} = C_{N,IAT} - S_{orgN,EST} - S_{NH_4,EST} - S_{NO_3,EST} - X_{orgN,BM} \quad (mg/l)$$

$$S_{NO_3,D} = 120 \frac{mg}{l} TKN - 2 \frac{mg}{l} N_{szerves} - 0 \frac{mg}{l} NH_4N - 16 \frac{mg}{l} NO_3N - 0,045 \cdot 600 \frac{mg}{l} BOI_5 = 75 \frac{mg}{l}$$

, ahol:

$C_{N,IAT}$  = a 10 °C-ra vonatkozó bejövő nitrogén koncentráció,

$S_{orgN,EST}$  = az elfolyó víz szerves nitrogén hányada,

$S_{NH_4,EST}$  = az elfolyó víz ammónium koncentrációja (a műszaki irányelv javaslata szerint 0 mg/l),

$S_{NO_3,EST}$  = az elfolyó víz nitrát tartalma (a műszaki irányelv szerint a szerves nitrogén határérték 60-80%-a).

$X_{orgN,BM}$  = a biomasszában kötött állapotban lévő nitrogénmennyiség, amely közelítőleg a befolyó  $BOI_5$  koncentráció 4,5%-a.

#### A denitrifikációs reaktor méretezése

A fent számolt denitrifikálandó nitrát és az eleveniszapos medencébe érkező  $BOI_5$  hányadosának ( $S_{NO_3,D}/C_{BOD,IAT}$ ) ismeretében a 3.2.2.2. táblázatból választható, vagy interpolálással számítható a denitrifikációs tér arányát megadó  $V_D/V_{AT}$  arányszám. A  $V_D/V_{AT}$  nem lehet kisebb, mint 0,2 és nem lehet nagyobb, mint 0,5.

$$S_{NO_3,D}/C_{BOD,IAT} = 75 \text{ mg/l } NO_3\text{-N} / 600 \text{ mg/l } BOI_5 = 0,125 \rightarrow V_D/V_{AT} = 0,275$$

**3.2.2.2. táblázat** Térfogatarányok ( $V_D/V_{AT}$ ) denitrifikáció méretezéshez és szárazidei terheléshez 10 – 12°C-on

$V_D/V_{AT}$	$S_{NO_3,D}/C_{BOD,IAT}$	
	Elődenitrifikáció és hasonló eljárások	Szimultán denitrifikáció és szakaszos levegőztetés
<b>0,2</b>	0,11	0,06
<b>0,3</b>	0,13	0,09
<b>0,4</b>	0,14	0,12
<b>0,5</b>	0,15	0,15

### 3.2.2.3 A keletkező iszap mennyisége

A biológia szennyvíztisztítás során keletkező iszap a lebontott szerves anyagból és a betárolt szervesanyagból (foszforeltávolítás) képződik. Jelen esetben mind a biológiai többletfoszfor eltávolítás, mind a vegyszeres foszforeltávolítás iszapozomát elhanyagoltam a későbbi szimulációs eredményekkel történő egyszerűbb összehasonlítás végett. A műszaki irányelv szerinti technológia analógiájára a modellezett technológiánál sem kerül alkalmazásra vegyszeradagolás és anaerob reaktor.

A szervesanyag lebontásából számolva a keletkező iszap mennyisége a következő empirikus egyenlettel határozható meg:

$$SP_{d,C} = B_{d,BOD} \cdot (0,75 + 0,6 \cdot \frac{X_{SS,IAT}}{C_{BOD,IAT}} - \frac{(1-0,2) \cdot 0,17 \cdot 0,75 t_{SS} \cdot F_T}{1 + 0,17 \cdot t_{SS} \cdot F_T}),$$

$$SP_{d,C} = 600 \text{ kgBOI}_5 / d \cdot (0,75 + 0,6 \cdot \frac{550 \text{ mgTSS} / l}{600 \text{ mgBOI}_5 / l} - \frac{(1-0,2) \cdot 0,17 \cdot 0,75 \cdot 13,8 d \cdot 0,706}{1 + 0,17 \cdot 13,8 \cdot 0,706}) =$$

**555,5 kg/d,**

ahol az endogén respiráció hőmérsékletfüggési tényezője:

$$F_T = 1,072^{(T-15)} = 1,072^{10-15} = 0,706$$

### 3.2.2.4 Az eleveniszapos medence méretezése

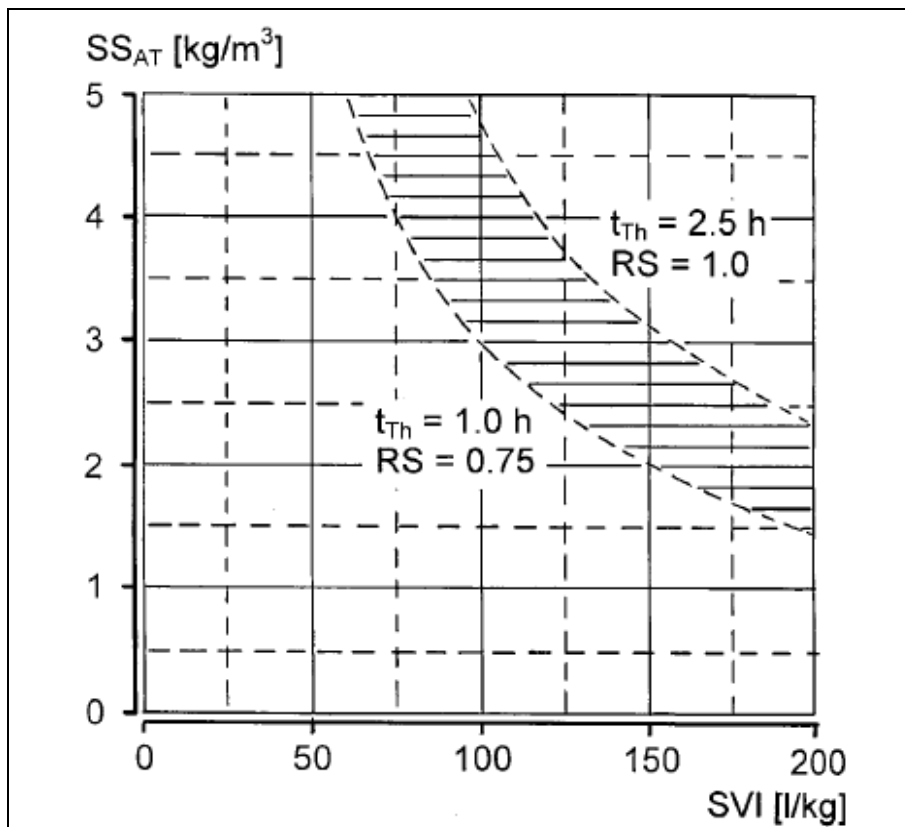
Az eleveniszapos medence mérete a medencében levő iszap tömegének és a medence szárazanyag-tartalmának hányadosából számítható.

$$V_{AT} = \frac{M_{SS,AT}}{SS_{AT}} \quad (\text{m}^3),$$

ahol az iszaptömeg ( $M_{SS,AT}$ ) a következő egyenlet átrendezéséből számolható:

$$t_{SS,Dim} = \frac{M_{SS,AT}}{SP_d} \quad \rightarrow \quad M_{SS,AT} = t_{SS,Dim} \cdot SP_d = 13,8d \cdot 555,5 \frac{\text{kgTSS}}{d} = 7665,9 \text{kgTSS}$$

Az eleveniszapos medence méretezésénél a TS érték az iszapindex ismeretében a következő ábráról olvasható le (3.2.2.3. ábra). Esetünkben  $ISV = 125 \rightarrow SS_{AT} = 3,5 \text{ kg/m}^3$ .



**3.2.2.3. ábra** Eleveniszap lebegőanyag ( $SS_{AT}$ ) koncentráció az iszapindex (SVI) függvényében

Összefüggések az iszap lebegőanyag koncentráció és az iszapindex között az eleveniszapos medencében:

$$V_{AT} = \frac{M_{SS,AT}}{SS_{AT}} = \frac{7665,9 \text{ kgTS}}{3,5 \frac{\text{kg}}{\text{m}^3}} = 2190 \text{ m}^3$$

Így az anoxikus térfogatigény:  $V_{AT} * 0,275 = 602 \text{ m}^3$ ,

aerob térfogatigény:  $V_{AT} * (1-0,275) = 1588 \text{ m}^3$ .

### 3.2.2.5 Recirkulációs arány

$$RC = \frac{S_{NH_4,N}}{S_{NO_3,EST}} - 1 = \frac{91 \text{ mgNH}_4\text{N/l}}{16 \text{ mgNO}_3\text{N/l}} - 1 = 4,68$$

Maximális denitrifikációs hatások:

$$h_D \leq 1 - \frac{1}{1+RC} = 1 - \frac{1}{1+4,68} = 82,4 \%$$

Belső recirkuláció (RI) szükséges mennyisége egyenletes terhelés és 100%-os iszaprecirkuláció (RS) mellett:

$$RI = RC - RS$$

$$RI = 4,68 - 1 = 3,68 \rightarrow Q_{RI} 3680 \text{ m}^3/\text{d}$$



### 3.2.2.6 Az oxigénbevitel

Az oxigén felhasználás egyrészt a szerves szén (beleértve az endogén légzést is) oxidálására, másrészt a nitrifikációra használódik el. A szervesanyag oxidálásához az igény:

$$OU_{d,C} = B_{d,BOD} \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot t_{SS} \cdot F_T}{1 + 0,17 \cdot t_{SS} \cdot F_T}\right) \quad (\text{kgO}_2/\text{d})$$

10°C-on ( $F_T=0,706$ ):

$$OU_{d,C} = 600 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot 13,8 \cdot 0,706}{1 + 0,17 \cdot 13,8 \cdot 0,706}\right) = 666,1 \frac{\text{kgO}_2}{\text{d}}$$

20°C-on ( $F_T=1,416$ ):

$$OU_{d,C} = 600 \frac{\text{kg}}{\text{d}} \cdot \left(0,56 + \frac{0,15 \cdot 13,8 \cdot 1,416}{1 + 0,17 \cdot 13,8 \cdot 1,416}\right) = 742,9 \frac{\text{kgO}_2}{\text{d}}$$

A nitrifikációra felhasznált oxigénigényt a 4,3kg O<sub>2</sub>/oxidált ammónium faktorial lehet figyelembe venni.

$$OU_{d,N} = Q_d \cdot 4,3 \cdot (S_{NO3,D} - S_{NO3,IAT} + S_{NO3,EST}) / 1000 \quad (\text{kgO}_2/\text{d})$$

$$OU_{d,N} = 1000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \cdot 4,3 \cdot \left(75 \frac{\text{mg}}{\text{l}} - 0 + 16 \frac{\text{mg}}{\text{l}}\right) / 1000 = 391,3 \frac{\text{kgO}_2}{\text{d}}$$

A denitrifikációnál a szervesanyag-felhasználás a 2,9kg O<sub>2</sub>/kg denitrifikált nitrát-arányból számolható.

$$OU_{d,D} = -Q_d \cdot 2,9 \cdot S_{NO3,D} / 1000 \quad (\text{kgO}_2/\text{d})$$

$$OU_{d,D} = -1000 \frac{\text{m}^3}{\text{d}} \cdot 2,9 \cdot 75 \frac{\text{mg}}{\text{l}} / 1000 = -217,5 \frac{\text{kgO}_2}{\text{d}}$$

Szükséges oxigén mennyisége:

$$OU_h = \{f_c \cdot (OU_{d,C} - OU_{d,D}) + f_N \cdot OU_{d,N}\} \div 24 \quad (\text{kgO}_2/\text{h})$$

10 °C-on :

$$OU_h = \frac{1,16 \cdot (666,1\text{kgO}_2 - 217,5\text{kgO}_2) + 2,1 \cdot 391,3\text{kgO}_2}{24} = 55,67\text{kgO}_2 / \text{h}$$

20 °C-on :

$$OU_h = \frac{1,16 \cdot (742,9\text{kgO}_2 - 217,5\text{kgO}_2) + 2,1 \cdot 391,3\text{kgO}_2}{24} = 56,1\text{kgO}_2 / \text{h}$$

ahol az  $f_c$  és  $f_N$  csúcstényezők értéke a műszaki irányelv táblázatában (3.2.2.6. táblázat) megadott érték.

**3.2.2.6. táblázat** Oxigénfelvételi csúcstényezők (2 órás csúcs és a 24 órás átlag közötti különbség figyelembevételére, ha ezirányú mérés nincs)

	Iszapkor (d)					
	4	6	8	10	15	25
$f_c$	1,3	1,25	1,2	1,2	1,15	1,1
$F_n$ , ha $B_{d,BOD,I} \leq 1200\text{kg/d}$	-	-	-	2,5	2	1,5
$F_n$ , ha $B_{d,BOD,I} > 6000\text{kg/d}$	-	-	2	1,8	1,5	-

A későbbi statikus szimulációs eredményekkel történő összehasonlító vizsgálathoz kiszámítottam a 24 órás átlagos oxigénigényt is, csúcstényezők figyelembevétele nélkül:

$$OU_{h,24} = \{(OU_{d,C} - OU_{d,D}) + OU_{d,N}\} \div 24 \quad (\text{kgO}_2/\text{h})$$

10 °C-on:

$$OU_{h,24} = \frac{(666,1\text{kgO}_2 - 217,5\text{kgO}_2) + 391,3\text{kgO}_2}{24} = 34,99\text{kgO}_2 / \text{h}$$

20 °C-on:

$$OU_{h,24} = \frac{(742,9\text{kgO}_2 - 217,5\text{kgO}_2) + 391,3\text{kgO}_2}{24} = 38,20\text{kgO}_2 / h$$

### 3.2.2.7 Az utóülepítő méretezése

A felületi feláramlási sebesség a következő összefüggés szerint számítható:

$$q_A = \frac{q_{SV}}{SS_{EAT} \cdot SVI} = \frac{450\text{l} / \text{m}^2}{3,5\text{kg} / \text{m}^3 \cdot 125\text{l} / \text{kg}} = 1,029\text{m}^3 / \text{m}^2\text{h}$$

Az utóülepítő szükséges felülete:

$$A_{ST} = \frac{Q_{ww,h}}{q_A} = \frac{90\text{m}^3 / h}{1,029\text{m}^3 / h} = 87,4\text{m}^2$$

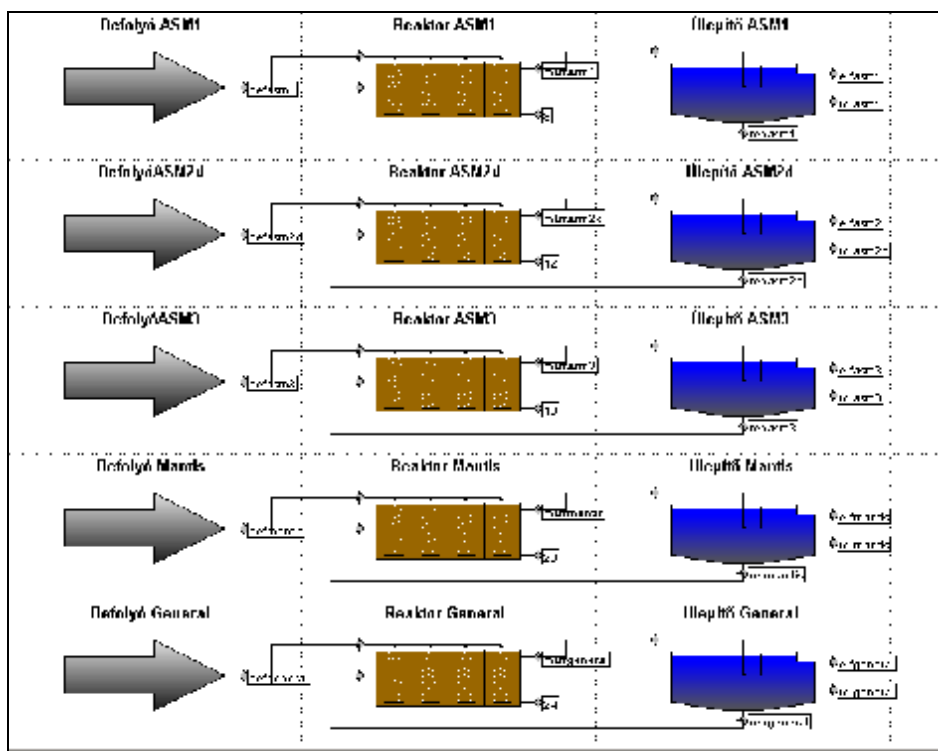
## 3.2.3 A műszaki irányelv szerint méretezett technológia szimulációja

Az előző alfejezetben levezetett technológiai méretezést számítógépes szimulációval is elvégeztem GPS-X 5.1.2. szimulátor segítségével. A szimulációs vizsgálat célja, a különböző szennyvíztisztítási modellekkel kapott méretezési eredmények, és a műszaki irányelv számítása szerinti eredmények összehasonlítása, ezáltal az eltérő méretezési módszerek értékelése.

### 3.2.3.1 Szimulációs beállítások

#### Technológiai séma

A szimulátorban összeállított technológiai sémát a 3.3.3.1. ábra szemlélteti, miszerint a szimulációkat öt különböző szennyvíztisztítási modellel párhuzamosan végeztem. A technológiai séma befolyó modelltől két tökéletesen kevert elveniszapos egységből (anoxikus és levegőztetett) és utóülepítőből épült fel.



3.3.3.1. ábra Öt szennyvíztisztítási modell összehasonlító-szimulációs sémája

#### Alkalmazott modellek

Az alkalmazott befolyó modell (input modell) neve „states”, melynek segítségével közvetlenül megadtam a befolyó szennyvíz állapotváltozóit. A bemeneti adatokat úgy választottam meg, hogy azok teljes mértékben illeszkedjenek a 3.2.1. fejezet szerinti minőségi alapadatokhoz. Az öt párhuzamos telepmodell teljes egészében azonos bemenő adatokat kapott, azért hogy a párhuzamos sorok összehasonlíthatósága biztosított legyen.

A statikus jellegű szimulációs vizsgálatokat öt szennyvíztisztítási modell alkalmazása mellett végeztem el párhuzamosan, amelyek a következők: ASM1, ASM2d, ASM3, Mantis, Newgneral. A szimuláció során a biokinetikai modelleket alapértelmezett kinetikai- és sztöchiometriai beállításokkal alkalmaztam.

Ülepítőmodellként a szimulátor Simple1-d modelljét állítottam be alapértelmezett ülepedési paraméterekkel. Az ülepítőmodell a Takács-féle ülepitési modell adaptációja, biológiai folyamatok szimulációja nélkül [Takács et al. 1999].

### Főbb technológiai beállítások

A párhuzamos szimulációknál azonos módon állítottam be (3.2.3.1. táblázat) a német műszaki irányelv szerinti méretezés eredményeképpen kapott fizikai és technológiai paramétereket.

#### **3.2.3.1. táblázat** Szimulációs beállítások

Befolyó szennyvízmennyiség	1000 m <sup>3</sup> /d
Hőmérséklet	10 °C, 20°C
Szennyvízminőség	3.2.1. fejezet szerint
Anoxikus térfogat	602m <sup>3</sup>
Aerob térfogat	1588m <sup>3</sup>
Belső recirkuláció	3680 m <sup>3</sup> /d
Iszap recirkuláció	1000 m <sup>3</sup> /d
Eleveniszap koncentráció (MLSS)	PID szabályozott, tartószint: 3500 mg/l
Oldott oxigén koncentráció a levegőztetőben	PID szabályozott, tartószint: 2 mg/l
Utóülepítő felülete	87,4m <sup>2</sup>

### Vizsgált jellemzők:

A szimulációs vizsgálat során arra kerestük a választ, hogy a különböző szennyvíztisztítási modellekkel szimulált azonos technológiák a műszaki irányelv szerinti méretezéshez és egymáshoz képest, mennyire eltérő eredményeket produkálnak iszaphozam, iszapkor, oxigénigény és elfolyó szennyvízminőség tekintetében.

### Paraméterérzékenység vizsgálat:

A modellek eltérő viselkedésének numerikus okait paraméterérzékenységi vizsgálatokkal tártam fel. A leginkább szélsőséges viselkedésű ASM1 és ASM3 modelleknél teljeskörű, a többi modellnél csak néhány paraméterre kiterjedő manuális paraméterérzékenységi vizsgálatot végeztem. A vizsgálat segítségével, mind a technológiai jellemzőket (iszaphozam, iszapkor, oxigénigény, stb.) leginkább befolyásoló modellfolyamatok, mind a legérzékenyebb –ezáltal kalibrációra leginkább alkalmas– modellparaméterek beazonosíthatók voltak.

A teljes körű paraméterérzékenységi vizsgálatnál Melcer és munkatársai [2003] útmutatásai nyomán, minden kinetikai- és sztöchiometriai paraméter kiválasztott technológiai jellemzőkre való hatását vizsgáltam meg külön-külön állandósult állapotú szimulációval. Azaz, egyszerre csak egy modellparaméter alapértelmezett beállítását változtattam meg 10%-kal majd a vizsgált jellemzőkben beállt numerikus hatását

regisztráltam. A regisztrált relatív változás 10-szerese (100%-os emeléshez tartozó érték) került be a 11. és 12. melléklet táblázataiba. A vizsgált jellemzőkre legérzékenyebb modellparamétereket a melléklet táblázataiban vastagon kiemeltem.

Fontos megjegyezni, hogy a paraméterérzékenység vizsgálat eredményei csak az adott technológiánál és csak az adott terhelési viszonyoknál érvényesek, ettől jelentősen eltérő körülmények között valószínűleg más modellparaméterek mutatkoznak érzékenyek.

### 3.2.3.2 Szimulációs eredmények

A szimulációkat a könnyebb összehasonlíthatóság miatt állandósult állapotra végeztem el, az eredmények összefoglalását a 9. melléklet tartalmazza.

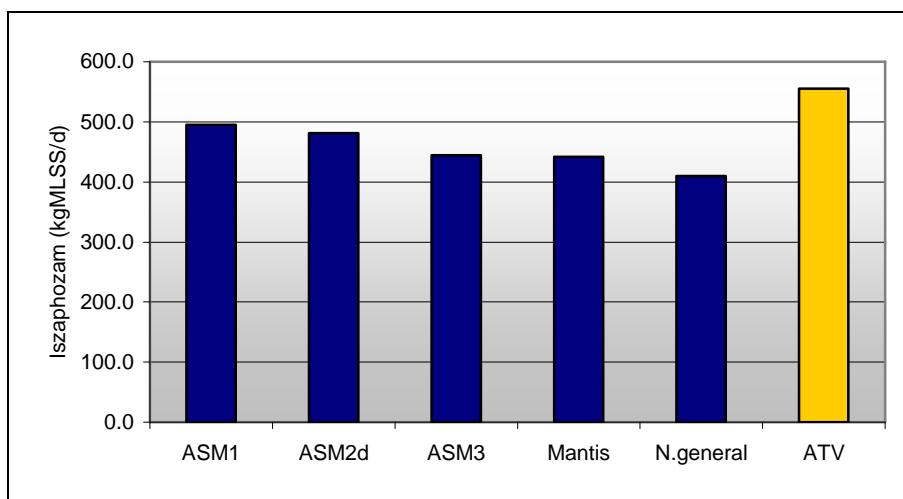
#### Iszaphozam:

A vizsgált szennyvíztisztítási technológia 10 °C-ra számított iszaphozama a különböző modellek szerint viszonylag kis eltérést mutatott (409,9 – 495,2 kgMLSS/d), de a szimulált iszaphozam alatta maradt az ATV műszaki irányelv szerinti méretezésnek (555,5kg MLSS/d) (3.2.3.2. ábra). A modellek kismértékben eltérő iszaphozama elsősorban a heterotróf biomassza-szaporodás eltérő sztöchiometriai paraméterezésében (iszaphozam-konstansok) keresendő. A vizsgált modellek komplexitása nem teszi lehetővé az okok modellmátrixokból történő azonosítását, azonban paraméterérzékenység vizsgálatokkal meghatározhatók azon modellparaméterek, melyek az iszaphozamot leginkább befolyásolják.

Paraméter érzékenységi vizsgálatokból megállapítottam, hogy a fölösiszap mennyiségét, és ebből adódóan a technológiai iszapkört elsősorban két sztöchiometriai paraméter határozza meg: a heterotróf ( $Y_H$ ) és az autotróf ( $Y_A$ ) iszaphozam-konstansok (11. és 12. mellékletek). Az iszaphozamot másodsorban pozitívan befolyásoló sztöchiometriai paraméter a sejtlízis során keletkező inert lebegő szervesanyag aránya ( $f_P$ ).

A szervesanyag terhelésre vonatkoztatott iszaphozam ( $Y$ ) a szimuláció szerint 0,68 - 0,83 kgMLSS/kgBOI<sub>5</sub>-re míg a kézi számítás szerint 0,92 kgMLSS/kgBOI<sub>5</sub>-re adódott. Alex és munkatársai kidolgoztak az ASM3 modellhez egy olyan kinetikai- és sztöchiometriai paraméterezést, mellyel a modell és az ATV műszaki irányelv szerinti iszaphozam azonos

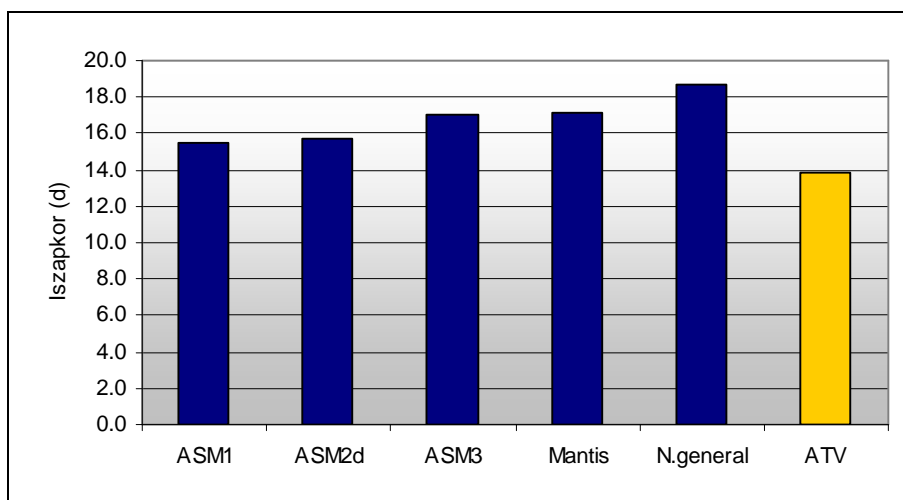
eredményt hozhat. Azonban az általuk javasolt paraméterezés nyilvánvalóan nem minden szennyvízminőség esetén helytálló. Kérdéses, hogy egy adott tervezési munkánál az eredeti vagy a módosított paramétersor szolgáltat-e jobb eredményt [Alex et al. 2007].



**3.2.3.2. ábra** Iszaphozam a szennyvíztisztítási modellek és az ATV műszaki irányelv szerint

Iszapkor:

A fenti iszaphozamok, a rögzített iszapkoncentrációk és reaktortérfogatok mellett a szimulált iszapkorok 10 °C-on 15,5 és 18,7 nap között alakultak, míg az ATV műszaki irányelv szerint számított iszapkor csak 13,8 nap volt (3.2.3.2a ábra). A legkisebb iszapkor várakozás szerint a legnagyobb iszaphozam mellett alakult ki és fordítva. A legkisebb és a legnagyobb érték között több mint 25 % különbség van, ami jelentős bizonytalanságot jelent a technológiai méretezésben.



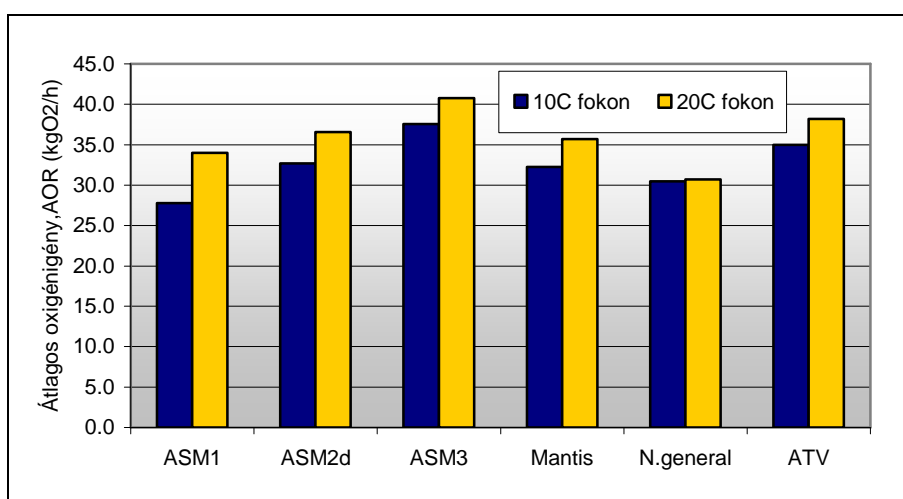
**3.2.3.2a ábra** Iszapkor a biokinetikai modellek és az ATV műszaki irányelv szerint

### Oxigénigény:

A szimulált átlagos oxigénigényeket (AOR) téli-nyári üzemhőmérséklet mellett is összehasonlítottam. Mind a szimulációs, mind a kézi számítási eredmények valamivel kisebb oxigénigényt jeleznek 10 °C-on, mint 20 °C-on. A legkisebb oxigénigényt az ASM1 (27,8 és 30,7kg O<sub>2</sub>/h), míg a legnagyobbat az ASM3 (37,6 és 40,8kg O<sub>2</sub>/h) modell eredményezte, az ATV ezen paraméter tekintetében nem adott kiugró eredményt: a legkisebb és a legnagyobb számított érték között mintegy 25%-os eltérés mutatkozott.

Az ASM3 modell alapján kapott kiugróan magas oxigénigény elsősorban annak köszönhető, hogy ennél a modellnél a legkisebb a denitrifikációs hatások, azaz a nitrát mint elektronakceptor kevésbé tudja csökkenteni az oxigénigényt. A kis denitrifikációs hatások numerikus okait paraméterérzékenységi vizsgálattal sikerült kimutatni. Elsősorban a túl nagyra beállított anoxikus iszaphozamok és a túl alacsony anoxikus növekedési faktor okozza a modellt jellemző kis denitrifikációs aktivitást (12. melléklet).

Paraméterérzékenységi vizsgálat alapján azt is megállapítottam, hogy az ASM1 modellnél tapasztalt kis oxigénigény elsősorban a nagy heterotróf iszaphozam konstans következménye (11. melléklet). A heterotróf szaporodás oldott oxigénre vonatkozó sztöchiometriai összefüggés szerint  $-(1-Y_H)/Y_H$  nagyobb heterotróf hozamkonstans kisebb oxigén fogyasztást eredményez (10.1. Függelék 1. sor).



**3.2.3.2b ábra** Oxigénigény (AOR) a biokinetikai modellek és az ATV műszaki irányelv szerint

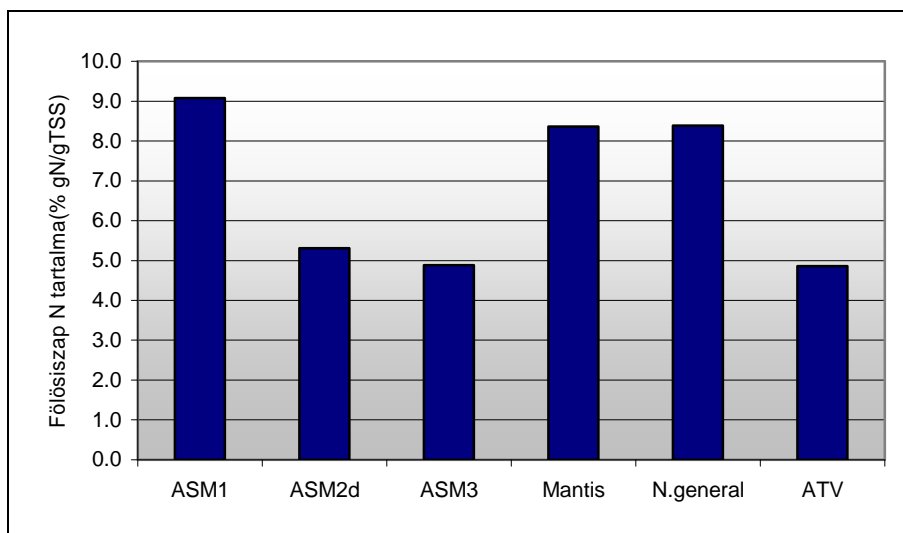


### Tisztított szennyvízparaméterek

A szimulált és az ATV műszaki irányelv szerinti méretezés által kapott tisztított szennyvízparamétereket a 3.2.3.2. és 3.2.3.2a táblázatok összesítik. Az eredményekből látható, hogy a műszaki irányelv szerint méretezett technológia minden vizsgált szennyvíztisztítási modell szerint, határértéknek megfelelő szennyvízminőséget ad meg, kivéve az ASM3 modell szerint számított elfolyó összes nitrogén koncentrációt.

Mivel a különböző modellek által számított elfolyó ammónium-nitrogén koncentráció közel azonos (0,2 – 1,6 mg/l) értékű, és majdnem teljes nitrifikációt tükröz, ezért a magas elfolyó összes nitrogén koncentráció az ASM3 modell szerint denitrifikációs hiány következtében állt elő. A denitrifikációs hiány numerikus okai a paraméterérzékenységi vizsgálat szerint azonosak az előző pontban taglalttal, miszerint elsősorban a nagy anoxikus iszaphozam és az alacsony anoxikus növekedési faktor okozza a modellt jellemző kis denitrifikációs aktivitást (12. melléklet). Ezen paraméterek finom kalibrálásával az ASM3 denitrifikációs határfok szempontjából a többi modellhez hasonlatossá tehető.

Meg kell jegyezni azt is, hogy az ASM3 modellel ellentétben az ASM1 modell kiugróan magas nitrogéneltávolítást eredményez, amit a nagyobb denitrifikációs sebesség mellett a többi modellhez képest nagy mennyiségű fölösiszapba épülő nitrogéntartalom okoz (3.2.3.2c ábra). Paraméterérzékenységi vizsgálatok alapján megállapítottam, hogy a fölösiszappal eltávolítható N mennyiség leginkább a modellekben beállított heterotróf iszaphozamtól, a biomassza nitrogén tartalmától és a sejtízis során keletkező inert anyag N tartalmától függ (11. és 12. mellékletek).



**3.2.3.2c ábra** Fülösizap nitrogéntartalma a biokinetikai modellek és az ATV műszaki irányelv szerint

A szimulált elfolyó lebegőanyag koncentráció a biológiai modelltől függetlenül gyakorlatilag azonosnak tekinthető (7,7 – 7,9 mg/l), a teljesen azonos ülepítőbeállításoknak köszönhetően.

A tisztított szennyvíz modellenként eltérő KOI- és BOI<sub>5</sub> koncentrációi a tisztított szennyvízben visszamaradó könnyen bontható szubsztrát modellenként eltérő mennyisége miatt jelentkeznek. Ennek az oka a modellek különböző heterotróf szaporodási-paraméterezésében és eltérő hőmérsékletfüggésében keresendő. Paraméterérzékenységi vizsgálatok szerint az elfolyó KOI és BOI<sub>5</sub> a maximális heterotróf szaporodási sebesség, és a gyorsan bontható szubsztrát féltelítési állandó változtatásával kalibrálható.

Kiemelendő, hogy a 20 °C-on végzett szimulációnál az elfolyó KOI- és BOI<sub>5</sub> értékek modellenkénti eltérései kisebbek.

**3.2.3.2. táblázat** Tisztított szennyvízparaméterek a 10 °C-on végzett szimulációk és az ATV műszaki irányelv szerint

Elfolyó paraméter	ASM1	ASM2d	ASM3	Mantis	N.Gen.	ATV	Határérték
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	1,4	1,6	1,2	1,4	1,2	≈ 0	5
TN (mg/l)	13,1	21,7	40,0	18,3	18,0	18	25
BOI <sub>5</sub> (mg/l)	4,1	2,8	2,6	6,1	2,5	-	25
KOI (mg/l)	66,8	65,2	64,9	70,9	65,8	-	75
TSS (mg/l)	7,7	7,8	7,8	7,8	7,8	< 20	50

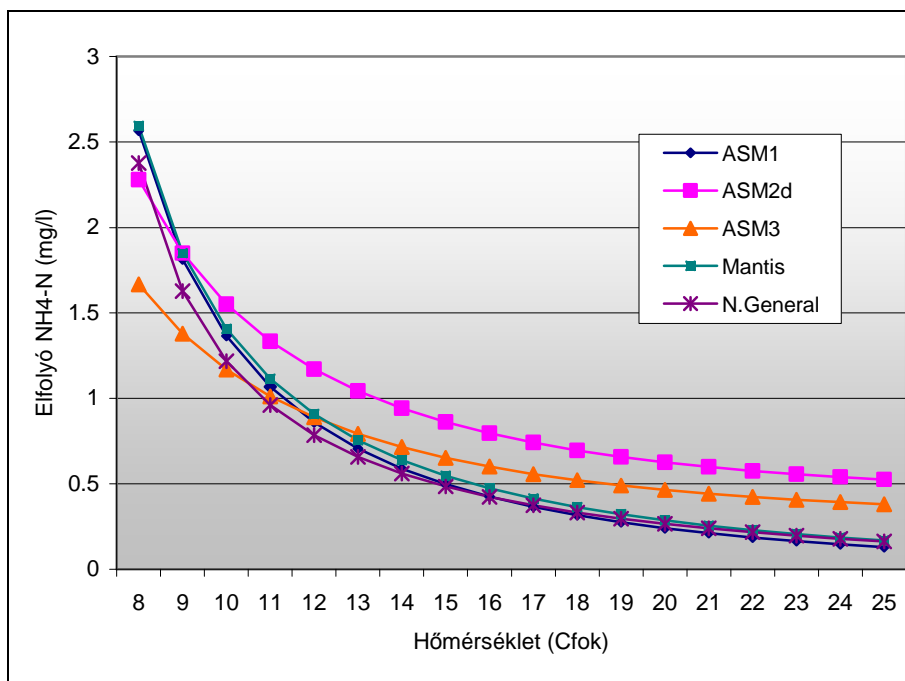
**3.2.3.2a táblázat** Tisztított szennyvíz paraméterek a 20 °C-on végzett szimulációk és az ATV műszaki irányelv szerint

Elfolyó paraméter	ASM1	ASM2d	ASM3	Mantis	N.Gen.	ATV	Határérték
NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	0,2	0,6	0,46	0,28	0,26	≈ 0	5
TN (mg/l)	13,8	21,1	<b>35,0</b>	16,0	17,1	18	25
BOI <sub>5</sub> (mg/l)	3,3	2,0	1,7	2,5	2,0	-	25
KOI (mg/l)	67,3	65,0	64,6	66,1	65,6	-	75
TSS (mg/l)	7,8	7,8	7,9	7,8	7,9	< 20	50

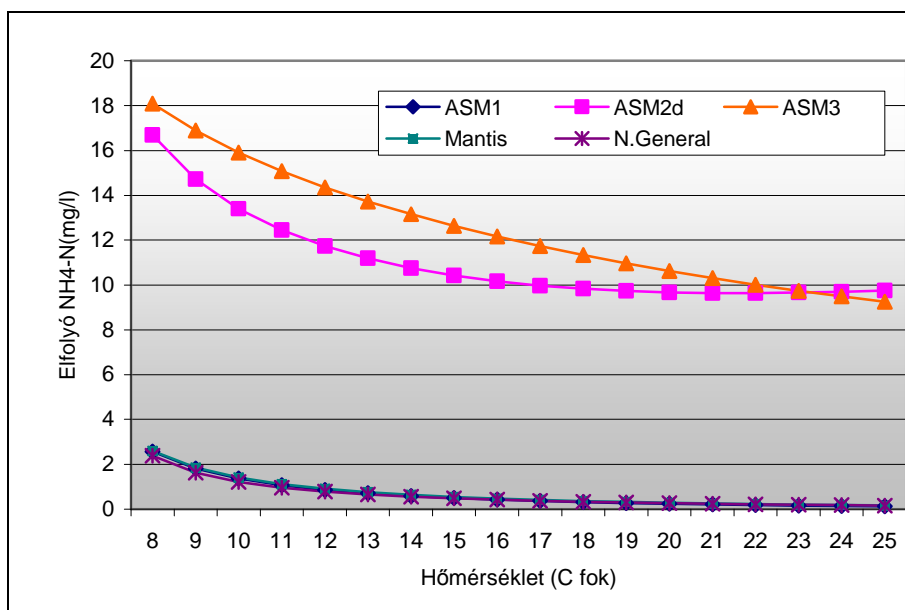
Nitrifikáció hőmérsékletfüggése

A nitrifikáció hőmérsékletfüggését a tisztított szennyvíz ammónium koncentrációja alapján értékeltem különböző befolyó lúgosság koncentrációk mellett (3.2.3.2d és 3.2.3.2e ábrák). Az összehasonlításban az ATV műszaki irányelv nem szerepelt, mert a műszaki irányelv szerint, az elfolyó ammónium koncentráció pontos értéke nem számítható ki sem a hőmérséklet, sem a lúgosság függvényében. Az eredményekből jól látható, hogy a modellek közel azonos hőmérsékletfüggést mutatnak, ha a befolyó lúgosság (14 mmol/l) számottevően nem limitálja a nitrifikációt (3.2.3.2d). A legkisebb hőmérsékletfüggést az ASM3, míg a legnagyobbat a Mantis modell mutatta, amit a modellenként eltérő hőmérsékleti tényezők, és eltérő nitrifikációs sebességi egyenletek okoznak.

Ugyanakkor kis befolyó lúgosság koncentráció mellett (8 mmol/l) az ASM3 és ASM2d modellek a többi modelleknél magasabb elfolyó ammónium koncentrációt mutatnak (3.2.3.2e ábra). Az eltérés oka a modellek eltérő nitrifikációs sebességi egyenleteiben keresendő, melyek közül csak az ASM3 és ASM2d modellek sebességi egyenletében szerepel a lúgosság limitáló tényezőként (2.8.1b táblázat). A kapott eredmények a befolyó lúgosság meghatározásának fontosságát támasztják alá.



**3.2.3.2d ábra** Az elfolyó ammónium koncentráció hőmérsékletfüggése 14 mmol/l befolyó lúgosság koncentráció mellett



**3.2.3.2e ábra** Az elfolyó ammónium koncentráció hőmérsékletfüggése 8 mmol/l befolyó lúgosság koncentráció mellett

### 3.2.3.3 Szimulációs eredmények értékelése

Az ATV irányelv szerint méretezett technológia számítógépes szimulációval történt ellenőrzése kapcsán tapasztaltak az alábbiak szerint összegezhetők:

- A műszaki irányelv alapján méretezett technológia minden vizsgált szennyvíztisztítási modell szerint határértéknek megfelelő szennyvízminőséget ad meg, kivéve az ASM3 modell szerint számított elfolyó összes nitrogén koncentrációt.
- Azonos terhelés és technológiai jellemzők mellett, az ATV műszaki irányelv az összehasonlítás alapjául szolgáló modelltől függően 10-25%-kal nagyobb iszaphozam és kisebb iszapkor értékeket ad meg. Ha a technológiai méretezés iszapkorra történik, mint ahogy a magyar szabvány is előírja, akkor az ATV szerint meghatározott biológiai reaktortérfogat ugyanilyen arányban nagyobb lehet, mint a biokinetikai modellek szerint szükséges.
- Az oxigénigény-meghatározás tekintetében az ATV műszaki irányelv jól megközelíti a szimulációk által kalkulált értékeket.
- A fölösiszap nitrogén tartalma az ATV műszaki irányelv szerint kisebb-nagyobb mértékben alatta marad a modellek szerint számított értéknek, csak az ASM3 modell számított hasonlóan alacsony (4,9 kgN/kgTSS) nitrogéntartalmat.
- A vizsgálatok összességében megerősítették az ATV méretezési irányelv létjogosultságát a tervezői gyakorlatban, bár az irányelv biztonságra való törekvése a biológiai reaktortérfogatok és iszapvonal kapacitások kisebb-nagyobb mértékű túlméretezését eredményezi.

A kalibrálatlan biológiai modellek egymáshoz képest eltérő viselkedése kapcsán tett megállapítások:

- Az ASM3 modell alapértelmezett beállításokkal, a többi modellhez képest gyengébb denitrifikációs hatásfokot, nagyobb elfolyó összes nitrogén koncentrációt ad meg. Tehát az ASM3 modell használata a technológiai méretezésben „pesszimista” paraméterezése miatt, az anoxikus reaktortérfogat túlméretezését okozhatja.

- A nitrifikáció hőmérsékletfüggésében nincsenek jelentős eltérések, ezért aerob reaktor-méretezésre mindegyik modell közel azonos eredmény mellett alkalmas. Ha azonban a befolyó szennyvíz lúgossága alacsony, akkor a nitrifikáció lúgosság limitációja miatt az ASM2d és ASM3 modellek a többihez képest nitrifikációs-hatásfok szempontjából jelentős eltérést mutatnak.
- A vizsgált modellek közül az ASM1 adja meg a legnagyobb fölösiszap hozamot, e modell estén épül a legtöbb nitrogén az iszapba, és ennél a modellenél legkisebb az elfolyó nitrogén koncentráció. Többek között ebből adódik, hogy a modell alapján a legkisebb a számított oxigénigény is. Tervezési szempontból az ASM1 modell a denitrifikációs reaktor alulméretezésének veszélyét rejti magába.
- A Newgeneral modell a vizsgált modellek közül a legkisebb iszaphozamot, ezáltal a legnagyobb iszapkört adta meg, ami alapján a modell az összes reaktortérfogat alulméretezését eredményezi egy adott iszapkor mellett.
- A kalibrálatlan ASM2d és a Mantis modellek semmilyen vizsgált jellemző tekintetében nem mutattak szélsőséget, ezért általános tervezői feladatokra a vizsgált modellek közül a legjobban hasznosíthatók. Olyan telepeknél ahol a lúgosság nitrifikációt gátló tényező lehet ott, a vizsgált modellek közül mindenképpen az ASM2d alkalmazása javasolt.

### **3.3 Esettanulmány: a balatonfőkajári szennyvíztisztító telep fejlesztése**

Az esettanulmányban egy valós tervezési feladat megoldása során kívánom bemutatni, hogy a korábbi fejezetek szennyvízösszetétellel kapcsolatos vizsgálati eredményei miként hasznosíthatók a számítógépes szimulációval történő tervezés során [Pásztor et al 2008].

Az esettanulmányban alkalmazásra kerülő új eredményeim:

- Az általam mért átlagos KOI frakciók és összetett változó arányszámok, mint a befolyó szennyvíz összetétel kiindulási értékeiket adják.
- Az elfolyó szennyvíz lúgosságának számítása saját összefüggés alapján történik.

#### **3.3.1 Balatonfőkajár szennyvíztisztító telep bemutatása**

##### **3.3.1.1 A fejlesztési szükségesség**

Az 5000 m<sup>3</sup>/d névleges hidraulikai kapacitású balatonfőkajári szennyvíztisztító-telepet a DRV Zrt. üzemelteti, a telep műszaki állapota kielégítő, bőségesen rendelkezik biológiai térfogattal és fúvókapacitással, de az elfolyó tisztított szennyvíz minősége nem felel meg a kibocsátási határértékeknek. A totáloxidációs technológiának köszönhetően a telep csak szervesanyag (KOI, BOI<sub>5</sub>) és ammónium eltávolítására alkalmas, a telepen a biológiai nitrogén- és foszforeltávolítás kismértékű. A legtöbb határértéktúllépést az összes nitrogén okozza, a foszforeltávolítás vegyszeres kicsapattal biztosítható. A balatonfőkajári szennyvíztisztító-telep fejlesztésének a célja, hogy a telep biztosítani tudja a tisztított szennyvízre vonatkozó – a várhatóan szigorodó – kibocsátási határértékeket.

A befogadó vízfolyás a folyamatban lévő vízhozam mérések alapján várhatóan időszakos minősítést kap, ezért a határértékek szigorodására lehet számítani. A jelenlegi és a várható határértékeket a 3.3.1.1. ábra szemlélteti.

<b>Minőségi jellemzők</b>	<b>Jelenlegi határértékek (üzemeltetési engedély szerint)</b>	<b>Időszakos befogadó határértékek [28/2004 (XII.25) KvVM]</b>
KOI (mg/L)	<b>125</b>	<b>75</b>
BOI <sub>5</sub> (mg/L)	<b>25</b>	<b>25</b>
Összes lebegőanyag (mg/L)	<b>35</b>	<b>50</b>
Összes foszfor (mg/L)	<b>10</b>	<b>5*</b>
NH <sub>4</sub> -N (mg/L)	<b>10</b>	<b>5*</b>
Összes nitrogén (mg/L)	<b>55</b>	<b>25*</b>

\* nitrátérzékeny területen

### **3.3.1.1. ábra** Jelenlegi és várható kibocsátási határértékek

#### 3.3.1.2 A jelenlegi biológiai tisztítás technológiája

Jelenleg a balatonfőkajári szennyvíztisztító-telep Balatonfőkajár, továbbá az agglomerációba tartozó hét település (Balatonkenese, Balatonakarattya, Balatonvilágos, Balatonaliga, Lepsény, Mezőszentgyörgy és Füle) szennyvizeit tisztítja. A telep jelenlegi kiépített hidraulikai kapacitása: 5 000 m<sup>3</sup>/d. Ebből a V/1. építési ütemben 2 500 m<sup>3</sup>/d, a V/2. építési ütemben további 2 500 m<sup>3</sup>/d kapacitás épült ki. A szennyvíztisztító telep teljes oxidációs biológiai tisztítást valósít meg, folyékony települési hulladékfogadás és hulladékkezelés nem történik.

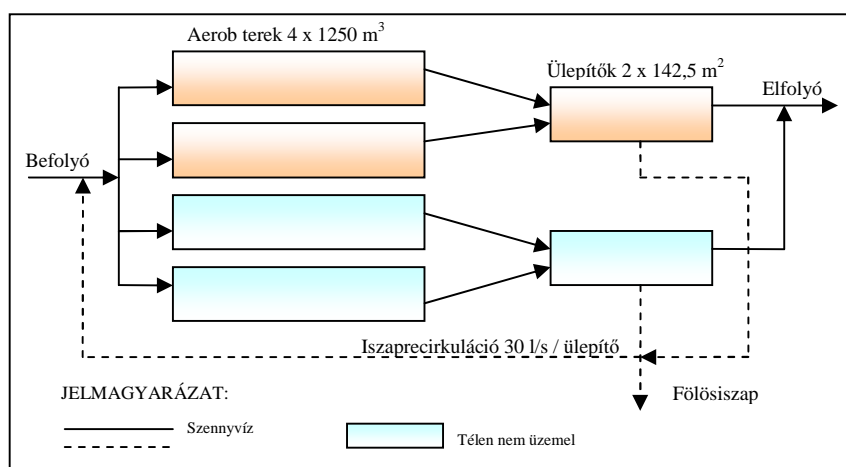
A telep a következő főbb tisztítóegységekből épül fel:

- légbefúvásos homokfogó rácsműtárggyal és osztóművel,
- párhuzamosan kapcsolt finombuborékos levegőztetők (4 x 1250m<sup>3</sup>),
- hosszanti átfolyású megszívott kotrók ülepítők (2 x 142,5m<sup>2</sup>),
- labirintmedencés fertőtlenítő,
- Parshall mérőműtárgy,
- iszapsűrítő,
- iszapvíztelenítés (centrifugával, polielektrolit adagolással),
- csurgalékvíz - iszapvíz átemelő,
- fűvógépház.



A párhuzamos levegőztető medencékből egész évben egy, alacsony terhelésű időszakban két medence van kikapcsolva a tisztítási sorból. Téli időszakban általában csak egy utóülepítő üzemel. A kiegészítő vegyszeradagolás (40% vas-szulfát oldat) 2008-ban csak a nyári időszakban volt bekapcsolva. Az adagolás dózisa az alábbiak szerint volt:

- VI.23. - VII.04-ig: 5l/h/medence = 1160 g Fe<sup>3+</sup> /h/medence
- VII.05. - VII.25-ig: 2,5 l/h/medence = 580g Fe<sup>3+</sup> /h/medence
- VII.26. – IX. 08-ig: 1,5 l/h/medence = 350g Fe<sup>3+</sup> /h/medence



**3.3.1.2. ábra** Egyszerűsített szennyvíztisztítási-folyamatábra

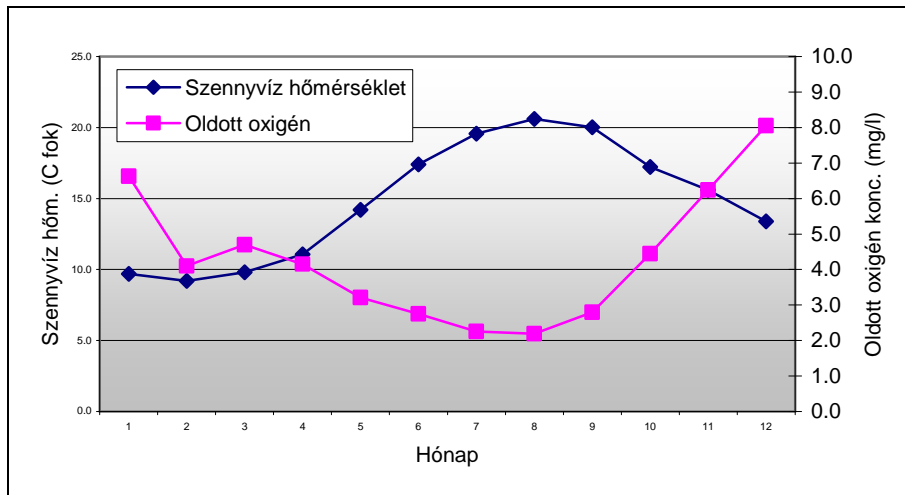
### 3.3.2 A jelenlegi üzem szimulációja

#### 3.3.2.1 Alapadatok

A telep névleges hidraulikai kapacitása 5000 m<sup>3</sup>/d, amit a tényleges terhelés csak csapadékos időben ér el. Az átlagos szárazidei terhelés 2500-2700 m<sup>3</sup>/d. A beérkező szennyvíz mennyisége kiegyenlített, azonban a töménysége változó. A nyári turistaszézonban a szennyvíz szennyezőanyag tartalma jelentősen megnő. A szennyvíztisztító telep szimulációjához a kizárólag az üzemeltető által 2008-ban hetente 1-2 alkalommal mért rutin- és önellenőrzési mérések adatait használtam fel. Részletes mérési adatok álltak rendelkezésre az elfolyó és befolyó szennyvíz tekintetében.

Az iszapvonalon a reaktorban lévő eleveniszapról, a sűrített és víztelenített iszapról regisztrálták a VSS és TSS adatokat. Naponta regisztrált térfogatáram mérési adatok az elfolyó szennyvízre és az iszapcentrifugára feladott iszapról álltak rendelkezésre. A főbb nyers szennyvízre vonatkozó és technológiai paramétereket a 3.3.2.1. táblázat összegzi.

A fentiek mellett a befolyó szennyvíz hőmérsékletét és a levegőztető medencékben mért oldott oxigén koncentrációt mérték meg a telepen. A levegőztetett medencékben oldott oxigénmérésen alapuló levegőbevitel-szabályozás van (tartószint 2 mg/l), de alacsony terhelésű időszakokban és kis vízhőmérséklet mellett túllegeztetés áll fenn (3.3.2.1. ábra).



**3.3.2.1. ábra** Szennyvízhőmérséklet és a reaktorban mért átlagos oldott oxigén koncentráció 2008-ban

### 3.3.2.1. táblázat 2008-ban mért nyers szennyvíz- és iszapadatok

Hónap	Bef. [m <sup>3</sup> /d]	BOI5 [mg/l]	KOI [mg/l]	NH <sub>4</sub> N [mg/l]	Ö.l.a. [mg/l]	TN [mg/l]	TP [mg/l]	MLSS* [mg/l]	VSS/TSS* [%]
Jan.	2579	137	305	27	193	56	4	2871	80
Febr.	2491	157	371	33	225	62	5	3535	75
Márc.	3213	211	426	33	245	52	5	4179	75
Ápr.	2886	201	403	32	216	56	5	3573	73
Máj.	2584	334	566	45	329	75	8	3010	72
Jún.	2794	295	534	48	397	91	8	3239	72
Júl.	3385	359	644	52	460	89	7	3638	71
Aug.	3105	364	692	59	505	88	9	3171	72
Szept.	1963	374	667	54	470	95	10	3608	64
Okt.	1893	276	631	45	363	73	8	3865	81
Nov.	2018	351	693	44	452	79	8	4246	74
Dec.	2500	n.a.	560	32	n.a.	n.a.	n.a.	4465	77

\* levegőztető medence eleveniszapjának jellemzői

### 3.3.2.2 A szimulációs folyamat

A szimulációt 2008-as adatsorokból képzett havi átlag befolyó- és üzemi adatokra alapoztam, az átlag bemeneti adatok alapján minden hónapra külön statikus szimulációt futtattam le. Hasonló szimulációs eljárást alkalmaztak sikerrel Makinia és munkatársai két lengyel szennyvíztisztító telepen, míg Cinar és munkatársai négy szennyvíztisztító telep szimulációjából kettő esetén találta megfelelőnek ezt a módszert [Makinia et. al. 2002, Cinar et al. 1998].

### 3.3.2.3 A befolyó szennyvízösszetétel

A befolyó szennyvízösszetétel pontosításához specifikus méréseket nem végeztem, kiindulási alapadatként korábbi, környéken végzett mérések tapasztalatait használtam fel [Pásztor et al. 2009]. A modellkalibráció során a szennyvíz inert szervesetlen lebegőanyagtartalmát és inert szervesanyagtartalmát a szimulált iszaphozam mért adatokhoz való közelítése érdekében pontosítottam. A befolyó inert oldott KOI frakciót az

elfolyó KOI-adatok alapján kalibráltam. A kalibrációt manuálisan egyszerre egy paraméter változtatásával végeztem és hatását minden hónap állandósult állapotú szimulációja (szcenáriók) során értékeltem.

A szimulációs során a KOI, NH<sub>4</sub>-N, TKN, TP értékeket a havi mérések alapján állítottam be scenáriónként, a KOI frakciók arányát és a lúgosság koncentrációt minden scenárióban azonosnak vettem fel.(3.3.2.3. táblázat).

### 3.3.2.3. táblázat Befolyó szennyvíz összetétele a szimulációkban

Paraméter	Érték
KOI, NH <sub>4</sub> -N, NO <sub>3</sub> -N TKN, TP	Havi átlagmérések szerint
Inert oldott KOI	4,2%
Fermentálható gyorsan bontható KOI	23,8%
Fermentációs termék	0%
Inert lebegő KOI	22,6%
Lassan bontható KOI	49,4%
Lúgosság	11,2 mmol/l
VSS/TSS arány	76%

A szennyvíz lúgosságát a helyi ivóvíz jellemző lúgossága alapján becsültem, az alábbi tapasztalati összefüggés szerint [Pásztor et al. 2007]:

$$S_{ALK,SZV} = S_{ALK,VÍZ} + K * S_{NH_4} + 2,884 ;$$

ahol:

$$S_{ALK,SZV} = \text{Nyers szennyvíz számított m-lúgossága (mmol/l)}$$

$$S_{ALK,VÍZ} = \text{Hálózati ivóvíz m-lúgossága (mmol/l)}$$

$$S_{NH_4} = \text{Nyers szennyvíz átlagos ammónium-nitrogén koncentrációja (mgN/l)}$$

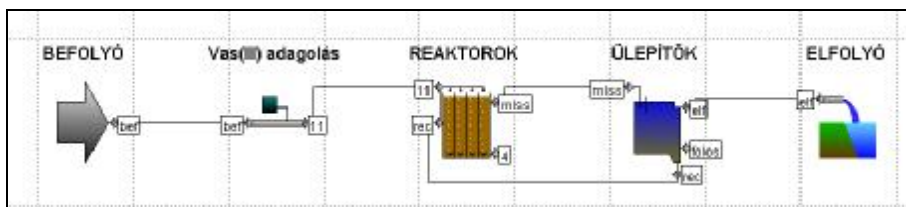
$$K = \text{Arányos tényező} = 0,0556 \frac{1}{mgN/l}$$

Behelyettesítve:

$$S_{ALK,SZV} = 6 + 0,0556 * 42 + 2,884 = \underline{\underline{11,2 \text{ mmol/l}}}$$

### 3.3.2.4 A telemodell

A telemodellt az alábbi séma szerint állítottam össze (3.3.2.4. ábra)



**3.3.2.4. ábra** Telemodell a GPS-X szimulációs szoftverben

A modellépítés kapcsán az alábbi egyszerűsítésekkel éltem:

- A párhuzamos reaktortereket egy térként vettem számításba azok egyesített térfogatával.
- A két utóülepítőt is egy ülepítővel helyettesítettem azok egyesített felületét figyelembe véve.
- A befolyó szennyvíz-mennyiségként a mért telepi elfolyó mennyiséget fogadtam el.
- Az iszapvonali csurgalékvizek visszavezetését a telemodellen elhanyagoltam, mert a mintázott befolyó szennyvízbe bemérik a csurgalékvizek többlet szennyezőanyag terhelését.
- Az ülepítőben lejátszódó biológiai folyamatokat nem modelleztem.
- A hosszanti átfolyású reaktor sorba kapcsolt tökéletesen kevert reaktorokkal lett helyettesítve.

A szükséges tökéletesen kevert reaktorok számát az Egyesült Királyság Vízügyi Kutatási Központja által javasolt összefüggés alapján határoztam meg [Melcer et al. 2003]:

$$N = 7,4 \cdot \frac{L \cdot Q \cdot (1 + R)}{W \cdot H},$$

ahol:

N = Egyenértékű sorbakapcsolt reaktorok száma (db)

L = Levegőztető medence hossza (jelen esetben 50m)

$Q$  = Befolyó szennyíz (jelen esetben  $0,015 \text{ m}^3/\text{s}$ )

$R$  = Recirkulációs arány (dimenzió nélküli)

$W$  = Levegőztető medence szélessége (jelen esetben  $5\text{m}$ )

$H$  = Vízmélység (jelen esetben  $5\text{m}$ )

Behelyettesítve:

$$N = 7,4 \cdot \frac{50 \cdot 0,015 \cdot (1 + 0,99)}{5 \cdot 5} = 2,02 \approx 2 \text{ db}$$

Tehát a hosszanti átfolyású levegőztető medencék 2 db tökéletesen kevert reaktossal helyettesíthetők.

A szimuláció során a levegőztető medencék levegőbevitelére és az iszapelvitel rendje a rendelkezésre álló oldott oxigén adatok és elveniszap (MLSS) koncentrációk alapján (3.3.2.1. ábra) PID szabályozással lett megoldva. Szűk keresztmetszetet a levegőbeviteli és az iszapelviteli oldalról nem feltételeztem.

### 3.3.2.5 Szimulációs eszköz, modellek

A szimulációk GPS-X 5.0 szimulációs szoftver segítségével készültek ASM2d szennyvíztisztítási modell és „simple1d” ülepítő modell (Takács-féle modell adaptációja) alkalmazásával. Az alkalmazott befolyó modell neve „KOI frakciók”, mely segítségével a telepi befolyó mérési adatok beolvasására fix frakció arányok mellett volt lehetőség.

### 3.3.2.6 Kalibráció, megállapítások

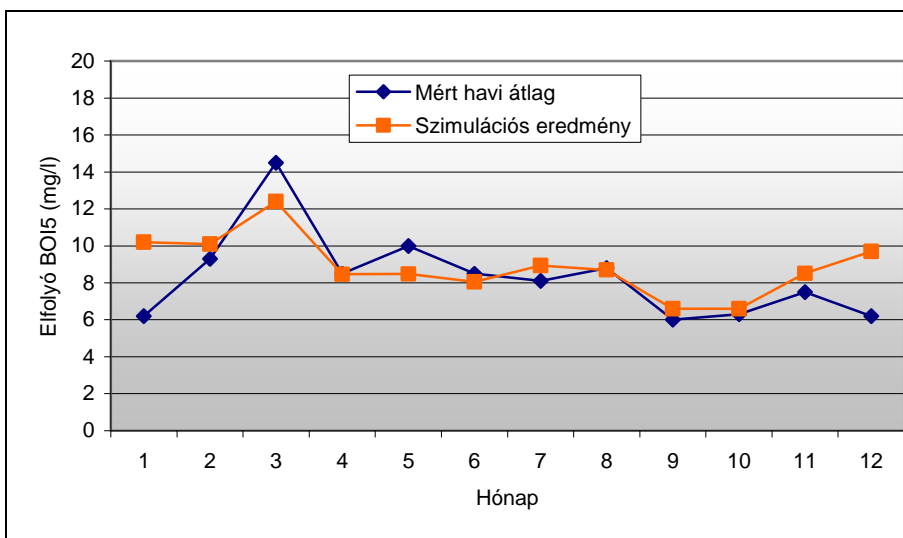
Az ASM2d szennyvíztisztítási modell szinte teljes egészében alapértelmezett beállítások mellett elfogadható, a mérésekhez jól illeszkedő eredményeket adott (3.3.2.6.-3.3.2.6g ábrák). A manuális modellkalibráció során a befolyó szennyvízösszetétel pontosításán felül, csak néhány kinetikai paraméter változtatására volt szükség, melyek a következők:

- Az ammóniumféltelítési-állandó mint autotróf szaporodás szubsztrát az alapértelmezett a  $K_{NH} = 1 \text{ gN/m}^3$  értékről  $K_{NH} = 2 \text{ gN/m}^3$ -re lett változtatva, hogy a szimulált elfolyó ammónium tartalom jobban illeszkedjen a mért értékekhez. A változtatás mértéke nem haladta meg az szakirodalomban javasolt tartományt ( $0,06 - 5,8 \text{ gN/m}^3$ ) [Copp – Murphy 1995].

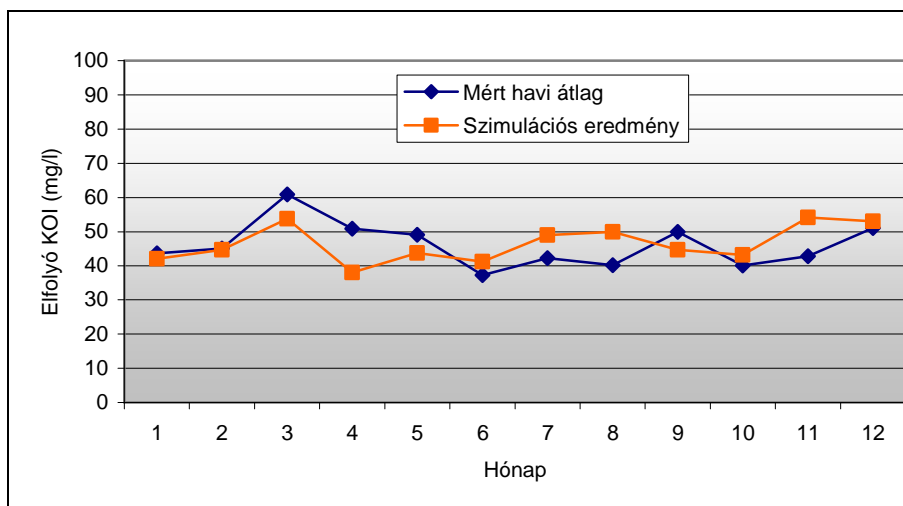
- Az elfolyó BOI-érték kalibrációjához szükség volt a fermentálható, gyorsan bontható szubsztráton történő heterotróf szaporodás féltelítési-állandójának jelentős növelésére  $K_{fe} = 4 \text{ g KOI/m}^3$  értékről  $70 \text{ g KOI/m}^3$  a változtatás meghaladta a szakirodalomban javasolt maximális értéket ( $20 \text{ g KOI/m}^3$ ) [Henze et al. 1995].

Az elfolyó lebegő- és szervesanyag kalibrációja során az ülepítőmodell alapértelmezett ülepedési tulajdonságait kis mértékben le kellett rontani, folyamatos kismértékű iszapelúzás szimulációja végett. A simple1-d ülepítőmodell iszapülepedési faktorát 0,5 – ről 0,3-ra csökkentettem.

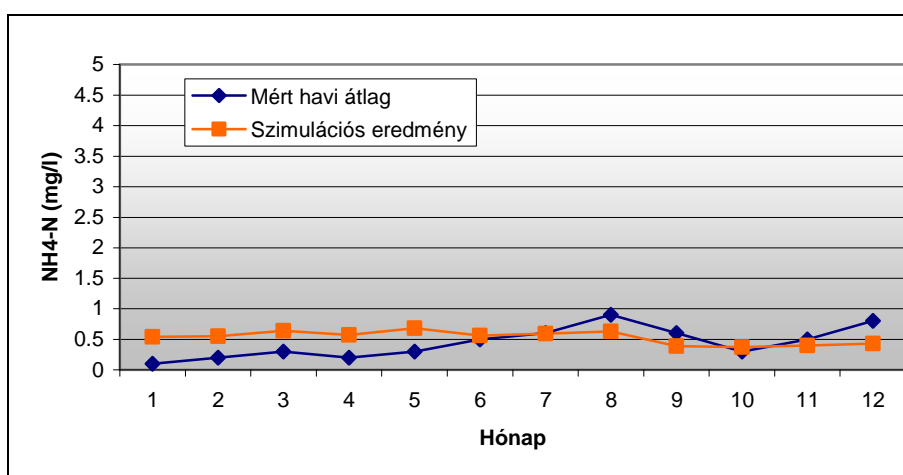
A mért és szimulált eredmények jó illeszkedést mutattak (3.3.2.6. -3.3.2.6e ábrák), kiugró eltérések többnyire az adatok kis számára vezetetők vissza. Például az elfolyó összes nitrogén esetén a 9. hónapban tapasztalt jelentős eltérés oka, hogy abban a hónapban egyetlen, az átlagtól jelentősen eltérő TN-mérési eredmény állt rendelkezésre.



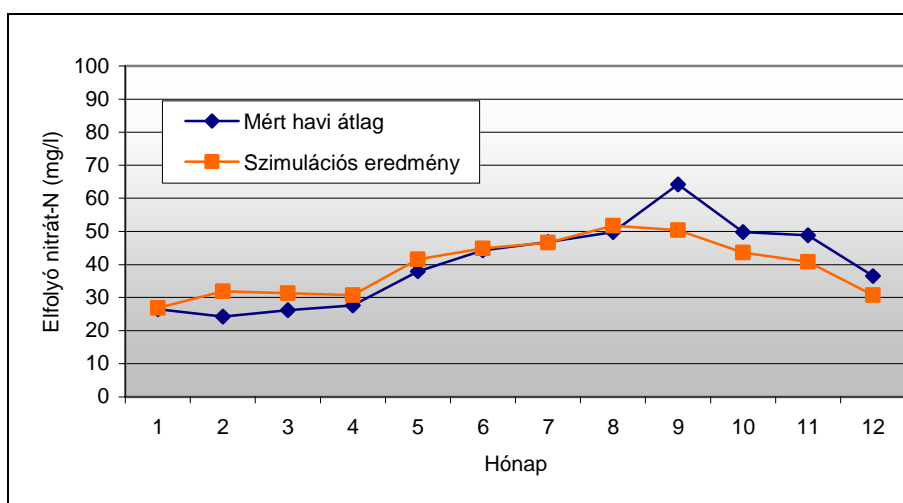
**3.3.2.6. ábra** Szimulált és mért elfolyó  $BOI_5$  koncentráció 2008-as évben



3.3.2.6a ábra Szimulált és mért elfolyó KOI koncentráció 2008-as évben

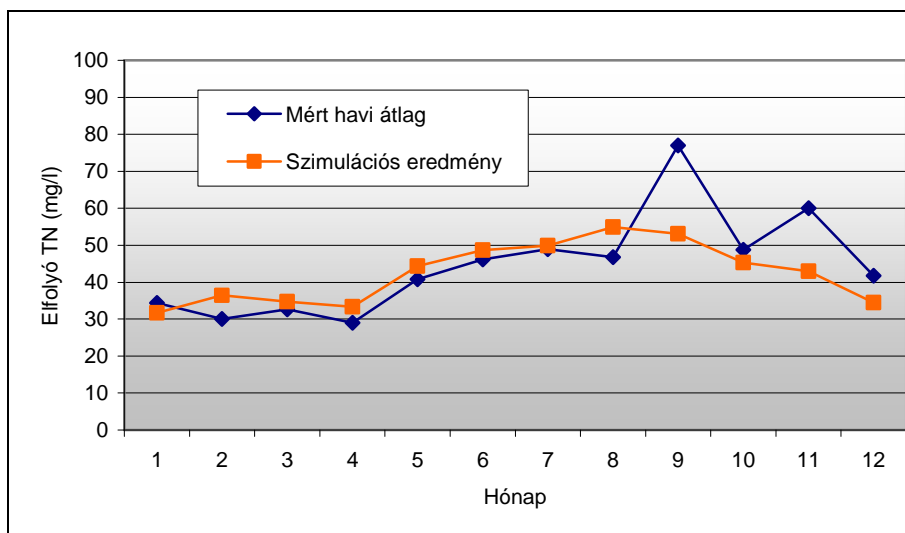


3.3.2.6b ábra Szimulált és mért elfolyó NH<sub>4</sub>-N koncentráció 2008-as évben

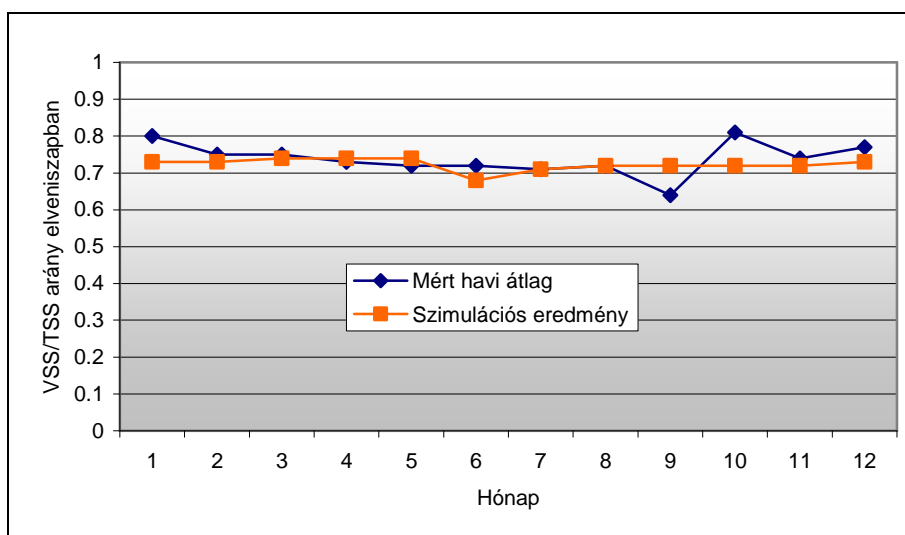


3.3.2.6c ábra Szimulált és mért elfolyó Nitrát-N koncentráció 2008-as évben



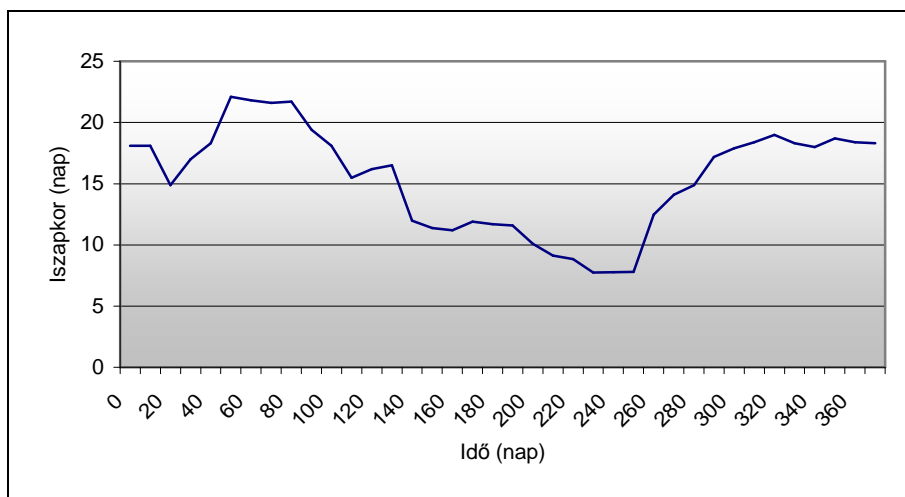


**3.3.2.6d ábra** Szimulált és mért elfolyó BOI koncentráció 2008-as évben



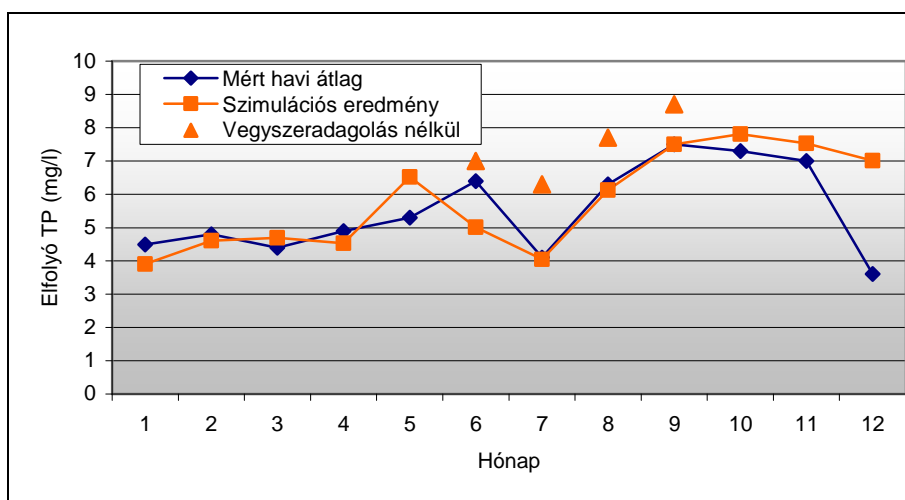
**3.3.2.6e ábra** Szimulált és mért VSS/TSS-arány a levegőztető eleveniszapjában 2008-as évben

A szennyvíztisztító-telep iszapkora a terhelés függvényében jelentősen változik, szerencsére az alacsonyabb iszapkor a nyári időszakra esik (3.3.2.6f ábra). A téli időszakban az iszapkor a rendelkezésre álló aerob terek felével történő üzemelés mellett is biztonsággal elegendő.



**3.3.2.6f ábra** Szimuláció során kapott dinamikus iszapkor a 2008-as évben

A vas (III)-szulfát hatását a foszforeltávolításra az adatok kis száma ellenére jól lehetett szimulálni (3.3.2.6g ábra). A szimulációt kicsapató vegyszer-adagolás beállítása nélkül is lefuttattam, amiből kiderült, hogy 2008-ban a vegyszeradagolás hatására átlagosan 1,2- 2,3 mg/l-es elfolyó foszforcsökkenést lehetett tapasztalni.



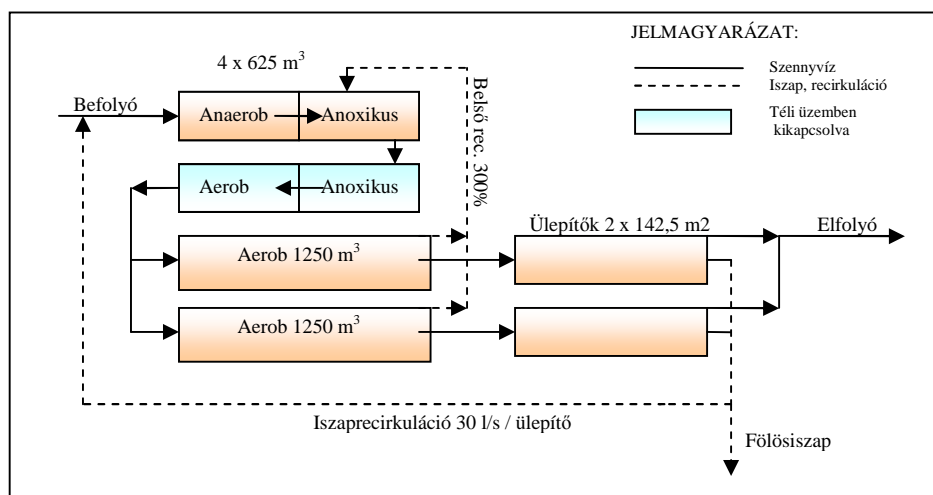
**3.3.2.6g ábra** Szimulált- és mért elfolyó összes foszfor koncentráció 2008-as évben

A szimulált technológia jellegéből adódóan az alkalmazott szennyvíztisztítási modell denitrifikációs- és biológiai foszforeltávolítási-képességét nem lehetett a kalibráció során pontosítani. A modellezés eredményeit a telepfejlesztés szimulációjakor a biológiai N- és P-eltávolítás szempontjából fenntartásokkal kell kezelni. A szervesanyag- és NH<sub>4</sub>-N -eltávolítás szempontjából is csak részlegesen kalibráltnak tekinthető, a pontosabb kalibráció dinamikus adatsort, széleskörű mérési kampányt és közvetlen kinetikai paraméter-meghatározást igényelt volna.

### 3.3.3 A telepfejlesztés szimulációja

A tervezett telepfejlesztést a meglévő műtárgyak felhasználásával kell megvalósítani, ezért nem elméleti úton meghatározott ideális reaktortérfogatok alkalmazására tettem javaslatot, hanem a telep egy meglévő részének praktikus átalakítására. A szimuláció során a fejlesztési elképzelés megfelelőségét vizsgáltam.

Az előzetes szimulációkkal megalapozott elképzelés szerint, egy A2/O rendszerű technológia kerülne kialakításra két levegőztető műtárgy átalakításával. Az átalakítás során két levegőztető medence közepén egy-egy osztófal beépítésével 4 db, kb. 625 m<sup>3</sup>-es reaktor hozható létre, amelyek anaerob (1 db) és anoxikus (2 db), valamint aerob (1db) terekké alakíthatók. Az egyforma kialakítású kis reaktorok lehetőséget kínálnak arra, hogy a kevert terek gépészetileg megegyező kialakításúak legyenek. Természetesen a technológia másik iker levegőztető-medencéje továbbra is megtartja funkcióját, de azokból új, belső recirkuláció kiépítése szükséges az első anoxikus térbe. Az átalakított tisztítási technológiát az alábbi blokkséma szemlélteti (3.3.3. ábra).



3.3.3. ábra Telepfejlesztés szennyvíztisztítási folyamatábrája

A fejlesztési elképzelés szimulációjának alapjául a 2008-as adatokra bekalibrált modell szolgált, aminek telepkonfigurációját a fenti blokkséma szerint módosítottam.

A nem tökéletesen kalibrált modellek, mint amelyet jelen esetben is használtam, elsősorban a különböző telepkonfigurációk összehasonlítására alkalmasak, az elfolyó szennyvíz

minőségének pontos számszerű kalkulációjára vonatkozóan kevésbé megbízható eredményt produkálnak [Melcer et al. 2003]. Éppen ezért a szimulált elfolyó eredményeket – különösen a nitrogén- és foszforformákat – fenntartással kell kezelni, a tervezési határértéknél csak számottevően alacsonyabb (min. 20 %-al) elfolyó értékek esetén tartható megfelelőnek a fejlesztési elképzelés.

A fejlesztést két terhelési helyzetre vizsgáltam:

1. Jelenlegi terhelés: a 2008-ban mért adatok alapján.
2. Prognosztizált terhelés: A 2008-as évhez képest 1120 m<sup>3</sup>/d többletterhelés az agglomerációban várható közműfejlesztések miatt.

### 3.3.3.1 A fejlesztés szimulációja a jelenlegi terhelés mellett

A tervezett technológia az ingadozó terhelési viszonyokhoz igazodva téli-nyári üzemmóddal működne, az alacsonyabb terhelésű téli időszakban (októbertől – áprilisig) két medencét (1 db anoxikus, 1 db aerob) ki kellene kapcsolni a technológiai sorból, továbbá a téli üzemben az alacsonyabb iszapkoncentráció tartása is elégséges lenne.

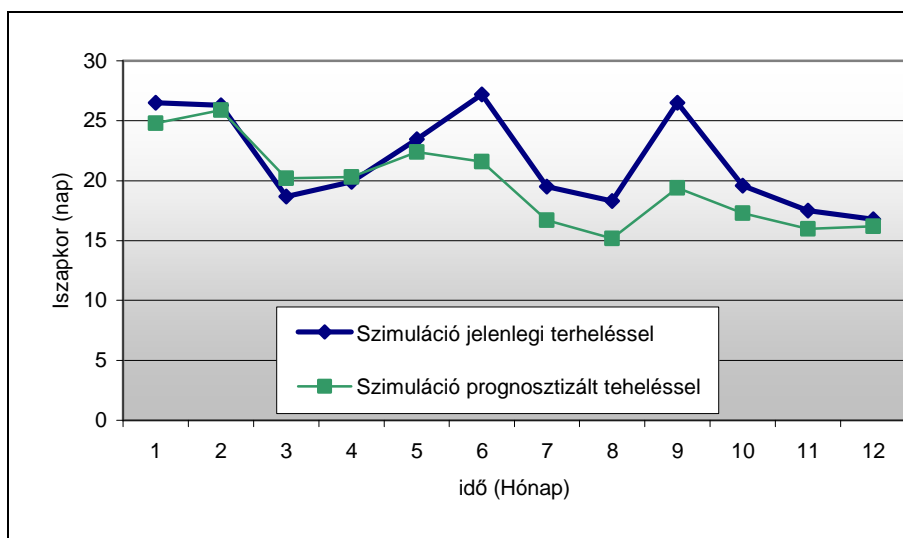
A fejlesztési elképzelést a kalibrációnál beállított 2008-as terhelési adatokkal és kinetikai beállításokkal teszteltem az új határértékeket szem előtt tartva.

A fejlesztés szimulált és beállított technológiai paramétereit az 3.3.3.1. táblázat összesíti.

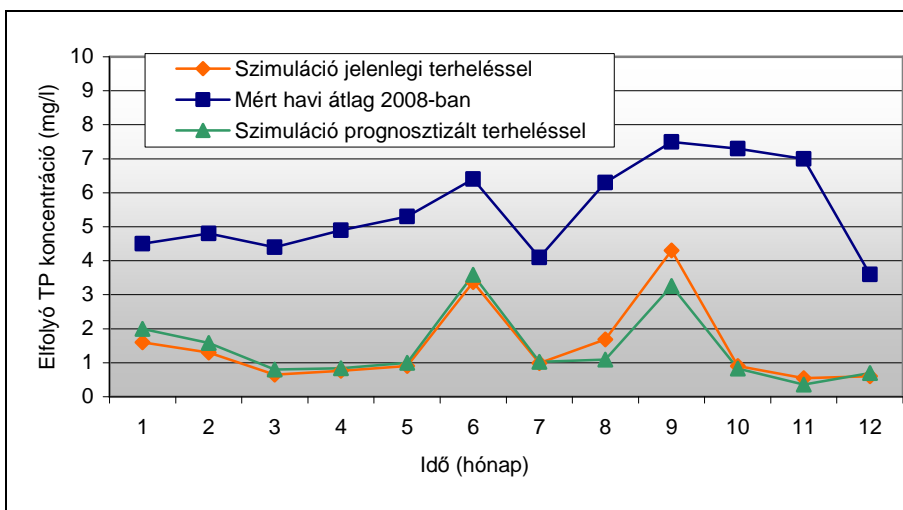
A javasolt változtatásokkal az időszakos vízfolyásra vonatkozó határértékek új biológiai térfogatok építése nélkül is tarthatók. A biológiai többletfoszfor eltávolítást a nyári időszakban vegyszeres kicsapatással is ki kell egészíteni. A téli-nyári üzem viszonylag stabil terhelési viszonyokat és iszapkört tud eredményezni (3.3.3.1. ábra). A nagy iszapkor, a közepes tartományban megválasztott iszapkoncentráció és a belső recirkuláció, biztonságos üzemmenetet, és többletkapacitást biztosít jövőbeni terhelésnövekedések és csúcsterhelések esetére.

### 3.3.3.1. táblázat A jelenlegi terheléssel szimulált technológia paraméterei

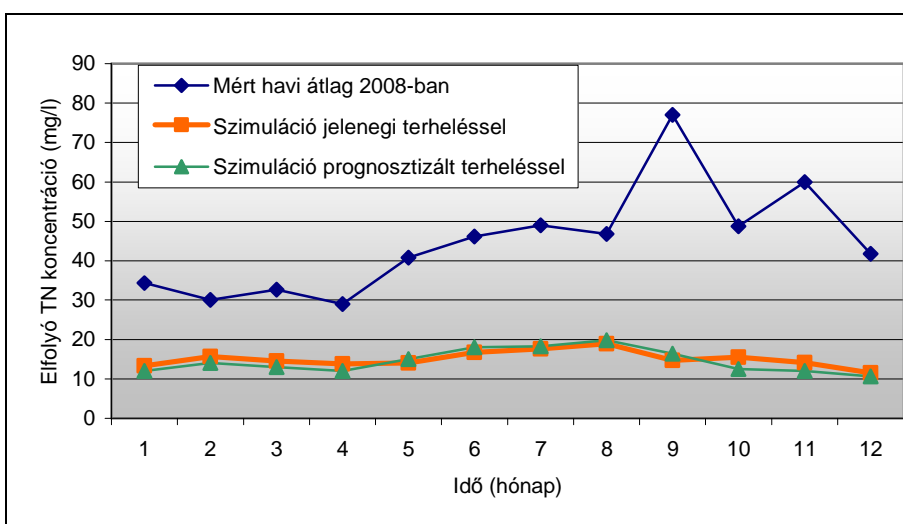
	Téli üzem (október- április)	Nyári üzem (május - szeptember)
Hőmérséklet	9,2 - 17,2 C fok	14,2 – 20 C fok
Anaerob térfogat	625m <sup>3</sup>	625m <sup>3</sup>
Anoxikus térfogat	625m <sup>3</sup>	1250m <sup>3</sup>
Aerob térfogat	2500m <sup>3</sup>	3125m <sup>3</sup>
Összes térfogat	3750m <sup>3</sup>	5000m <sup>3</sup>
Izapkor	18,3 -27,2 nap	16,8 -26,5 nap
Belső recirkuláció	8000 m <sup>3</sup> /d	8000 m <sup>3</sup> /d
Izaprecirkuláció	100 % (szabályozott)	100% (szabályozott)
Oldott oxigén a levegőztetőben	2 mg/l (szabályozott)	2 mg/l (szabályozott)
F/M arány	0,057–0,10 kgBOI/kgVSS/d	0,08–0,10 kgBOI/kgVSS/d
Eleveniszap koncentráció	3000 mg MLSS/l (szabályozott)	3500 mg MLSS/l (szabályozott)
Fölősiszap-mennyiség	337-662 kgTSS/d	614 - 945 kgTSS/d



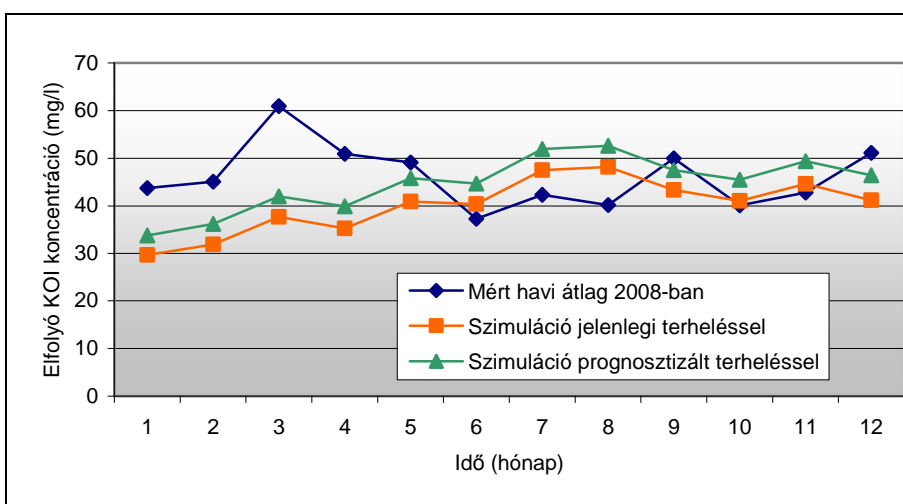
3.3.3.1. ábra A fejlesztés alapján szimulált iszapkor a 2008-as befolyó terhelés mellett



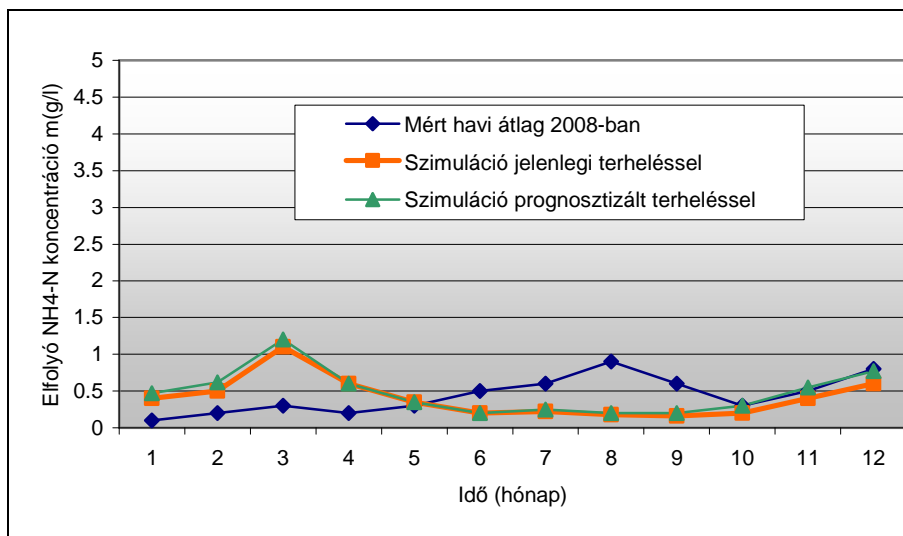
3.3.3.1a ábra A fejlesztés alapján szimulált és a 2008-as mért elfolyó TP koncentrációk



3.3.3.1b ábra A fejlesztés alapján szimulált és a 2008-as mért elfolyó TN koncentráció



3.3.3.1c ábra A fejlesztés alapján szimulált és a 2008-as mért elfolyó KOI koncentráció



**3.3.3.1d ábra** A fejlesztés alapján szimulált és a 2008-as mért elfolyó NH<sub>4</sub>-N koncentráció

### 3.3.3.2 A fejlesztés szimulációja a prognosztizált terhelés mellett

A prognosztizált szennyvízmennyiség a jelenlegihez képest mintegy 1120 m<sup>3</sup>/d többletterhelést fog jelenteni a Balatonaligán, Fülén és Balatonkenesén megvalósuló hálózatbővüléseknek köszönhetően. A szimuláció során arra kerestük a választ, hogy a javasolt fejlesztés a megnövekvő terhelés mellett is tudja-e biztosítani a szigorodó kibocsátási határértékek betartását. A prognosztizált terhelés szimulációja során feltételeztük, hogy a szennyvíz minőségében nem áll be változás, csak annak mennyisége fog megnövekedni a 2008-as adatokhoz képest.

A szimulációk alapján kijelenthető, hogy a fejlesztés szerinti átalakítással a telep meg tud felelni az időszakos vízfolyás befogadó határértékeknek, mind a jelenlegi, mind a prognosztizált terhelés mellett (3.3.3.1a - 3.3.3.1d. ábrák).

### 3.3.3.3a. táblázat A prognosztizált terheléssel szimulált technológia paraméterei

	Téli üzem (október- április)	Nyári üzem (május - szeptember)
Hőmérséklet	9,2 - 17,2 C fok	14,2 – 20,0 C fok
Anaerob térfogat	625m <sup>3</sup>	625m <sup>3</sup>
Anoxikus térfogat	1250m <sup>3</sup>	1250m <sup>3</sup>
Aerob térfogat	3125m <sup>3</sup>	3125m <sup>3</sup>
Összes térfogat	5000m <sup>3</sup>	5000m <sup>3</sup>
Izapkor	16 – 25,9 nap	15,2 - 22,4 nap
Belső recirkuláció	11 000 m <sup>3</sup> /d	11 000 m <sup>3</sup> /d
Izaprecirkuláció	100 % (szabályozott)	100% (szabályozott)
Oldott oxigén a levegőztetőben	2 mg/l (szabályozott)	2 mg/l (szabályozott)
F/M arány	0,058–0,11 kgBOI/kgVSS/d	0,085–0,12 kgBOI/kgVSS/d
Eleveniszap koncentráció	3200 mg MLSS/l (szabályozott)	4000 mg MLSS/l (szabályozott)
Fölősiszap-mennyiség	455-998 kgTSS/d	870 - 1275 kgTSS/d

### 3.3.4 Összefoglalás az esettanulmányhoz

GPS-X szimulációs szoftverrel és ASM2d biológiai modellel végzett szimulációval, kizárólag üzemeltetőtől származó adatok felhasználásával sikerült modellezni a balatonfőkajári telep jelenlegi működését.

A befolyó szennyvíz KOI frakcióinak és lúgosságának mérésére nem volt lehetőségem, ezért ezen paramétereket korábbi szennyvízösszetétel-vizsgálati eredményeim felhasználásával határoztam meg.

A kalibrált modellből kiindulva olyan technológiafejlesztés dolgoztam ki, melyhez új műtárgyak építésére nincs szükség, és a jelenleginél szigorúbb kibocsátási határértékek betartása is biztosítható. A javasolt technológiai változtatás a szimulációk szerint mind a jelenlegi, mind a prognosztizált terhelésnövekedés mellett megfelelő megoldást jelent a telep fejlesztésére.



## 4 Az eredmények gyakorlati alkalmazhatósága

Disszertációmban három jól elkülöníthető tématerülettel foglalkoztam:

1. Települési szennyvizek összetételének vizsgálata modellezési aspektusból.
2. Az ATV műszaki irányelv szerinti technológiai méretezési eredmények összehasonlítása különböző biokinetikai modellekkel végrehajtott szimulációs eredményekkel.
3. A kapott eredmények gyakorlati alkalmazásának bemutatása egy szimulációs esettanulmány kapcsán.

Az eredményeim a hazai tervezői és szakértői gyakorlatban dolgozók számára azonnal hasznosítható információkat, hiánypótló adatokat jelentenek.

### **Települési szennyvizek összetételének vizsgálata:**

A szennyvízösszetétel-vizsgálatok fő gyakorlati jelentősége az, hogy a technológiai felülvizsgálatban és a technológiai méretezésben egyre nagyobb teret hódít a számítógépes szimuláció, de a kereskedelmi forgalomban kapható szimulációs-szoftverek befolyó modelljeinek paraméterezése nem a hazai szennyvízösszetételre van beállítva.

Hazai szennyvizek modellezés szempontú KOI frakcióinak méréséről kevés adat van a szakirodalomban, bár ezen paraméterek vizsgálataim szerint jelentősen befolyásolják a szimulált technológia számos jellemzőjét (iszaphozam, iszapkor, oxigénigény, stb.). Az általam meghatározott átlagos KOI frakcióösszetétel és egyéb modellezés szempontból fontos arányszámok iránymutatást adhatnak a szennyvíztisztítás -szimulációval foglalkozó szakembereknek, ha a befolyó szennyvíz ezirányú mérésére nincsen lehetőségük.

A nyers települési szennyvizek összes lúgosságáról kimutattam, hogy az elsősorban a szennyvíz alapját adó ivóvíz lúgosságától és a szennyvíz ammónium tartalmától függ. Az általam kidolgozott empirikus összefüggéssel célirányos mérések nélkül, lehetővé vált a nyers szennyvíz összes lúgosságának kiszámítása. Így az összes lúgosság mind kézi, mind

számítógépes szimulációval végzett technológiai méretezésnél könnyen kiszámítható és jól hasznosítható alapadat lett.

Számítógépes szimulációval kimutattam, hogy jelentős ipari hozzájárulást nem tartalmazó hazai települési szennyvizek eleveniszapos technológiával történő megtisztításánál a lúgosság vegyszeradagolással történő növelése általában nem szükséges, számottevő nitrifikációs gátlás lúgossághiány miatt, csak több körülmény (kis denitrifikációs arány, alacsony ivóvíz lúgosság, extrém tömény szennyvíz) együttes fennállása esetén fordulhat elő.

### **ATV műszaki irányelv és a modellek összehasonlítása:**

Ennek a munkarésznek a gyakorlati jelentősége abban rejlik, hogy a hazai gyakorlatban elterjedt és általánosan elfogadott ATV irányelvek szerinti technológiai méretezés néhány, eddig nem ismert sajátosságára sikerült rávilágítani ellenőrző szimulációs vizsgálatokkal.

Kimutattam, hogy az ATV műszaki irányelv szerint számítható elfolyó szennyvízminőség és technológiai oxigénigény viszonylag jól megfelel a különböző modellekkel végzett ellenőrző számításoknak. Ugyanakkor kiderült, hogy az ATV műszaki irányelv - nyilvánvalóan a biztonságra törekvés érdekében - az iszaphozamot 10-25 %-kal nagyobbra becsüli, mint az átlagos közép-dunántúli befolyó szennyvíz jellemzőkre beállított (KOI frakciók, lúgosság, egyéb arányszámok), de kinetikai szempontból kalibrálatlan szennyvíztisztítási modellek. Továbbá az is kiderült, hogy a szennyvíziszapba épülő nitrogéntartalmat az ATV műszaki irányelv a modellekhez képest viszonylag alacsony értéken veszi fel, ezért a biológiai reaktortérfogatot nagyobb nitrogénterhelésre méretezi. Figyelembe véve, hogy az előbbieken túl az ATV műszaki irányelv számos biztonsági tényezővel számol a méretezés során, valószínűsíthető, hogy egy jól kalibrált, tényleges terheléssel futtatott ellenőrző számítógépes-szimuláció jelentősen csökkentheti a tervezői biztonságból adódó túlméretezéseket, a reaktortérfogatok és az iszapvonalai kapacitások tekintetében.

A különböző szennyvíztisztítási modellekkel végzett ellenőrző technológiai számítások eredményei alapján bebizonyosodott, hogy nem csak az empirikus- (ATV műszaki irányelv) és a determinisztikus modellekkel végzett (számítógépes szimuláció) számítások

hozhatnak eltérő méretezési eredményeket, de a kalibrálatlan szennyvíztisztítási modellek egymáshoz képest is számos eltérő tervezési eredményt tudnak produkálni. A vizsgált modellek közül az ASM2d és a Mantis modellek mutattak a legkevesebb szélsőséges méretezési eredményt, ezért kalibrálatlan vagy részlegesen kalibrált állapotban ezen modellek alkalmazása leginkább javasolható a hazai tervezési feladatoknál.

A gyakorlati alkalmazás számára fontos megállapításom, hogy a számítógépes szimuláción alapuló tervezési munkánál, ha alapos modellkalibrációra nincsen lehetőség, akkor kiemelt figyelmet kell fordítani a modellválasztásra, mert az jelentősen befolyásolhatja a méretezés eredményét. Ha lehetőség van rá, a méretezést több szennyvíztisztítási modellel és/vagy párhuzamosan empirikus összefüggéseken alapuló számításokkal is érdemes ellenőrizni.

### **Szimulációs esettanulmány:**

A szennyvízösszetétel vizsgálati eredményeim gyakorlati hasznosíthatóságát bizonyítja a 3.3 fejezetben ismertetett esettanulmány, ahol a balatonfőkajári szennyvíztisztító-telep szimulációja során a befolyó szennyvízminőség kalibrálásához a kiindulási alapadatokat a szennyvízösszetétel-vizsgálataim átlagos eredményei adták. Ezen módszerrel a telep szimulációja külön mérési kampány nélkül, kizárólag a telepi rutinmérések eredményeinek felhasználásával is elvégezhető volt.

## 5 Összefoglalás

Munkám során az elveniszapos szennyvíztisztítás szimulációjához kapcsolódó méréseket és vizsgálatokat végeztem azzal a céllal, hogy pontosítsam a szennyvíztisztítási modellek befolyó szennyvízre vonatkozó paraméterezését és értékeljem a modellek alkalmazásának tervezési értékét az empirikus összefüggéseken alapuló méretezési eljárásokkal szemben. Vizsgálataim során nagy hangsúlyt fektettem a hazai, pontosabban a közép-dunántúli szennyvízjellemzők figyelembevételére a számítógépes szimulációban. A mérési eredményeim alapján javaslatot tettem a szimulációs szoftverek és biokinetikai modellek alapértelmezett befolyó paraméterezésének módosítására.

Doktori értekezésemben bemutatott eredményeim három egymással összefüggő, de jól elkülönülő részt alkotnak, melyek a következők:

- szennyvízösszetétel-vizsgálatok,
- empirikus összefüggéseken és szimuláción alapuló méretezés összehasonlítása,
- szimulációs esettanulmány – balatonfőkajári szennyvíztisztító-telep fejlesztése.

### Szennyvízösszetétel-vizsgálatok

A szennyvíztisztítási modellek használatához elengedhetetlen a nyers szennyvizek modellezés szempontú összetételének (KOI frakciók, lúgosság, VSS/TSS, stb.) ismerete. Ugyan a nyugati szakirodalomban nagy számban található ilyen mérési eredmények, ezek a hazai gyakorlatban módosítás nélkül nem alkalmazhatók.

Veszprém-környéki szennyvíztisztító-telepek nyers szennyvizeinek STOWA-protokoll szerinti frakcionálásával meghatároztam azok főbb KOI frakcióit, továbbá kiegészítő mérésekkel és üzemeltetői adatok elemzésével meghatároztam a befolyó szennyvíz modellezési szempontból fontosabb egyéb jellemzőit.

Méréseim szerint a szennyvizek összes KOI-ja 4,6%-ban inert oldott; 21,9%-ban gyorsan bontható szubsztrát; 49,8%-ban lassan bontható szubsztrát, 23,7%-ban inert lebegő frakcióhoz tartozik. Megállapítottam, hogy a vizsgált közép-dunántúli szennyvizek átlagos KOI-összetétel arányai megfelelnek a szakirodalomban javasolt értéktartományoknak.

Számítógépes szimulációval megerősítettem és számszerűsítettem azt a feltételezést, hogy az egyes KOI frakciók arányának eltolódása az összes KOI-n belül jelentősen befolyásolja a technológiai méretezési eredményeket: oxigénigény, iszaphozam, elfolyó KOI, stb.

A szimulációs szoftverek egyes nagy gyakorlati jelentőséggel bíró összetett változókat (TSS,  $BOI_5$ ) arányszámok segítségével számítanak ki a biokinetikai modellek állapotváltozóiból, ezért néhány nyers szennyvízre jellemző fontosabb arányszám átlagos értékét is meghatároztam:  $XKOI/VSS=1,91$ ;  $BOI_5/Bontható\ KOI=0,69$ ;  $VSS/TSS=0,72$ .

A közép-dunántúli szennyvizek töménységéből adódóan azok összes lúgossága (átlag: 15,3 mmol/l) és inert szervesen lebegőanyag tartalma (98,4 mg/l) is jóval nagyobb, mint a modellek és szimulátorok alapértelmezett beállításai. A nyers szennyvizek lúgossága és a szennyvizek ammónium-tartalma között lineáris összefüggést sikerült kimutatnom, mely összefüggés szerint az ivóvíz lúgosságának és a szennyvíz ammónium koncentrációjának ismeretében, a nyers szennyvíz lúgossága mérés nélkül megbecsülhetővé vált. Ezen összefüggés alapján a nyers szennyvíz lúgossága egyszerűen meghatározható alapadat lett mind a modellezésen, mind pedig az empirikus összefüggéseken alapuló technológiai számításokhoz. A lúgosság meghatározására alkalmazott egyenletet a szimulációs szoftver befolyó modelljébe integrálva szimulációs vizsgálattal kimutattam, hogy a hazai települési szennyvizek tisztításánál a lúgosság vegyszerrel történő emelése általában szükségtelen, a nyers szennyvizek megfelelő pufferkapacitással bírnak a tisztítás során fellépő savasodási folyamatokkal szemben.

#### Empirikus összefüggéseken és szimuláció alapú méretezés összehasonlítása

Értekezésem második részében egy hazai viszonylatban tipikusnak mondható szennyvízminőséget alapul véve az ATV-A 131 német műszaki irányelv alapján méreteztem egy elődenitrifikációs elveniszapos szennyvíztisztítási technológiát. A kapott technológiai paramétereket (reaktortérfogatok, recirkulációk, stb) alapul véve, azonos bemenő adatokkal (mennyiség, minőség, hőmérséklet, stb.) ellenőrző számításokat végeztem számítógépes szimulációval. A szimuláció során a szennyvíz részletes összetételét az értekezésem első részében bemutatott eredmények figyelembevételével állítottam be, a modellek kinetikai- és sztöchiometriai paraméterezését a vizsgálat során alapértelmezett értéken hagytam meg.

Az összehasonlító vizsgálat során kiderült, hogy nemcsak az empirikus számítás és a vizsgált biológiai modellek eredményei térnek el egymástól, hanem a modellek egymáshoz képest is eltérő eredményeket produkáltak.

Az ATV műszaki irányelv szerint számított tisztított szennyvízminőséget és a technológiai oxigénigényt a modellek viszonylag jó egyezéssel visszaadták, kivételt képezett az ASM3 modell, amely az adott technológiára jóval nagyobb elfolyó összes nitrogén értéket adott meg. Az ATV műszaki irányelv szerinti méretezés a modellszámításokhoz képest 10-25%-kal nagyobb iszaphozamot eredményezett. Azonban a fölösiszap nitrogéntartalmát a modellekhez képest alacsony értéken adta meg, csak az ASM3 modell számított hasonlóan alacsony (4,9 kgN/kgTSS) nitrogéntartalmat. A vizsgált modellek közül az ASM1 számított a legnagyobb, a Newgeneral modell pedig a legkisebb fölösiszap hozamot.

Az ASM1 modell estében épül a legtöbb nitrogén az iszapba, és ennél a modellenél tapasztalható a legkisebb elfolyó nitrogén koncentráció. A kalibrálatlan ASM2d és a Mantis modellek semmilyen vizsgált jellemző tekintetében nem mutattak szélsőséget, ezért általános tervezői feladatokra a vizsgált modellek közül legjobban hasznosíthatók. A denitrifikációs reaktor méretezésénél az ASM1 modell az alulméretezés, az ASM3 modell a túlméretezés veszélyét hordozza magában.

#### Szimulációs esettanulmány – A balatonfőkajári szennyvíztisztító telep fejlesztése

Az 5000 m<sup>3</sup>/d kapacitású balatonfőkajári szennyvíztisztító telep totáloxidációs technológiája jelenleg nem tudja biztosítani az időszakos vízfolyás befogadóra előírt összes nitrogénkibocsátási határértékeket, ezért a telep fejlesztése szükségszerűvé vált. Számítógépes szimulációval, ASM2d modell használatával olyan A2/O technológián alapuló fejlesztési elképzelést sikerült kidolgozni, amely a jelenlegi műtárgytérfogatokkal, nemcsak a szigorúbb nitrogén határértékeknek tud megfelelni, de a biológiai foszforeltávolítás intenzifikálásával, a telep foszforeltávolító képessége vegyszer nélkül is fokozható.

Az esettanulmányban 2008-as szennyvízminőségi, szennyvízmennyiségi és technológiai adatokat felhasználva felállítottam a szennyvíztisztítási technológia telepmodelljét, majd a modell állandósult állapotú kalibrációját havi átlagos befolyó- és elfolyó adatokra támaszkodva sikerrel végeztem el. A befolyó szennyvíz KOI frakcióinak mérésére nem volt lehetőségem, ezért azokat korábbi szennyvízösszetétel-vizsgálati eredmények átlaga alapján vettem fel, amit a kalibráció során pontosítottam. A nyers szennyvíz lúgosságát a balatonfőkajári ivóvíz lúgosságának ismeretében az általam kidolgozott számítással határoztam meg.

A kalibrált telepmodell technológiai módosításával kidolgoztam a telepfejlesztés koncepcióját. Számítógépes szimulációval bizonyítottam, hogy a telep fejlesztése után, a fejlesztés szerinti technológia reaktortérfogat-bővítés nélkül tudja biztosítani az időszakos vízfolyásra vonatkozó kibocsátási határértékeket.

Az esettanulmánnyal bizonyításra került, hogy a befolyó szennyvízösszetétellel kapcsolatos eredményeim a tervezési-szakértői gyakorlatban jól hasznosíthatók, és kiindulási alapot adnak a befolyó szennyvíz megkomponálásához, ha költséges és időigényes helyi befolyóösszetétel-vizsgálatokra nincsen lehetőség.

## 6 Tézisek

1.)

1.1.)

A települési szennyvizek Magyarország közép-dunántúli régiójában mért átlagos KOI frakciói (oldott inert frakció: 4,6%, gyorsan bontható szubsztrát: 21,9%, lebegő inert frakció: 23,7%, lassan bontható szubsztrát: 49,8%) megfelelnek a külföldi szakirodalom értéktartományainak. Az irodalmi átlaghoz képest a legnagyobb eltérés az oldott inert frakció tekintetében figyelhető meg, ennek átlagos mennyisége (4,6%) mintegy 60%-a a szakirodalmi átlagnak (7,5%). A kapott eredmények - telepspecifikus KOI frakció adatok hiányában - iránymutatást adnak a szennyvíztisztítási modellek durva kalibrációjához az adott régióban, illetve hasonló fogyasztási szokásokkal rendelkező területeken.

1.2)

A szennyvíztisztítás szimulátorok input modelljei az összetett változók (TSS, VSS,  $BOI_5$ ) származtatásához arányszámokat használnak. Ezen arányszámok értékét közép-dunántúli települési nyers szennyvizek vizsgálatával meghatároztam:  $VSS/TSS = 0,72$ ;  $BOI_5/KOI_b = 0,69$ ;  $XKOI/VSS = 1,91$ . A kapott átlagos arányszámok a szakirodalomban fellelhető értéktartományokon belül esnek, de ezek felhasználásával – telepspecifikus adatok hiányában - a szimulációk adekvátsága javítható.

2.)

2.1.)

A mérési eredményeim szerint a közép-dunántúli települési nyers szennyvizek összes lúgosság koncentrációja a szennyvizek nagy töménysége miatt igen nagy, a közleményekben fellelhető értékek többszöröse, átlagosan 15,3 (10,2 - 19,19) mmol/l. A vizsgált nyers szennyvizek lúgosságának majdnem felét (átlag: 7 (5,4 - 8,5) mmol/l) a szennyvíz alapját képező kemény ivóvíz lúgossága okozza. A tisztított szennyvizek mért összes lúgossága átlagosan 7,7 (4,9 - 15,9) mmol/l-ra adódott, ezért a régióban - az alkalmazott szennyvíztisztítási technológiától függetlenül - meg sem közelíti a nitrifikáció szempontjából kritikusnak tekintett 1,5 mmol/l koncentrációt.



2.2.)

A mérési eredményeim alapján a régió nyers szennyvizeinek összes lúgossága az ivóvíz lúgosság, és a szennyvíz ammónium koncentrációjának ismeretében, az alábbi empirikus összefüggéssel becsülhető:

$$S_{ALK,SZV} = S_{ALK,VÍZ} + K * S_{NH4} + 2,884 \text{ mmol/l}; \quad (2.2)$$

ahol:

$S_{ALK,SZV}$  = Nyers szennyvíz számított m-lúgossága (mmol/l)

$S_{ALK,VÍZ}$  = Hálózati ivóvíz m-lúgossága (mmol/l)

$S_{NH4}$  = Nyers szennyvíz ammónium-nitrogén koncentrációja (mgN/l)

$$K = \text{Arányos tényező} = 0,0556 \frac{1}{\text{mgN/l}}$$

Az összefüggés újszerűségét az adja, hogy kimutatásra került egy nem elhanyagolható mértékű lúgosság szegmens, amely az ivóvíz lúgosságától és az ammónium koncentrációtól egyaránt független. Eddig ezt a méretező számításoknál nem vették figyelembe.

3.)

A lúgosság becslésére kidolgozott összefüggést (2.2.) beépítettem egy szennyvíztisztítás szimulációs szoftver befolyó modelljébe, így a nyers szennyvíz lúgossága fixen megadható paraméter helyett, az ammónium koncentrációtól függő, változó paraméter lett. Az így kiegészített befolyó modellel, a nyers szennyvíz ammónium tartalmával arányos lúgosság koncentráció hatása a nitrifikációra dinamikus szimulációval vizsgálhatóvá vált. A módosított modellel végzett szimulációs vizsgálatok alapján megállapítottam, hogy legalább 50%-os denitrifikációs hatásokkal dolgozó kommunális szennyvíztisztító telepek esetén, hazai ivóvízre jellemző ivóvíz lúgosság (3 – 8 mmol/l) és befolyó szennyvíz ammónium-nitrogén koncentráció mellett (<100 mgN/l) számottevő mértékű, lúgosság hiányra visszavezethető, beavatkozást igénylő nitrifikációs gátlás nem fordulhat elő. Ugyanakkor a hazai szennyvizek nagy TKN koncentrációja miatt, denitrifikáció (vagy nagy mértékű szimultán denitrifikáció) hiányában, a nitrifikáló rendszerek ammónium oxidációja jelentősen befékeződhet.

4.)

Egy az ATV-A 131 német műszaki irányelv alapján méretezett szennyvíztisztítási technológia kalibrálatlan (alapértelmezett kinetikai- és sztöchiometriai paraméterezésű) szennyvíztisztítási modellekkel végzett ellenőrzése alapján az alábbi megállapításokat tettem:

- § Azonos terheléssel és technológiai jellemzők mellett az ATV műszaki irányelv 10-25%-kal nagyobb iszaphozamot prognosztizál, mint a vizsgált szennyvíztisztítási modellek, ami a gyakorlatban a szennyvíz és iszapvonali kapacitások túlméretezését eredményezi.
- § A műszaki irányelv szerint méretezett technológia minden vizsgált szennyvíztisztítási modell (ASM1, ASM2d, Mantis, Newgeneral) szerint is határértéknek megfelelő szennyvízminőséget ad meg, kivéve az ASM3 modell szerint számított elfolyó összes nitrogén koncentrációt.
- § Az oxigénigény tekintetében az ATV műszaki irányelv jól közelíti, de kissé felülbecsüli a szennyvíztisztítási modellek által számított értékeket.
- § A fölösizap nitrogén tartalma az ATV műszaki irányelv szerint, alatta marad a modellek szerint számított értéknek. Így a nitrifikáción és denitrifikáción keresztül történő nitrogéneltávolítás az irányelv szerinti technológiai méretezésben nagyobb hangsúlyt kap. Ezáltal az aerob és anoxikus terek méreteit az irányelv túlbiztosítja.

5.)

Megfelelő kalibráció mellett minden szennyvíztisztítási modell valóságnak megfelelő eredményeket tud produkálni, azonban a tervezési gyakorlatban az a modell igazán értékes, amely kalibrálatlanul, vagy részleges kalibrációval is reális eredményeket szolgáltat.

A kalibrálatlan szennyvíztisztítási modellek (ASM1, ASM2d, ASM3, Mantis, Newgeneral) összehasonlító vizsgálata alapján megállapítottam, hogy a modellek egymáshoz képest is számos tekintetben eltérő eredményeket produkálnak:

- § Az ASM3 modell alapértelmezett beállításokkal, a többi modellhez képest gyengébb denitrifikációs hatásfokot, nagyobb elfolyó összes nitrogén koncentrációt számít, paraméterezése denitrifikáció szempontjából túl pesszimista.

- § A vizsgált modellek közül az ASM1 adja a legnagyobb fölösiszap hozamot, ezen modell esetén épül a legtöbb nitrogén az iszapba, és ennél a modellenél a legkisebb a tisztított szennyvíz nitrogén koncentrációja. Többek között ebből adódik, hogy ezen modell alapján a legkisebb a számított oxigénigény is. Tervezési szempontból az ASM1 modell az anoxikus reaktor alulméretezésének veszélyét rejti magába.
- § A Newgeneral modell a vizsgált modellek közül a legkisebb iszaphozamot produkálta, aminek alapján a modell az összes reaktortérfogat alulméretezését eredményezi egy adott iszapkor mellett.
- § A kalibrálatlan ASM2d és a Mantis modellek semmilyen vizsgált jellemző (elfolyó minőség, iszaphozam, oxigénigény, iszap nitrogén tartalom, nitrifikáció hőmérsékletfüggése) tekintetében nem mutattak szélsőséget, ezért általános tervezői feladatokra a vizsgált modellek közül legjobban hasznosíthatók.

## **7 Theses**

**1.)**

**1.1)**

**The COD fraction ratios of municipal wastewater of the Middle Transdanubian region of Hungary (inert soluble 4.6 %, readily biodegradable substrate 21.9 %, inert particulate 23.7 %, slowly biodegradable substrate 49.8 %) fall within the range of measurements in related literature. The notable difference observed was in the amount of soluble inert COD, where the measured value was 4.6% while the mean data from literature was 7.5%). The results can serve as guideline if WWTP specific COD fractions are not available to calibrate activated sludge models in the Middle Transdanubian region or in areas with similar consumption habits.**

**1.2.)**

**Input models of wastewater treatment simulators use ratios to calculate composite variables (TSS, VSS, BOI<sub>5</sub>). Examining municipal raw wastewater samples in the Middle Transdanubian region of Hungary, I determined the average values of these ratios: VSS/TSS = 0,72; BOD<sub>5</sub>/COD<sub>b</sub>=0,69; XKOI/VSS= 1,91. The measured average values fall within the range of measurements in related literature.**

**2.)**

**2.1.)**

**The total alkalinity of raw communal wastewater in the Middle Transdanubian region was found to be high: averagely 15.3 (10.2 – 19.19) mmol/l), because of the high density of sewage. The background alkalinity of hard tap water accounted for almost half of the alkalinity measured (mean: 7.0 (5.4 – 8.5) mmol/l). The measured alkalinity of effluent wastewater (mean: 7.7 (4.9 – 15.9) mmol/l) was way above the critical value (1.5 mmol/l) at which nitrification can occur.**

## 2.2.)

According to my measurements in the Middle Transdanubian region the total alkalinity of raw wastewater can be estimated using the following function provided the total alkalinity of tap water and the ammonium concentration of sewage are known.

$$S_{ALK,SZV} = S_{ALK,VIZ} + K * S_{NH4} + 2,884 \text{ mmol/l} ;$$

where:

$S_{ALK,SZV}$  = Calculated total alkalinity of raw wastewater (mmol/l)

$S_{ALK,VIZ}$  = Total alkalinity of tap water (mmol/l)

$S_{NH4}$  = Ammonium-nitrogen concentration of wastewater (mgN/l)

$$K = \text{Proportional factor} = 0,0556 \frac{1}{\text{mgN/l}}$$

The novel formula revealed a not negligible segment of the total alkalinity, which is independent of the ammonium content of sewage and tap water alkalinity.

3.) If the function of total alkalinity estimation is built in the influent model of the WWTP simulator, the total alkalinity becomes a variable dependent on ammonium concentration instead of being a preset parameter. The simulations performed with the improved influent model showed that relevant nitrification inhibition cannot occur in WWTPs having a minimum 50% denitrification efficiency, typical Hungarian tap water background alkalinity (3 – 8 mmol/l) and wastewater ammonium-nitrogen concentration (<100mgN/l).

## 4.)

A wastewater treatment technology dimensioned by ATV-A 131 German standard was checked by activated sludge models that were not calibrated. The following results were observed:

- With the same input and technological parameters, the ATV standard results to 10-25% higher excess sludge production than the examined models. This may lead to the oversizing of wastewater and sludge treatment capacities.
- The technology dimensioned by the standard method can meet the effluent discharge limits according to all examined activated sludge models (ASM1,

ASM2d, Mantis, Newgeneral) with the exception of effluent total nitrogen concentration calculated by ASM3.

- The oxygen demand determined by the ATV standard is close to the values calculated by simulation.
- The nitrogen content of excess sludge according to the ATV standard is lower than the values of model calculations. Therefore nitrogen removal through nitrification and denitrification is more emphasized, so the reactor volume of aerobic and anoxic reactors may become over insured according to the ATV standard.

5.)

Every well-calibrated activated sludge model should be able to yield results that are close to actual values. However, in actual design, the valuable model is that which can produce realistic results in partly calibrated or uncalibrated state.

In comparing the performance of various uncalibrated models (ASM1, ASM2d, ASM3, Mantis, Newgeneral), diverse results were observed, namely:

- The ASM3 model with default parameters performs lower denitrification activity and results to higher effluent total nitrogen concentration; its parameter set is too pessimistic.
- The ASM1 yields the biggest excess sludge production. Its sludge contains the greatest quantity of nitrogen and the effluent total nitrogen concentration is the lowest. As a consequence, this model calculates the smallest oxygen requirement. From a design perspective, the ASM1 may lead to an undersized anoxic reactor.
- The new general model yields the smallest excess sludge production, which means that the model may result to an undersized total reactor volume at a given sludge age.
- The uncalibrated ASM2d and Mantis models did not result to any extreme values for the examined properties (effluent quality, oxygen demand, nitrogen content of sludge, temperature dependency of nitrification). Therefore these models can be the most suitable for general design tasks.

## 8 Hivatkozások

1. Abusam, A.; Keesman, A., J.; Spanjers, H.; van Straten, G. (2004) Benchmarking procedure for full scale activated sludge plants. *Control Engineering Practice* 12: 315-322.
2. Alex, J., Wichern, M., Spring, V., Halft, N., Anhert, M., Frehmann, T., Hobus, I., Langergraber, G., Plattes, M., Winkler, S., Woerner, D. (2007) A method to use simulation compliance to design rules to refine WWTP planning. 10<sup>th</sup>. IWA Specialized Conference on Design, Operation and Economics of Large Wastewater Treatment Plants, Wien, Austria
3. Artan, N.; Wilderer, P.; Orhon, D.; Tasil, R.; Morgenroth, E. (2002) Model evaluation and optimisation of nutrient removal potential for sequencing batch reactors, *Water SA* 28( 4) : 423-432.
4. ATV-DVWK-A 131E (2000) Dimensioning of single stage activated sludge plants – German rules and standards
5. ATV-DVWK-A 198E (2003) Standardization and derivation of dimensioning values for wastewater facilities – German rules and standards
6. Bakonykarszt Zrt. honlapja: [www.bakonykarsztrt.hu](http://www.bakonykarsztrt.hu)
7. Barker, P., S. and Dold, P., L. (1997) General model for biological nutrient removal activated-sludge systems: model presentation, *Water Environmental Research* 69(5): 969-983.
8. Batstone, D., J.; Keller, J.; Angelidaki, R., I.; Kalyuzhnyi, S., V.; Pvlosthathis, S., G.; Rozzi, A.; Sanders, E., T., M.; Siegrist, H.; Vavilin, V., A. (2002) Anaerobic Digestion Model No.1 Scientific and Technical Report, IWA Publishing, London, UK
9. Benedek P., szerk. (1990) *Biotechnológia a környezetvédelemben*, 117. o. Műszaki Könyvkiadó, Budapest
10. Beuer, J.; Stein, A.; Teichmann, H. (2002) *Weitergehende Abwasserreinigung*, 4. Auflage, Oldenbourg Industrieverlag GMBH, München

11. Bliss, P., J.; Ostarcevic, E., R.; Potter, A., A. (1994) Process optimization for simultaneous biological nitrification and chemical phosphorous removal. *Water Science and Technology* 29(12): 107-115.
12. Brdjanovic, D.; Van Loosdrecht, M., C., M.; Versteeg, P.; Hooijmans, C., M; Alaerts G., J.; Heijnen, J., J. (2000) Modelling COD, N, and P removal in a full-scale WWTP Haarlem Waarderpolder, *Water Research* 34(3) : 846-858.
13. Buchauer K. (1998) A comparison of two simple titration procedures to determine volatile fatty acids in influents to waste-water and sludge treatment processes. *Water SA* 24 (1): 49-56.
14. Bye, C., M.; Dold, P.; L.; Houwelling, C., D. (2009) Models behind wastewater treatment plant simulators: from past to present. *Influents - Official Publication of the Water Environment Association of Ontario* 2009 summer (4): 60-63.
15. Carucci, A.; Rolle, E.; Smurra, P. (1999) Management optimization of a large wastewater treatment plant, *Water Science and Technology* 39(4): 129-136.
16. Chachaut, B.; Roche, N.; Latifi, M., A.; (2005) Long-term optimal aeration strategies for small-size alternating activated sludge treatment plants. *Chemical Engineering and Processing* 44: 593-606.
17. Cinar, Ö.; Daigger, G., T.; Graef, S., P. (1998) Evaluation of IAWQ Activated Sludge Model No. 2. Using steady-state data from four full-scale wastewater treatment plants *Water Environment Research* 70(6): 1216-1224.
18. Coen, F.; Vanderhaegen, B.; Vanrolleghem, P., A.; Van Meenen, P. (1997) Improved design and control of industrial and municipal nutrient removal plants using dynamic models. *Water Science and Technology* 35(10): 53-61.
19. Comeau, Y., Hall, K., J.; Hancock, R., E., W., and Oldham, W., K. (1986) Biochemical-Model for Enhanced Biological Phosphorus Removal. *Water Research* 20 (12): 1511-1521.
20. Copp, J., B. (2002) The COST simulation benchmark: description and simulation manual (COST action 624 & COST action 682) Luxemburg, Office of official Publications of the European Communities (<http://www.ensic.u-nancy.fr/COSTWWTP>)



21. Copp, J., B.; Belia, E.; Snowling S.; Schraa, O. (2005) Anaerobic digestion: a new model for plant-wide wastewater treatment process modeling. *Water Science and Technology* 52 (10-11): 1–11.
22. Copp, J., B.; Murphy, K., L. (1995) Estimation of the active nitrifying biomass in activated sludge. *Water Research*. 29: 1855-1862.
23. Daigger, G., T.; Nolasco, D.; (1995) Evaluation and design of full-scale wastewater treatment plants using biological processes models, *Water Science and Technology*. 31(2): 245-255.
24. Del la Sota, A.; Larrea, L.; Novak, L.; Grau, P.; Henze, M., (1994) Performance and model calibration of R-D-N processes in pilot plant. *Water Science and Technology* 30(6) : 355-364.
25. Dold, P., L. (1990) A general activated sludge model incorporating biological excess phosphorous removal. CSCE Annual Conference, Hamilton, Ontario, Canada
26. Dold, P.; Ekama, G., A.; Marais, G., V., R. (1980) A general model for the activated sludge process. *Progress in Water Technology* 12 (6): 47-77
27. Domokos, E.; Holenda, B.; Utasi, A.; Rédey, Á.; Fazekas, J. (2005) Effect of long retention time in the settler on phosphorous removal from communal wastewater. *Environmental Science and Pollution Research* 12(5) : 306-309
28. Dunátúli Regionális Vízmű honlapja: [www.driv.hu](http://www.driv.hu)
29. Dupont, R.; Dahl, C. (1995) A one dimensional model for a secondary settling tank including density current and short-circuiting. *Water Science and Technology* 31(2): 215-224.
30. Ekama, G., A.; Dold, P., L.; Marais, G., V., R. (1986) Procedures for determining COD fractions and the maximum specific growth rate of heterotrophs in activated sludge systems. *Water Science and Technology* 18(6): 91-114.
31. EnviroSim Ltd. (2005) BioWin szennyvíztisztítás szimulátor - Influent Specifier segédprogram

32. Ferrer, J.; Mornilla, J., J.; Bouzas, A.; Garcia-Usach, F. (2004) Calibration and simulation of two large wastewater treatment plants operated for nutrient removal, *Water Science and Technology* 50(6): 87-94.
33. Fikar, M.; Chachuat, B.; Latifi, M., A. (2005) Optimal operation of alternating activated sludge processes, *Control Engineering Practice* 13 : 853-861.
34. Funamizu, N.; Yamamoto, S., Kitagawa, Y.; Takakuwa T. (1997) Simulation of the operational conditions of the full-scale municipal wastewater treatment plant to improve the performance of nutrient removal. *Water Science and Technology* 36(12) 9–18.
35. Gall, B.; Takács, I.; Party, G. (1995) The effect of organic reactions in a collection system on wastewater treatment plant performance. *Water Science and Technology*. 31 (7): 25-31.
36. Gernaey, K., V.; Jorgensen, S., B. (2004) Benchmarking combined biological phosphorous and nitrogen removal wastewater treatment plant processes. *Control Engineering Practice* 12: 357-373.
37. Gernaey, K., V; Van Loosdrecht, M., C., M; Henze, M.; Morten, L.; Jorgensen, S., B. (2004) Activated sludge wastewater treatment plant modeling and simulation: state of the art, *Environmental Modeling and Software* 19: 763-783.
38. Gillot, S.; Ohtsuki, T.; Rieger, L.; Shaw, A.; Takacs, I.; Winkler, S. (2009) Development of a unified Protocol for good modeling practice in activated sludge modeling. *Influents - Official Publication of the Water Environment Association of Ontario*, 2009 , spring (4): 70-73
39. Gujer, W.; Henze, M.; Mino, T.; van Loosdrecht, M., C., M. (1999) Activated sludge model No.3. *Wat. Sci. Technol.* 39 (1): 183-193.
40. Henze, M. (1992) Characterization of wastewater for modelling of activated sludge processes. *Water Science and Technology* 25 (6): 1-5.
41. Henze, M.; Grady, C., P., L.; Gujer, W.; Marais, G.v.R.; Matsuo, T. (1987) Activated sludge model No. 1. IAWPRC Scientific and Technical Report No.3. London:IAWPRC

42. Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; Matsuo, T.; Wentzel, M.,C.; Marais, G.v.R., (1995) Activated sludge model No. 2. IAWQ Scientific and Technical report No. 3., London: IAWQ
43. 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. Water Science and Technology 39(1): 165-182.
44. Henze, M.; Gujer, W.; Mino, T.; van Loosdrecht, M.C.M. (2000) Activated Sludge Model No. 3 (new version) in: IWA Scientific and Technical report No. 9., London: IWA
45. Holenda, B.; Pásztor, I.; Kárpáti, Á.; Rédey, Á. (2006) Comparison of one-dimensional settling tank models. E-water, Journal of the European Water Association, [http://www.ewaonline.de/journal/2006\\_06.pdf](http://www.ewaonline.de/journal/2006_06.pdf)
46. Holenda, B.; Domokos, E.; Rédey, Á; Fazekas, J. (2007) Aeration optimization of a wastewater treatment plant using genetic algorithm. Optimal Control Applications and Methods 28(3): 191-2008.
47. Hulsbeek, J., J., W.; Kruit, J.; Roeleveld, P., J.; van Loosdrecht, M., C., M. (2002) A practical protocol for dynamic modeling of activated sludge systems. Water Science and Technology 45(6)127–136.
48. Hulsmann, J., L.; Gujer, W. (2002) Modeling wastewater transformation in sewers based on ASM3. Water Science and Technology 45 (6): 51-60.
49. Hydromantis Inc. (2006) GPS-X Technical Reference
50. Hydromantis Inc. (2008) GPS-X szennyvíztisztítás szimulátor – Influent Advisor segédprogram
51. Jeppson, U. (1996) Modeling aspects of wastewater treatment processes. Ph.D. Thesis, Lund Institute of Technology, Sweden
52. Juhász, J.; Szőke, I.; Nagy, I.; Kovalovszky, M. (1975) Magyar értelmező kéziszótár, második kiadás, “modell” címszó, Akadémiai kiadó, Budapest
53. Kappeler, J.; Gujer W., (1992). Estimation of kinetic parameters of heterotrophic biomass under aerobic conditions and characterization of wastewater for activated sludge modelling. Water Science and Technology 25(6): 125-139.

54. Kárpáti, Á. szerk. (2001) A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században – eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei. Veszprémi Egyetem Környezetmérnöki és Kémia Technológia Tanszék 2. fejezet: 22-66.
55. Kárpáti, Á.; Taxner, Gy. (2005) Iszapstabilizálás és - elhelyezés lehetőségei kis települések szennyvíztisztításánál. Műszaki információ. Környezetvédelem, ISSN 0209-576, 5-6: 95-103.
56. Keller J.; Yuan, Z. (2002) Combined hydraulic and biological modeling and full-scale validation of SBR process. *Water Science and Technology* 45(6): 219–226.
57. Khin, T.; Annachatre, A., P. (2004) Novel microbial nitrogen removal processes. *Biotechnology Advances* 22: 519-532.
58. Kristály Kft. (2003) Szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítási technológia (SBR) modellezése és szimulációja GPS-X 4.0.2 szimulátor segítségével. *Vízmű Panoráma XI (3) különszám*
59. Láng I. (1993) *Környezetvédelmi lexikon II.*: 44., Akadémiai Kiadó
60. Langergraber, G., Rieger, L.; Winkler S.; Alex, J.; Wiese, J.; Owerdieck C.; Ahnert, M.; Simon, J.; Maurer, M. (2004) A guideline for simulation studies of wastewater treatment plants. *Water Science and Technology* 50(7): 131–138.
61. Lesouef, A., Payraudeau, M.; Rogalla, F.; Kleiber, B. (1992) Optimizing nitrogen removal reactor configuration by onsite calibration of the IAWQ activated sludge model. *Water Science and Technology* 25(6): 149-165.
62. Levine, A., D.; Tchobanoglous g.; Asano T. (1985) Characterization of the size distribution of contaminants in wastewater treatment and reuse implications. *Journal of Water Pollution Control Federation* 57(7): 805-816.
63. Lew, B.; Cochva, M.; Lahav, O. (2008) Potential effects of desalinated water quality on the operation stability of wastewater treatment plants. *Science of the Total Environment* 407: 2404-2410.
64. Lie, E. – Welander, T. (1997) A Method for determination of readily fermentable organic fraction in municipal wastewater. *Water Research*. 31(6): 1269- 1274.
65. Lie, E.; Welander, T. (1997) A method for determination of readily fermentable organic fraction in municipal wastewater. *Water Research* 31(6): 1269-1274.

66. Makinia, J., Swinarski, M.; Dobiegala, E. (2002) Experiences with computer simulation at two large wastewater treatment plants in northern Poland. *Water Science and Technology* 45(6):209-218.
67. Makinia, J.; Rosenwinkel, K., H.; Spering, V., (2005). Long-term simulation of the activated sludge process at the Hanover-Grümmerward pilot WWTP. *Water Research* 39(8): 1489-1502.
68. Mamais, D.; D. Jenkins; P. Pitt. (1993) A rapid physico-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater. *Water Research* 27(1): 195-197.
69. Marquot, A.; Stricker, A., E.; Racault, Y. (2006) ASM1 dynamic calibration and long term-validation for an intermittently aerated WWTP. *Water Science and Technology* 53(12): 247-256.
70. Melcer, H.; Dold, P., L.; Jones, R., M.; Bye, C., M.; Takacs, I.; Stensel, H., D.; Wilson, A., W.; Sun, P.; Bury, S. (2003) Methods for wastewater characterization in activated sludge modeling. Water Environment Research Foundation (WERF), Alexandria, VA, USA
71. Melicz, Z. (2003) Partial nitrification in a high load activated sludge system by biofilter backwash water recirculation. *Water Science and Technology* 47(11): 93-99.
72. Melicz, Z. (2006) A nitrifikáció és nitrogéneltávolítás intenzifikálása nagyterhelésű eleveniszapos szennyvíztisztítóknban. Doktori (PhD) értekezés, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar
73. Morgenroth, E.; Arvin, E.; Vanrolleghem, P. (2002) The use of models in teaching wastewater treatment engineering. *Water Science and Technology* 45(6): 229-233
74. MSZ EN 12255-6:2002 (2002) Szennyvíztisztító telepek 6. rész, Eleveniszapos tisztítás – magyar szabvány
75. MSZ: 260/3 (1973) Magyar szabvány, Szennyvizek vizsgálata – Oldott és lebegőanyag tartalom meghatározása
76. MSZ: 260/5-71 (1971) Magyar szabvány, Szennyvizek vizsgálata - Lúgosság és savasság meghatározása

77. Münch, E., V.; Lant, P.; Keller, J. (1996) Simultaneous nitrification and denitrification in bench-scale sequencing batch reactors. *Water Research* 30 (2): 277-284.
78. Murnleitner, E.; Kuba, T.; van Loosdrecht, M., C., M.; Heijnen, J., J. (1997) An integrated metabolic model for the aerobic and denitrifying biological phosphorous removal. *Biotechnology and Bioengineering* 54: 434-450.
79. Orhon, D.; Artan, N.; Cimist, Y. (1989) The concept of soluble residual product formation in the modeling of activated sludge. *Water Science and Technology* 21(4-5): 339-350.
80. Otterphol, R.; Feund, M. (1992) Dynamic models for clarifiers of activated sludge plants with dry and wet weather flows. *Water Science and Technology* 26(5-6): 1391-1400.
81. Patziger, M. (2007) Az utóülepítő osztóhenger kialakításának a befolyása az utóülepítő működésére, *MaSzSz Hírcsatorna*, 2007. március
82. Patziger, M.; Kainz, H.; Hunze, M.; Józsa, J. (2008) Analysing sludge balance in activated sludge systems with a novel mass transport model. *Water Science and Technology* 57(9): 1413-1419.
83. Pásztor I.; Sulyok, I. (2010) SBR technológiájú szennyvíztisztító telepek szimulációja, tervezése és üzemeltetési tapasztalatai. „Energiahatékonyság a szennyvíztisztításban és szakaszos üzemi technológiák (SBR) hazai tapasztalatai” című szakmai konferencia, konferenciakiadvány, Zsámbék, 2010. október. 15.
84. Pásztor I.; Sulyok, I. (2006) Kis és közepes szennyvíztisztító telepek automatizálásának előkészítése dinamikus szimulációval. „Kis és közepes szennyvíztisztító telepek automatizálása” című Magyar Víziközmű Szövetség szakmai nap, konferenciakiadvány, Budapest, 2006. november 16.
85. Pásztor, I.; Kárpáti, Á.; Szentgyörgyi, E.; Varga, Gy., I. (2007) A szennyvíz lúgosságának jelentősége a szennyvíztisztítási technológiák tervezésében és modellezésében. *MASZESZ Hírcsatorna* 2007. máj-jún.: 8-12.
86. Pásztor, I.; Sulyok, I. (2005) Az eleveniszapos szennyvíztisztítás szimulációs vizsgálatának metodikája, alkalmazás a tervezési – üzemeltetési gyakorlatban, XX.

- Országos Környezetvédelmi Konferencia, Siófok 2005. Szeptember 23.-25. (tanulmánykötet 210-222. o.)
87. Pásztor, I.; Kárpáti, Á.; Holenda, B. (2006) A szennyvíztisztítás szimulációja és hasznosítása a hazai gyakorlatban. „Csatornázás és szennyvíztisztítás európai és hazai- gazdasági kérdései” című Országos Konferencia, Lajosmizse, 2006. május 9.-10.
88. Pásztor, I.; Szentgyörgyi, H.; Holenda, B. (2006) Comparison of activated sludge flock structure and microbial fauna of two Hungarian wastewater treatment plants. Hungarian Electronic Journal of Science – Environmental engineering section
89. Pásztor, I.; Thury, P.; Pulai, J. (2009) Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling wastewater treatment. International Journal of Environmental Science and Technology 6(1): 51-56.
90. Pásztor, I.; Sulyok I.; Cserháti G.; Varga, Gy., I.; Kuti, J. (2008) A balatonfőkajári szennyvíztisztító telep jelenlegi üzemének és fejlesztésének számítógépes szimulációja. Vízműpanoráma 2008/1
91. Petersen, B.; Gaernaey, K.; Henze, M.; Vanrolleghem P., A. (2003) Calibration of activated sludge models. A critical review of experimental design. In: Agathos, S., N., Reineke, W. (Eds.), Biotechnology for the Environment: Wastewater Treatment and Modelling, Waste Gas Handling, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, The Netherlands: 101-186.
92. Plattes, M.; Henry, E.; Schosselera, P., M. (2008) A zero-dimensional biofilm model for dynamic simulation of moving bed bioreactor systems: Model concepts, Peterson matrix, and application to a pilot-scale plant Biochemical Engineering Journal 40, (2, 1): 392-398.
93. Rieger, L.; Koch, G.; Khüni, M.; Gujer, W.; Siegrist, H. (2001) The EAWAG BIO-P module for activated sludge model no.3. Water Research 35 (16): 3887-3903.
94. Roeleveld, P., J.; Van Loosdrecht, M., C., M. (2002) Experience with guidelines for wastewater characterisation in The Netherlands, Water Science and Technology 45(6): 77-87.
95. Roeleveld, P.,J.; Kruit, J. (1998) Richtlinien für die Charakterisierung von Abwasser in den Niederlanden. Korrespondenz Abwasser 45(3): 465-468.

96. Salem, S.; Berends, D.; Heijnen, J., J.; van Loosdrecht M., C., M. (2002) Model based evaluation of a new upgrading concept for N-removal. *Water Science and Technology* 45(6): 169-17.
97. Satoh, H.; Okuda, E.; Mino, T.; Matsuo, T. (2000) Calibration of kinetic parameters in the IAWQ activated sludge model: a pilot scale study, *Water Science and Technology* 42 (3-4): 29-34.
98. Schraa, O.; Monteith, H.; Snowling, S.; Andres, H. (2008) A new activated sludge model for industrial wastewater treatment facilities GPS-X User Group Meeting march. 14. 2008, Lübeck, Germany
99. Sedlak, R. (1991) Phosphorous and Nitrogen Removal from municipal wastewater. Lewis Publishers, N.Y., USA
100. Sedran, M., A.; Mehrotra A. S.; Pincince A., B. (2006) Dangers of Uncalibrated Activated Sludge Simulation Packages, Proceedings of WEFTEC Conference and Exhibition, USA, Dallas, Oct. 21.-25.
101. Sin, G.; Van Hulle, S., W., H.; De Pauw, D., J., W.; Van Griensven, A. (2005) A critical comparison of systematic calibration protocols for activated sludge models: a SWOT analysis. *Water Research* 39: 2459 – 2474.
102. Santic, A.; Rolfs, T.; Freund, M.; Dorgeloh, E. (1998) Dynamic simulation for upgrading of wastewater treatment plants - an assessment of treatment plant performance with regard to the EC-directive concerning urban wastewater treatment. *Water Science and Technology* 37(9) 73–79.
103. Snowling, L., Schraa, O., Goel. R., Andres, H., Tole, B., (2009) Cost-Effective Training of WWTP Operators with Virtual Treatment Plant Models. WEFTEC Conference & exhibition, USA, Orlando
104. Sollfrank, U. (1988) Bedeutung organischer Fraktionen in kommunalem Abwasser im Hinblick auf die mathematische Modellierung von Belebtschlammsystemen. Dissertation der ETH, Zürich, Schweiz, Nr.8765.
105. Sollfrank, U., (1988) Bedeutung organischer Fraktionen in kommunalem Abwasser im Hinblick auf die mathematische Modellierung von Belebtschlammsystemen. Dissertation der ETH, Zürich, Schweiz, Nr.8765.

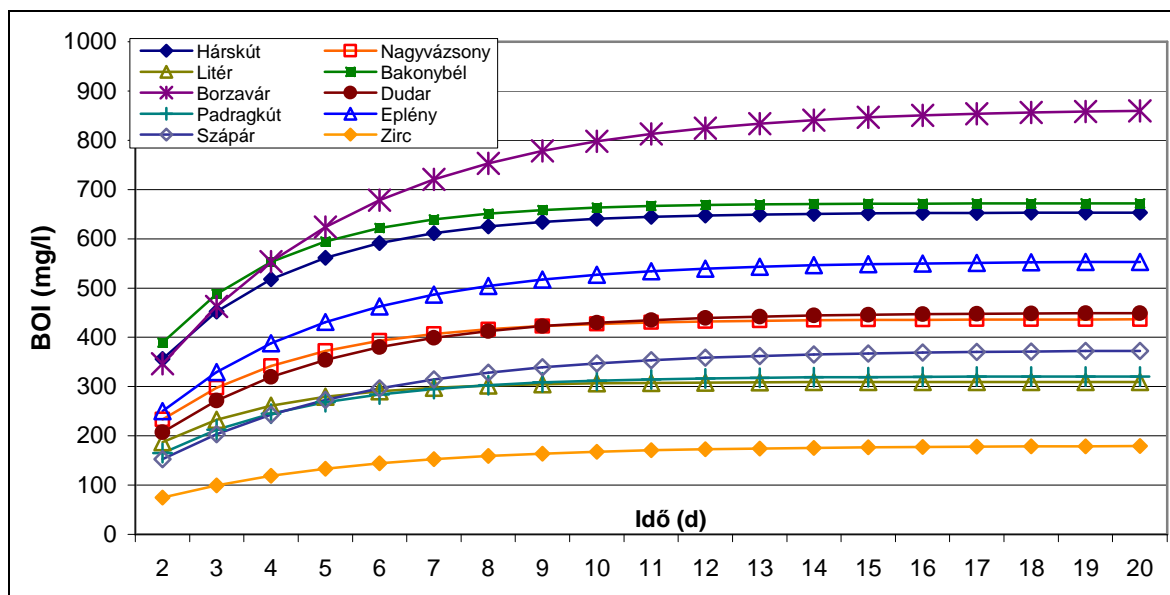


106. Sollfrank, U.; Gujer, W. (1991) Characterization of domestic wastewater for mathematical modelling of the activated sludge process. *Water Science and Technology* 23(4-6): 1057-1066.
107. Sollfrank, U.; Kappeler, J., Gujer, W. (1992) Temperature effects on wastewater characterization and release of inert organic material. *Water Science and Technology* 25(6): 33-41.
108. Spanjers, H.; Vanrolleghem, P. (1995) Respirometry as tool for rapid characterization wastewater and activated sludge. *Water Science and Technology* 23(4-6): 1057-1066.
109. STOWA(1996) Methoden voor influentkarakterisering – Inventarisatie en richtlijnen. STOWA Report 80-96., Utrecht, The Netherlands
110. Szabó, A. (2007) Foszfor eltávolítás és a biológiai szennyvíztisztítás intenzifikálása kémiai előkezeléssel. Doktori (PhD) értekezés, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vásárhelyi Pál Építőmérnöki és Földtudományi Doktori Iskola
111. Takács, I. (2008) Experiments in activated sludge modeling. PhD. Thesis, Ghent University, Belgium
112. Takács, I.; Dudley, J.; Snowling, S. (2007) Closer look at dangers of uncalibrated simulators, Proceedings of WEFTEC Conference and Exhibition, USA, San Diego, Oct. 13.-17.
113. Takács, I.; Fleit, E. (1995) Modeling of the Micromorphology of the Activated Sludge Flock: low DO, low F/M bulking. *Water Science and Technology* 31(2): 235-243.
114. Takács, I.; Party, G., G.; Nolasco, D. (1999) A dynamic model of the clarification thickening process. *Water Research*. 25(10): 1263-1271.
115. Thury, P.; Fazekas, B.; Pasztor, I., Pitas, V.; Balasko, L.; Karpati, A. (2009) Novel N removal with some industrial realization in Hungary, *Hungarian Journal of Industrial Chemistry, Veszprém* 37(1): 5-9
116. Udert, K., M.; Larsen T., A.; Gujer, W. (2006) Fate of major compound in source separated urine. *Water Science and Technology* 54(11-12): 413-420

117. Van Nieuwenhuijzen, A., F.; Van der Graaf, J., H., J., M. ; Kampschreur, M., J. ; Mels, A., R. (2004) Particle related fractionation and characterization of municipal wastewater Water Science and Technology 50(12): 125-132.
118. Van Veldhuizen, H.,M.; Van Loosdrecht, M., C., M.; Heijnen, J., J., (1999) Modelling Biological Phosphorous and nitrogen removal in full scale activated sludge process. Water Research 33 (16): 3459-3468.
119. Vanrolleghem, P., A.; Insel, B.; Petersen, B.; Sin, G.; Pauw, D.,D.; Nopens I.; Dovermann, H.; Weijers, S.; Gearnaey, K. (2003) A Comprehensive model calibration procedure for activated sludge models. WEFTEC 76 th Annual Conference & exhibition, USA
120. Wentzel, M., C.; Dold, P., L.; Ekama, G., A.; Marais, G., V., R. (1989) Enhanced Polyphosphate Organism Cultures in Activated Sludge Systems. Part III. Kinetic model. Water SA 15: 89-102
121. WHO (World Health Organization) honlapja: [www.who.int](http://www.who.int)
122. Wichern, M.; Lübken, M.; Blömer, R.; Rosenwinkel, K., H., (2003) Efficiency of the Activated Sludge Model no. 3 for German wastewater on six different WWTP. Water Science and Technology 47(11): 211-218.
123. Wichern, M.; Obenaus, F.; Wulf, P.; Rosenwinkel K.H., (2001) Modeling of full-scale wastewater treatment plants with different treatment processes using Activated Sludge Model no. 3. Water Science and Technology 44 (1): 49–56.
124. Xu, S.; Hultmann, B. (1996) Experiences in wastewater characterization and model calibration for the activated sludge process. Water Science and Technology 33(12): 89-98.

## 9 Mellékletek

1. melléklet A nyers szennyvizek 8 napos mérés után extrapolációval kapott BOI-görbéi



2. melléklet Nyers szennyvizek KOI frakció mérési eredményei

Szennyvíztisztító telep	KOI <sub>rot</sub> (mg/l)	S <sub>I</sub> %	S <sub>s</sub> %	X <sub>I</sub> %	X <sub>s</sub> (+X <sub>H</sub> ) %	S <sub>A</sub> %
Hárskút	987,0	5,7	20,4	16,5	57,5	2,9
Litér	443,0	5,3	17,3	12,6	64,8	0,0
Nagyvázsony	765,0	3,3	20,0	29,4	47,3	7,1
Bakonybél	1092,0	2,4	27,3	32,5	37,9	
Borzavár	1362,0	3,2	26,8	22,1	48,0	
Dudar	867,0	6,5	13,0	32,3	48,2	
Padrag	582,0	10,8	10,0	24,4	54,8	
Eplény	977,0	2,1	25,4	31,1	41,4	
Szápar	665,0	5,4	30,4	28,3	35,9	
Zirc	280,0	3,9	10,1	20,6	65,5	
Veszprém	490,0	2,2	40,7	11,1	46,1	15,8
Min.	280	2,1	10	11,1	35,9	0
Max.	1362	10,8	40,7	32,5	65,5	15,8
Átlag	773,6	4,6	21,9	23,7	49,8	6,5

**3. melléklet** Az ammónium és összes nitrogén mérési eredményei  
(üzemeltetői adatbázisból)

Település	NH <sub>4</sub> -N (mg/l)	Össz N (mg/l)	NH <sub>4</sub> -N/Ö.N.
Bakonybél	124.8	151.3	0.83
Borzavár	123.0	149.1	0.83
Dudar	85.2	118.0	0.72
Eplény	92.2	111.8	0.83
Szápár	115.5	140.0	0.83
Gellénháza	78.0	112.0	0.70
Nova	96.0	134.0	0.72
Páka	88.0	94.0	0.94
Rédics	57.0	59.0	0.97
Tófej	92.0	110.0	0.84
Lenti	62.0	83.0	0.75
Dombóvár	66.9	73.9	0.91
Kaposszekcső	135.8	149.8	0.91
Chernelháza	60.4	73.2	0.83
Dabas	93.8	113.7	0.83
Balatonfüred	34.5	41.8	0.83
Balatonfőkajár	42	74.2	0.57
Barcs	70	112.0	0.63
Keszthely	57.5	80.7	0.71
Bugyi	64.3	77.9	0.83
Átlag:	81.9	103.0	0.80

#### 4. melléklet A lúgosság és kapcsolódó mérések eredményei

Telep	pH		M-lúgosság (mmol/l)		Ammónium-N(mg/l)		Ö.keményiség (nK)	M-lúgosság (mmol/l)
	befolyó szennyvíz	elfolyó szennyvíz	befolyó szennyvíz	elfolyó szennyvíz	befolyó szennyvíz	elfolyó szennyvíz	ivóvíz	ivóvíz
Veszprém	7.5	7.4	12.6	6.1	51.0	0.0	20.6	7.1
Devecser	8.2	7.4	17.6	10.3	129.0	24.0	25.5	7.6
Szápár	8.3	8.1	16.0	10.4	100.0	2.8	28.2	8.5
Eplény	8.6	7.5	15.4	7.1	117.0	12.7	25.2	7.0
Bakonybél	8.1	7.7	16.5	4.9	101.0	2.9	23.9	6.8
Herend	8.3	8.0	16.7	6.7	131.0	0.0	23.9	6.3
Nagyvázsony	7.5	7.0	12.7	6.8	60.0	0.1	21.8	7.6
Dudar	8.0	7.5	14.3	6.7	88.0	12.9	19.3	6.6
Öskü	8.0	7.0	19.1	5.8	164.0	19.8	20.4	7.1
Litér	8.1	7.7	13.2	5.7	65.0	0.2	18.5	6.3
Berhida	7.5	7.0	16.1	5.3	96.0	2.0	23.8	7.6
Zirc	7.6	7.2	12.9	7.6	80.0	0.1	23.7	6.6
Várpalota	7.9	7.4	16.5	7.2	129.0	21.0	21.2	7.5
Hárskút	8.0	7.3	16.3	7.8	135.0	18.3	18.2	6.1
Tés	7.5	6.9	16.5	5.9	94.0	0.1	26.4	7.5
Tab	8.2	7.6	16.5	5.1	95.0	1.0	21.0	8.1
Marcali	7.7	7.7	14.3	13.1	61.0	26.6	24.0	6.8
Siófok	7.1	7.7	10.2	8.7	38.0	0.2	20.0	5.4
Nemesnádudvar	7.9	7.8	16.8	15.9	117.0	0.2	16.5	5.9
Átlag:	7.9	7.5	15.3	7.7	97.4	7.6	22.2	7.0

#### 5. melléklet A lebegőanyag-meghatározás mérési eredményei

Nyers szennyvíz	Lebegőanyag-tartalom 0,45 um szűrőn (mg/l)			Lebegőanyag-tartalom 0,80 um szűrőn (mg/l)			Lebegőanyag-tartalom 1,20 um szűrőn (mg/l)			Izzítási maradék 1,20 um szűrőn (mg/l)		
	1. mérés	2. mérés	átlag	1. mérés	2. mérés	átlag	1. mérés	2. mérés	átlag	1. mérés	2. mérés	átlag
Zirc	640	630	<b>635</b>	653	633	<b>643</b>	659	630	<b>645</b>	200	210	<b>205</b>
Veszprém	360	350	<b>355</b>	350	330	<b>340</b>	350	350	<b>350</b>	100	100	<b>100</b>
Várpalota	190	200	<b>195</b>	200	180	<b>190</b>	190	180	<b>185</b>	100	100	<b>100</b>
Herend	386	373	<b>380</b>	380	393	<b>387</b>	386	373	<b>380</b>	200	180	<b>190</b>
Ajka	220	210	<b>215</b>	220	200	<b>210</b>	210	210	<b>210</b>	110	100	<b>105</b>

**6. melléklet** Összetett változók arányszámainak mérési eredményei I.

Település	XKOI/VSS	XKOI (mg/l)	ISS (mg/l)	VSS (mg/l)	TSS (mg/l)	VSS/TSS
Hárskút	1,70	605,0	38,0	355,0	393,0	0,903
Bakonybél	2,16	641,0	49,0	297,0	346,0	0,858
Borzavár	1,96	840,0	78,5	428,0	506,5	0,845
Dudar	2,06	626,0	38,5	303,5	342,0	0,887
Padragkút	2,27	399,0	117,0	176,0	293,0	0,601
Eplény	1,95	664,0	200,0	340,0	540,0	0,630
Szápár	1,68	544,0	38,0	324,0	362,0	0,895
Zirc	1,48	236,0	19,5	160,0	179,5	0,891
Zirc 2.			205,0	440,0	645,0	0,682
Várpalota			100,0	85,0	185,0	0,459
Herend			190,0	190,0	380,0	0,500
Ajka			100,0	110,0	210,0	0,524
Veszprém			105,0	245,0	350,0	0,700
Átlag	1,91	569,38	98,35	265,65	364,00	0,72

**7. melléklet** Összetett változók arányszámainak mérési eredményei II.

Település	KOI <sub>b</sub>	BOI <sub>20</sub>	BOI <sub>5</sub>	BOI <sub>5</sub> /KOI <sub>b</sub>
Hárskút	768.8	653.5	562.0	0.73
Nagyvázsony	514.8	437.0	372.0	0.72
Litér	363.8	309.3	279.0	0.77
Bakonybél	791.1	672.4	595.0	0.75
Borzavár	1017.9	865.2	624.0	0.61
Dudar	530.1	450.6	354.0	0.67
Padragkút	377.1	320.6	268.0	0.71
Eplény	652.7	554.8	431.0	0.66
Szápár	440.5	374.4	273.0	0.62
Zirc	211.5	179.8	133.0	0.63
Átlag	566.83	481.75	389.10	0.69

**8. melléklet** Az ATV-A 131E német műszaki irányelvben alkalmazott jelölései

<b>ATV jelölés</b>	<b>Mértékegység</b>	<b>Jelentés</b>
$A_{ST}$	$m^2$	Utóülepítő felület
$B_{d,BOD}$	kg/d	Napi $BOI_5$ -terhelés
$C_{BOD,IAT}$	mg/l	Biológiára folyó $BOI_5$ koncentráció
$C_{N,IAT}$	mg/l	Biológiára folyó nitrogén koncentráció
$F_T$	-	Endogén respiráció hőmérsékleti tényezője
$M_{SS,AT}$	kg	Eleveniszap (MLSS) mennyiség a reaktorban
$h_D$	-	Denitrifikációs hatásfok
$OU_{d,D}$	kg/d	Napi oxigénigény, melyet a denitrifikáció fedez
$OU_h$	kg/h	Órai oxigénigény
$OU_{d,N}$	kg/d	Nitrifikáció napi oxigénigénye
$OU_{d,C}$	kg/d	Szervesanyag-eltávolítás napi oxigénigénye
$q_{SV}$	$l/(m^2 \cdot d)$	Iszaptérfogat felületi terhelése utóülepítőben
$Q_{ww,h}$	$m^3/h$	Hidraulikai órai csúcsterhelés csapadékos időben
$q_A$	m/h	Utóülepítő felületi terhelés
$Q_{DW,2h,max}$	$m^3/h$	Hidraulikai 2 órás csúcsterhelés száraz időben
$Q_{DW,d}$	$m^3/d$	Szárazidei hidraulikai terhelés
$Q_{DW,h,max}$	$m^3/h$	Szárazidei óracsúcs
$RI$	-	Belső recirkulációs arány
$RS$	-	Iszaprecirkulációs arány
$RC$	-	Teljes recirkulációs arány
$S_{NH_4,EST}$	mg/l	Biológiáról elfolyó szennyvíz $NH_4$ -N koncentrációja
$S_{NO_3,D}$	mg/l	Denitrifikálandó nitrát koncentráció
$S_{NO_3,EST}$	mg/l	Biológiáról elfolyó szennyvíz $NO_3$ -N koncentrációja
$S_{orgN,EST}$	mg/l	Biológiáról elfolyó szennyvíz szerves nitrogén koncentrációja
$SS_{AT}$	mg/l	Lebegőanyag koncentráció a biológiai reaktorban (MLSS)
$SVI$	l/kg	Iszapindex
$SP_d$	kg/d	Napi iszaphozam
$SP_{d,C}$	kg/d	Szervesanyag eltávolítás napi iszaphozama
$t_{SS}$	d	Iszapkor
$t_{SS,Dim}$	d	A méretezésre használt iszapkor
$t_{SS,aerob,dim}$	d	A méretezésre használt aerob iszapkor
$t_{SS,aerob}$	d	Aerob iszapkor
$V_{AT}$	$m^3$	Biológiai reaktortérfogat
$V_D / V_{AT}$	-	Denitrifikációs térfogatarány
$X_{orgN,BM}$	mg/l	Biomassa nitrogén koncentrációja
$X_{q,max}$	h/d	Óracsúcs tényező
$X_{SS,IAT}$	mg/l	Biológiára folyó lebegőanyag koncentráció

**9. melléklet** Szimulációs és ATV szerinti méretezési eredmények azonos terhelési és technológiai beállítások mellett

Méretezési eredmények:	ASM1	ASM2d	ASM3	Mantis	N.general	ATV
Iszaphozam 10°C-on (m3/d)	76,2	73,9	67,9	67,5	62,3	-
Iszaphozam 10°C-on (kg/d)	495,2	481,3	444,6	442,1	409,9	555,5
Iszapkor 10°C-on (d)	15,5	15,7	17,0	17,1	18,7	13,8
Átl. oxigén igény (AOR) 10°C-on (kgO2/h)	27,8	32,7	37,6	32,3	30,5	35,0
Átl. oxigén igény (AOR) 20°C-on (kgO2/h)	34,0	36,6	40,8	35,7	30,7	38,2
Fölösizap N konc. 10°C-on (mg/l)	589,6	345,7	320,0	547,6	551,6	-
Iszappal eltávolított nitrogén (kg/d)	44,9	25,6	21,7	37,0	34,4	27,0
Fölösizap N-tartalom (kgN/kgTSS %)	9,1	5,3	4,9	8,4	8,4	4,9

**10. melléklet** A mért szennyezőanyagok és alkalmazott mérési módszerek, eszközök

M-lúgosság	MSZ: 260/5 : 1971
KOI	LOVIBOND - fotométer, gyári reagensek
BOI <sub>5</sub>	LOVIBOND Oxidirect - BOI mérő készülék
Lebegőanyag (TSS)	MSZ: 260/3 : 1973
Lebegőanyag izzítási veszteség (VSS)	MSZ: 260/3 (1973) módosítva [Melcer et al. 2003] szerint
Ammónium (NH <sub>4</sub> -N)	MSZ 260/9 : 1988
Ph	MSZ 260/4 : 1971



**11. melléklet** ASM1 modellel végzett paraméterértékenységi vizsgálat eredményei (A modellparaméterek 100%-os növekedéséhez tartozó relatív technológiai paraméterváltozások 20 C fokon)

Változtatott paraméterek			Változó paraméterek							
			Iszapkor	Iszaphozam	Földsi. N tart.	Oxigénigény	Elf. NH4-N	Elf. TN	Elf KOI	
			d	kgMLSS/d	kgN/d	kgO2/h	mgN/l	mgN/l	mgKOl/l	
Alap beállításokkal:			18.7	411.6	33.4	34	0.239	13.8	67.3	
<b>KINETIKAI PARAMÉTEREK</b>										
<b>Heterotróf biomassza</b>										
Maximális heterotróf szaporodási sebesség	$\mu_H$	6	1/d	0.0	0.0	0.3	-0.1	0.0	-0.2	<b>-2.8</b>
Gyorsan bontható szubsztrát féltelítési állandó	$K_s$	20	g KOI/m3	-0.1	-1.0	0.1	-0.2	0.0	0.1	2.6
Oxigén féltelítési állandó	$K_{O,H}$	0.2	g O2/m3	-0.1	-0.7	0.0	-0.4	0.0	-2.5	0.2
Nitrát féltelítési állandó	$K_{NO}$	0.5	gN/m3	-0.1	0.0	0.2	-0.1	0.0	0.5	-0.1
Anoxikus növekedési faktor	$\eta$	0.8	(-)	-0.1	0.0	0.1	-0.4	0.0	-2.6	-0.1
Heterotróf pusztulási sebesség	$b_H$	0.62	1/d	0.0	0.3	0.3	-0.2	0.0	0.0	-0.1
<b>Autotróf biomassza</b>										
Maximális autotróf szaporodási sebesség	$\mu_A$	0.8	1/d	0.0	0.7	0.3	-0.1	<b>-0.3</b>	-0.3	-0.1
Ammónia féltelítési állandó	$K_{NH}$	1	gN/m3	-0.3	0.0	0.2	-0.2	0.2	0.2	-0.1
Autotróf pusztulási sebesség	$b_A$	0.04	1/d	0.0	-2.6	-0.1	0.0	0.1	0.2	-0.1
Oxigén féltelítési állandó	$K_{O,A}$	0.4	g O2/m3	0.0	0.6	0.3	-0.1	0.1	0.1	-0.1
<b>Hidrolízis</b>										
Maximális hidrlízis sebesség	$k_h$	3	1/d	0.0	-1.0	0.2	-0.1	0.0	-0.5	0.0
Lassan bontható szubsztrát féltelítési állandó	$K_X$	0.03	gKOI/gKOI	-0.1	1.0	0.3	-0.2	0.0	0.1	-0.1
Anoxikus hidrolízis faktor	$\eta_H$	0.4	(-)	-0.1	-0.4	0.2	-0.1	0.0	-0.5	0.0
<b>Ammonifikáció</b>										
Ammonifikáció sebesség	$k_a$	0.08	m3/gKOI/d	0.0	-0.6	0.1	-0.1	0.0	-0.6	-0.1
<b>SZTÖCHIOMETRIAI PARAMÉTEREK</b>										
Heterotróf iszaphozam	$Y_H$	0.67	gKOI/gKOI	<b>-17.1</b>	<b>412.6</b>	<b>46.9</b>	<b>-29.3</b>	0.2	<b>-4.0</b>	1.0
Autotróf iszaphozam	$Y_A$	0.24	gKOI/gN	-0.5	9.4	1.4	-0.9	0.0	-0.3	0.0
Biomassza N tartalom	$i_{XB}$	0.086	gN/gKOI	0.0	-1.0	10.1	-1.1	0.0	-1.2	0.1
Keletkező inert anyag N tartalom	$i_{XE}$	0.06	gN/gKOI	0.0	-1.0	22.5	-0.6	0.0	-0.8	0.0
Inert anyag keletkezése biomasszából	$f_P$	0.08	gKOI/gKOI	-2.6	55.0	5.1	-4.0	0.0	-0.6	0.0

**12. melléklet** ASM3 modellel végzett paraméter értékenységi vizsgálat eredményei (A modellparaméterek 100%-os növekedéséhez tartozó relatív technológiai paraméterváltozások 20 C fokon)

Változtatott paraméterek			Változó paraméterek								
			Iszapkor	Iszaphozam	Főlösi. N tart.	Oxigénigény	Elf. NH4-N	Elf. TN	Elf. KOI	főlös N	
			d	kgMLSS/d	kgN/d	kgO2/h	mgN/l	mgN/l	mgKOI/l	mg/l	
Alap beállításokkal:			19.31	391.17	16.22	40.747	0.46438	34.968	64.631	273.75	
<b>KINETIKAI PARAMÉTEREK</b>											
<b>Heterotróf biomassza</b>											
Maximális heterotróf szaporodási sebesség	$\hat{\mu}_H$	2 1/d	0.0	-0.9	0.3	-0.7	0.0	-5.7	0.0	5.1	
Betárolási sebesség konstans	$k_{STO}$	5	0.0	-0.6	0.0	0.0	0.0	-0.5	-0.1	-0.7	
Anoxikus növekedési faktor	$\eta$	0.6 (-)	0.1	-3.7	-1.3	-2.2	0.0	-20.6	0.0	-19.4	
Oxigén féltelítési állandó	$K_{O,H}$	0.2 g O2/m3	-0.1	1.0	-0.4	-1.3	0.0	-10.4	0.0	-8.4	
Nitrát féltelítési állandó	$K_{NO}$	0.5 gN/m3	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	1.0	0.0	1.3	
Gyorsan bontható szubsztrát féltelítési állandó	$K_s$	2 g KOI/m3	0.0	-0.5	0.0	0.0	0.0	0.4	0.1	0.3	
Betárolt termék féltelítési állandó	$K_{STO}$	1 gKOI/gKOI	0.0	0.4	-0.3	0.5	0.0	4.4	0.0	-5.9	
Ammónia(tápanyag) féltelítési állandó	$K_{NH4}$	0.01 gN/m3	0.0	-0.5	0.0	0.0	0.0	-0.2	0.0	-0.5	
Lúgosság féltelítési állandó	$K_{ALK}$	0.1 molHCO3/m3	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	-0.1	
Aerob respirációs sebesség	$b_{H,O2}$	0.2 1/d	1.6	-33.2	-3.3	3.9	0.0	13.5	-0.1	-31.9	
Anoxikus respirációs sebesség	$b_{H,NOX}$	0.1 1/d	0.4	-8.2	-1.6	-0.8	0.0	-11.3	0.0	-22.3	
Aerob sejtben tárolt termék respirációs sebesség	$b_{STO,O2}$	0.2 1/d	0.3	-6.8	-0.3	0.7	0.0	2.3	0.0	-1.3	
Anoxikus sejtben tárolt termék respirációs sebesség	$b_{STO,NO}$	0.1 1/d	0.1	-2.1	-0.3	-0.2	0.0	-2.5	0.0	-3.5	
<b>Autotróf biomassza</b>											
Maximális autotróf szaporodási sebesség	$\hat{\mu}_A$	1 1/d	0.0	-0.6	-0.1	0.0	<b>-0.6</b>	-0.9	0.0	-1.3	
Ammónia féltelítési állandó	$K_{NH}$	1 gN/m3	0.0	-0.2	0.0	-0.1	0.5	0.2	0.0	0.5	
Oxigén féltelítési állandó	$K_{O,A}$	0.5 g O2/m3	0.0	-0.2	0.1	0.1	0.1	0.6	0.0	0.6	
Lúgosság féltelítési állandó	$K_{A,ALK}$	0.5 molHCO3/m3	0.0	-0.1	0.0	0.0	0.1	0.1	0.0	0.2	
Aerob autotróf endogén respirációs sebesség	$b_{A,O2}$	0.15 1/d	0.2	-2.3	-0.2	0.2	0.4	1.3	0.0	-2.4	
Anoxikus autotróf endogén respirációs sebesség	$b_{A,NOX}$	0.05 1/d	0.0	0.1	0.0	-0.1	0.1	-0.5	0.0	-0.8	
<b>Hidrolízis</b>											
Maximális hidrlízis sebesség	$k_h$	3 1/d	0.4	-7.9	-0.8	-0.1	0.0	-5.3	-0.1	-8.2	
Hidrolízis féltelítési állandó	$K_x$	1 gKOI/gKOI	-0.4	6.8	0.7	0.0	0.0	4.0	0.0	6.7	
<b>SZTÖCHIOMETRIAI PARAMÉTEREK</b>											
Aerob hozam - betárolás oldott szubsztráton	$Y_{STO,O2}$	0.85 gKOI/gKOI	-2.8	56.4	3.2	-6.1	0.0	-19.7	0.2	11.8	
Anoxikus hozam - betárolás oldott szubsztráton	$Y_{STO,NO}$	0.8 gKOI/gKOI	-3.3	69.6	<b>11.3</b>	6.9	0.2	<b>97.0</b>	0.3	<b>135.5</b>	
Aerob hozam - szaporodás betárolt terméken	$Y_{H,O2}$	0.63 gKOI/gKOI	<b>-3.9</b>	<b>81.9</b>	4.6	<b>-9.0</b>	0.0	-29.5	<b>0.3</b>	15.9	
Anoxikus hozam - szaporodás betárolt terméken	$Y_{H,NOX}$	0.54 gKOI/gKOI	-1.5	31.4	5.1	3.1	0.1	44.1	0.1	61.5	
Autotróf iszaphozam	$Y_A$	0.24 gKOI/gN	-0.5	9.6	0.8	-0.8	0.0	-1.3	0.0	6.0	
Keletkező inert lebegő anyag respiráció alatt	$f_{XI}$	0.2 (-)	-2.3	48.5	2.3	-2.8	0.0	3.1	0.2	3.1	
Keletkező inert oldott anyag hidrolízis közben	$f_{SI}$	0 (-)	-3.9	-33.2	-3.3	-9.0	-0.6	-29.5	-0.1	-31.9	

## 10 Függelék

A függelék a doktori dolgozatban alkalmazott szennyvíztisztítási modellek mátrixos bemutatását tartalmazza a GPS-X szimulátor jelölésrendszere szerint. Programozástechnikai okokból minden model tartalmaz általános és sajátos jelöléseket, melyek közül a legfontosabakat az alábbi táblázat foglal össze:

### Petersen mátrixok jelölései:

<b>Általános jelölések (minden modelben)</b>	
Y	Hozam
K	Féltelítési állandó
k	Hidrolízis sebesség / egyéb folyamat sebesség
P = X	Lebegő
S	Oldott
$\mu$	Szaporodási sebesség
b	Pusztulási sebesség
H = HET	Heterotróf
A = AUT	Autotróf
BP = PAO	Foszfor akkumuláló
$\eta$	Folyamtsebesség csökkentő faktor
<b>Sajátos jelölések magyarázata az ASM1 mátrixhoz</b>	
$i_{XB}$	Biomassa KOI nitrogén tartalma
$f_p$	Inert anyag keletkezésének aránya biomasszából
$i_{XP}$	Keletkező inert KOI nitrogén tartalma
$\eta_g$	Anoxikus növekedési faktor
<b>Sajátos jelölések magyarázata az ASM2d mátrixokhoz</b>	
$prodf_{S_I}$	Hidrolízis során keletkező $S_I$ hányad
$prodf_{X_I}$	Biomassa lízisből keletkező $X_I$ hányad
PAO	Foszfor akkumuláló organizmus
PHA	PAO által tárolt termék (poli-hidroxi-alkanoát)
PRE	Kicsapatás
RED	Visszaoldódás
FE	Fermentáció
$c_{i,N}$	Anyag- és töltésmegmaradási egyenletből számolt sztöchiometriai együtthatók
$C_{i,CH}$	
$C_{i,COD}$	
<b>Sajátos jelölések magyarázata az ASM3 mátrixokhoz</b>	
$x_i$	Anyag- és töltésmegmaradási egyenletből számolt sztöchiometriai együtthatók
$y_i$	
$z_i$	

$Y_{STO-O2}$	Betárolás aerob hozama
$Y_{STO-NO}$	Betárolás anoxikus hozama
$Y_{HO2}$	Heterotróf szaporodás aerob hozama
$Y_{NO}$	Heterotróf szaporodás anoxikus hozama
<b>Sajátos jelölések magyarázata a Mantis modell-mátrixokhoz</b>	
$Y_H$	Heterotróf szaporodás hozama
$i_{bhn}$	Heterotróf biomassa N tartalma
$f_{uh}$	Heterotróf biomassa lízisből keletkező bonthatatlan hányad
$i_{uhn}$	$f_{uh}$ Inert szerves anyag N tartalma
$f_{ua}$	Autotróf biomassa lízisből keletkező bonthatatlan hányad
$i_{uan}$	$f_{ua}$ szerves anyag frakció N tartalma
$i_{ban}$	Autotróf biomassa N tartalma
$Y_A$	Autotróf szaporodás hozama
<b>Sajátos jelölések magyarázata a Newgeneral modell-mátrixokhoz</b>	
$Y_{HAER}$	Heterotróf szaporodás aerob hozama
$fpzh$	Biomassa P tartalma
$fnzh$	Biomassa N tartalma
$Y_{HANOX}$	Heterotróf szaporodás anoxikus hozama
$feph$	Heterotróf biomassa lízisből keletkező bonthatatlan hányad
$fpzeh$	Inert anyag P tartalma
$E_{ANOX}$	Anaerob hidrolízis faktor
$E_{ANA}$	Anoxikus hidrolízis faktor
$Y_{HANA}$	Heterotróf szaporodás anaerob hozama
$Y_{AC}$	Autotróf szaporodás hozama
$Y_{AC}$	Fermentáció hozama
$fepa$	Autotróf biomassa lízisből keletkező bonthatatlan hányad
$Y_P$	PolyP biomassa iszaphozama
$fpp$	Felvett foszfor leadható része
$fpupt1$	Felvett foszfor/felhasznált KOI (aerob szaporodás)
$fpupt2$	Felvett foszfor/felhasznált KOI (anoxikus szaporodás)
$fepp$	PoliP biomassa lízisből keletkező bonthatatlan lebegő hányad
$fesp$	PoliP biomassa lízisből keletkező bonthatatlan oldott hányad
$fnsep$	Oldott inert anyag N tartalma
$Y_{PHB}$	Poli-hidroxi-butirát hozam
$fprel$	Leadott foszfor/ felvett illó sav

## 10.1 ASM1 Petersen mátrix

Komponensek		i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	Folyamatok sebessége
j	Folyamat		S <sub>i</sub>	S <sub>s</sub>	X <sub>i</sub>	X <sub>s</sub>	X <sub>B,H</sub>	X <sub>B,A</sub>	X <sub>U</sub>	S <sub>O</sub>	S <sub>NO</sub>	S <sub>NH</sub>	S <sub>ND</sub>	X <sub>ND</sub>	S <sub>ALK</sub>	
1	Aerob heterotróf szaporodás			$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{i_{XB}}{14}$	$m_{mH} \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) X_{B,H}$
2	Anoxikus heterotróf szaporodás			$-\frac{1}{Y_H}$			1			$-\frac{1-Y_H}{2,86 \cdot Y_H}$		$-i_{XB}$			$-\frac{1-Y_H}{14 \cdot 2,86 Y_H} - \frac{i_{XB}}{14}$	$m_{mH} \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) h_s X_{B,H}$
3	Aerob autotróf szaporodás							1		$-\frac{4,57 - Y_A}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-i_{XB} - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{i_{XB}}{14} - \frac{1}{7Y_A}$	$m_{mA} \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{B,A}$
4	Heterotróf pusztulás					$1 - f_p$	-1		$f_p$					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_H X_{B,H}$
5	Autotróf pusztulás					$1 - f_p$		-1	$f_p$					$i_{XB} - f_p i_{XP}$		$b_A X_{B,A}$
6	Ammonifikáció											1	-1		$\frac{1}{14}$	$k_a S_{ND} X_{B,H}$
7	Szerves anyagok hidrolízise		1													$k_H \frac{X_S}{K_X + \frac{X_S}{X_{B,H}}} \left[ \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + h_k \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{B,H}$
8	Szerves nitrogén hidrolízise												1	-1		$r_7 \left( \frac{X_{ND}}{X_S} \right)$
			Oldott inert anyag (g KOI m <sup>-3</sup> )	Gyorsan bontható szubsztrát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lebegő inert anyag (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lassan bontható szubsztrát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív heterotróf biomassa (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív autotróf biomassa (g KOI m <sup>-3</sup> )	Inert lebegő anyag sejtpusztulásból (g KOI m <sup>-3</sup> )	Oxigén (g (-KOI) m <sup>-3</sup> )	Nitrát és Nitrít nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Ammónia nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Oldott biobontható nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Lebegő biobontható nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Lúgosság (mol m <sup>-3</sup> )	

## 10.2 ASM2d Petersen mátrix

ASM2d szöchiometriai mátrix

Komponensek	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18
j	Folyamatok	S <sub>O</sub>	S <sub>F</sub>	S <sub>LF</sub>	S <sub>NH</sub>	S <sub>NO</sub>	S <sub>P</sub>	S <sub>I</sub>	S <sub>ALK</sub>	S <sub>NN</sub>	X <sub>I</sub>	X <sub>S</sub>	X <sub>BH</sub>	X <sub>BP</sub>	X <sub>PP</sub>	X <sub>BT</sub>	X <sub>BA</sub>	X <sub>MEOH</sub>	X <sub>MEP</sub>
1	X <sub>S</sub> aerob hidrolízise		1 - $prod_{SI}$		c1, N		c1, P	$prod_{SI}$	c1, CH			-1							
2	X <sub>S</sub> anoxikus hidrolízise		1 - $prod_{SI}$		c2, N		c2, P	$prod_{SI}$	c2, CH			-1							
3	X <sub>S</sub> anaerob hidrolízise		1 - $prod_{SI}$		c3, N		c3, P	$prod_{SI}$	c3, CH			-1							
4	Aerob heterotróf szaporodás S <sub>F-en</sub>	c4, COD	$-\frac{1}{Y_H}$		c4, N		c4, P		c4, CH				1						
5	Aerob heterotróf szaporodás S <sub>LF-en</sub>	c4, COD		$-\frac{1}{Y_H}$	c5, N		c5, P		c5, CH				1						
6	Denitrifikáció S <sub>F</sub>		$-\frac{1}{Y_H}$		c6, N	$-\frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$	c6, P		c6, CH	$\frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$			1						
7	Denitrifikáció S <sub>LF-en</sub>			$-\frac{1}{Y_H}$	c7, N	$-\frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$	c7, P		c7, CH	$\frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$			1						
8	Fermentáció		-1	1	c8, N		c8, P		c8, CH										
9	Heterotróf lízis				c9, N		c9, P		c9, CH		$prod_{XI}$	1 - $prod_{XI}$	-1						
10	X <sub>BT</sub> betárolás X <sub>BP</sub> által			-1					c10, CH						-Y <sub>PO<sub>4</sub></sub>	1			
11	X <sub>PP</sub> aerob betárolása X <sub>BP</sub> által	Y <sub>PHA</sub>					-1		c11, CH						1	-Y <sub>PHA</sub>			
12	X <sub>PP</sub> anoxikus betárolása X <sub>BP</sub> által					c12, COD	-1		c12, CH	-c12, COD					1	-Y <sub>PHA</sub>			
13	X <sub>BP</sub> aerob szaporodása X <sub>BT</sub> -én	c13, COD			c13, N		-ipbm		c13, CH					1		$-\frac{1}{Y_{PAO}}$			
14	X <sub>BP</sub> anoxikus szaporodása X <sub>BT</sub> -én				c14, N	c14, COD	-ipbm		c14, CH	-c14, COD				1		$-\frac{1}{Y_{PAO}}$			
15	X <sub>BP</sub> lízise				c15, N		c15, P		c15, CH		$prod_{XI}$	1 - $prod_{XI}$	-1						
16	X <sub>PP</sub> lízise						1		c16, CH						-1				
17	X <sub>BT</sub> lízise			1					c17, CH							-1			
18	X <sub>BA</sub> aerob szaporodása	c18, COD			c18, N	$\frac{1}{Y_A}$	-ipbm		c18, CH								1		
19	X <sub>BA</sub> lízise				c19, N		c19, P		c19, CH		$prod_{XI}$	1 - $prod_{XI}$					-1		

Komponenst	i	1 S <sub>O</sub>	2 S <sub>F</sub>	3 S <sub>LF</sub>	4 S <sub>NH</sub>	5 S <sub>NO</sub>	6 S <sub>P</sub>	7 S <sub>I</sub>	8 S <sub>ALK</sub>	9 S <sub>NN</sub>	10 X <sub>I</sub>	11 X <sub>S</sub>	12 X <sub>BH</sub>	13 X <sub>BP</sub>	14 X <sub>PP</sub>	15 X <sub>BT</sub>	16 X <sub>BA</sub>	17 X <sub>MEOH</sub>	18 X <sub>MEP</sub>	
j	Folyamat																			
20	Foszfát kicsapatás fém hidroxidokkal						-1		c20, CH											
21	Fém foszfát visszaoldódás						1		c21, CH											
		Oxigén (g O <sub>2</sub> m <sup>-3</sup> )	Fermentálható gyorsan bont. szubsztrát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Gyorsan bontható illó sav szubsztrát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Amónia Nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Nitrát és nitrít nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Oldott foszfor (g P m <sup>-3</sup> )	Inert oldott szervesa. (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lúgosság (mol m <sup>-3</sup> )	Nitrogén gáz (g N m <sup>-3</sup> )	Lebegő inert anyag (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lassan bontható szubsztrát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív non-Polyp heterotróf biomassza (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív Polyp heterotróf biomassza (g KOI m <sup>-3</sup> )	Tárolt Polyp (g P m <sup>-3</sup> )	Tárolt illósav (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív autotróf biomassza (g KOI m <sup>-3</sup> )	Fém hidroxid (g m <sup>-3</sup> )	Fém foszfát (g m <sup>-3</sup> )	

### Asm2d konverziós mátrix

Konverziós mátrix	1 S <sub>O</sub>	2 S <sub>F</sub>	3 S <sub>LF</sub>	4 S <sub>NH</sub>	5 S <sub>NO</sub>	6 S <sub>P</sub>	7 S <sub>I</sub>	8 S <sub>ALK</sub>	9 S <sub>NN</sub>	10 X <sub>I</sub>	11 X <sub>S</sub>	12 X <sub>BH</sub>	13 X <sub>BP</sub>	14 X <sub>PP</sub>	15 X <sub>BT</sub>	16 X <sub>BA</sub>	17 X <sub>MEOH</sub>	18 X <sub>MEP</sub>
KOI (gKOI)	-1	1	1		-4.57		1		-1.71	1	1	1	1		1	1		
Nitrogén (gN)		insf		1	1		insi		1	inxi	inxs	inbm	inbm			inbm		
Foszfor (gP)		insf				1	ipsi			ipxi	ipxs	ipbm	ipbm	1		ipbm		0.205
Töltés (mol)			$-\frac{1}{64}$	$\frac{1}{14}$	$-\frac{1}{14}$	$-\frac{1,5}{31}$		-1						$-\frac{1}{31}$				

## ASM2d kinetikai mátrix

Folyamat		Folyamat sebesség, $r_i$
1	$X_S$ aerob hidrolízise	$k_H \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \right) X_{BH}$
2	$X_S$ anoxikus hidrolízise	$k_H h_{NO3HYD} \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \right) X_{BH}$
3	$X_S$ anaerob hidrolízise	$k_H h_{FE} \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \right) X_{BH}$
4	Aerob heterotróf szaporodás $S_F$ -en	$m_H \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_F}{K_F + S_F} \right) \left( \frac{S_F}{S_F + S_{LF}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{PO_4} + S_P} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right) X_{BH}$
5	Aerob heterotróf szaporodás $S_{LF}$ -en	$m_H \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{LF}}{K_{LFHET} + S_{LF}} \right) \left( \frac{S_{LF}}{S_F + S_{LF}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{PO_4} + S_P} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right) X_{BH}$
6	Denitrifikáció $S_F$	$m_H h_{NO3HET} \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{S_F}{K_F + S_F} \right) \left( \frac{S_F}{S_F + S_{LF}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{PO_4} + S_P} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right) X_{BH}$
7	Denitrifikáció $S_{LF}$ -en	$m_H h_{NO3HET} \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{S_{LF}}{K_{LFHET} + S_{LF}} \right) \left( \frac{S_{LF}}{S_F + S_{LF}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{PO_4} + S_P} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right) X_{BH}$
8	Fermentáció	$q_{FE} \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{S_F}{K_F + S_F} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right) X_{BH}$
9	Heterotróf lízis	$b_H \cdot X_{BH}$
10	$X_{BT}$ betárolás $X_{BP}$ által	$q_{PHA} \left( \frac{S_{LF}}{K_{LFPPO} + S_{LF}} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right) \left( \frac{\frac{X_{PP}}{X_{BP}}}{K_{PP} + \frac{X_{PP}}{X_{BP}}} \right) X_{BP}$



Folyamat	Folyamat sebesség, $r_i$
11 $X_{PP}$ aerob betárolása $X_{BP}$ által	$q_{PHA} \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_P}{K_{PS} + S_P} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right) \left( \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{PHA} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \right) \left( \frac{K_{MAX} - \frac{X_{PP}}{X_{BP}}}{K_{IPP} + K_{MAX} - \frac{X_{PP}}{X_{BP}}} \right) X_{BP}$
12 $X_{PP}$ anoxikus betárolása $X_{BP}$ által	$r_{11} \cdot h_{NO3PAO} \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
13 $X_{BP}$ aerob szaporodása $X_{BT}$ -én	$m_{PHO} \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{PO_4} + S_P} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{alk}} \right) \left( \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{PHA} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \right) X_{BP}$
14 $X_{BP}$ anoxikus szaporodása $X_{BT}$ -én	$r_{13} \cdot h_{NO3PAO} \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
15 $X_{BP}$ lízise	$b_{PAO} \cdot X_{BP} \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right)$
16 $X_{PP}$ lízise	$b_{PP} \cdot X_{PP} \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right)$
17 $X_{BT}$ lízise	$b_{PHA} \cdot X_{BT} \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right)$
18 $X_{BA}$ aerob szaporodása	$m_A \left( \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NHA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{PO_4} + S_P} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALK} + S_{ALK}} \right) X_{BA}$
19 $X_{BA}$ lízise	$b_{AUT} \cdot X_{BA}$
20 Foszfát kicsapatás fém hidroxidokkal	$K_{PRE} \cdot S_P \cdot X_{MEOH}$
21 Fém foszfát visszaoldódás	$K_{RED} \cdot X_{MEP} \left( \frac{S_{ALK}}{K_{ALKRE} + S_{ALK}} \right)$

## 10.3 ASM3 Petersen mátrix

ASM3 sztöchiometriai és kinetikai mátrix

Komponens	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Folyamat sebessége, $r_j$
j	Folyamat	$S_1$	$S_2$	$X_1$	$X_S$	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	$X_{STO}$	$S_O$	$S_{NO}$	$S_{NH}$	$S_{NN}$	$S_{ALK}$	
1	Hidrolízis	$f_{si}$	$1 - f_{si}$		-1						$y_1$		$z_1$	$k_H \left( \frac{X_S}{X_{B,H}} \right) \left( \frac{X_S}{K_X + \frac{X_S}{X_{B,H}}} \right) X_{B,H}$
2	ss aerob betárolása $X_{sto}$ -ba		-1					$Y_{STO-O_2}$	$x_2$		$y_2$		$z_2$	$k_{STO} \left( \frac{S_O}{K_O + S_O} \right) \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) X_{B,H}$
3	ss anoxikus betárolása $X_{sto}$ -ba							$Y_{STO-NO}$		$x_3$	$y_3$	$-x_3$	$z_3$	$k_{STO} h_{NO} \left( \frac{K_O}{K_O + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{S_S}{K_S + S_S} \right) X_{B,H}$
4	Aerob növekedés $X_{sto}$ -n					1		$\frac{-1}{Y_{H_{a2}}}$	$x_4$		$y_4$		$z_4$	$m_H \left( \frac{S_O}{K_O + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{HCO} + S_{ALK}} \right) \left( \frac{X_{STO}}{K_{STO} + \frac{X_{STO}}{X_{B,H}}} \right) X_{B,H}$
5	Anoxikus növekedés $X_{sto}$ -n (denitrifikáció)					1		$\frac{-1}{Y_{H_{no}}}$		$x_5$	$y_5$	$-x_5$	$z_5$	$m_H h_{NO} \left( \frac{K_O}{K_O + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{HCO} + S_{ALK}} \right) \left( \frac{X_{STO}}{K_{STO} + \frac{X_{STO}}{X_{B,H}}} \right) X_{B,H}$
6	Aerob endogén respiráció			$f_i$		-1			$x_6$		$y_6$		$z_6$	$b_{H,O_2} \left( \frac{S_O}{K_O + S_O} \right) X_{B,H}$
7	Anoxikus endogén respiráció			$f_i$		-1				$x_7$	$y_7$	$-x_7$	$z_7$	$b_{H,NO} \left( \frac{K_O}{K_O + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,H}$
8	$X_{sto}$ aerob respirációja							-1	$-(1 - f_i)$		$y_8$			$b_{STO,O_2} \left( \frac{S_O}{K_O + S_O} \right) X_{STO}$
9	$X_{sto}$ anoxikus respirációja							-1		$x_9$	$y_9$	$-y_9$	$z_9$	$b_{STO,NO} \left( \frac{K_O}{K_O + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{STO}$
10	Nitrifikáció (aerob)						1		-1	$\frac{-1}{Y_A}$	$y_{10}$		$z_{10}$	$m_A \left( \frac{S_O}{K_{A,O} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{A,NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{ALK}}{K_{A,HCO} + S_{ALK}} \right) X_{B,A}$

Komponens	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Folyamat sebesség, $r_i$
j	Folyamat	$S_i$	$S_s$	$X_i$	$X_s$	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	$X_{STO}$	$S_o$	$S_{NO}$	$S_{NH}$	$S_{NN}$	$S_{ALK}$	
11	Aerob endogén respiráció			$f_i$			-1		$-(1 - f_i)$		$y_{11}$		$z_{11}$	$b_{A,O_2} \left( \frac{S_o}{K_o + S_o} \right) X_{B,A}$
12	Anoxikus endogén respiráció			$f_i$			-1			$x_{12}$	$y_{12}$	$-y_{12}$	$z_{12}$	$b_{A,NO} \left( \frac{K_o}{K_o + S_o} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{B,A}$
		Oldott inert szervesa. (g KOI m <sup>-3</sup> )	Gyorsan bontható szubsztát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Particulate inert organics (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lassan bontható szubsztát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív heterotróf biomassza (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív autotróf biomassza (g KOI m <sup>-3</sup> )	Sejten belül tárolt termék (g KOI m <sup>-3</sup> )	Oxigén (g (-KOI) m <sup>-3</sup> )	Nitrit és nitrát nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Ammónia nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Dinitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Lúgosság (mol m <sup>-3</sup> )	

### ASM3 konverziós mátrix

Konverziós mátrix	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
	$S_i$	$S_s$	$X_i$	$X_s$	$X_{B,H}$	$X_{B,A}$	$X_{STO}$	$S_o$	$S_{NO}$	$S_{NH}$	$S_{NN}$	$S_{ALK}$
KOI (gKOI)	1	1	1	1	1	1	1	-1	-4.57		-1.71	
Nitrogén (gN)	$i_{nsi}$	$i_{nss}$	$i_{nxi}$	$i_{nsx}$	$i_{nbm}$	$i_{nbm}$			1	1	1	
Töltés (mol)									$-\frac{1}{14}$	$-\frac{1}{14}$		-1

## 10.4 Mantis Petersen mátrix

Mantis modell sztöchiometriai és kinetikai mátrix

Komponens	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	Folyamat sebesség, $r_j$
i	Folyamat	$S_1$	$S_2$	$X_1$	$X_2$	$X_{BH}$	$X_{BA}$	$X_U$	$X_{ND}$	$S_O$	$S_{NO}$	$S_{NN}$	$S_{NH}$	$S_{ND}$	$S_{ALK}$	
1	Aerob heterotróf szaporodás Ss- en S <sub>nh</sub> -val		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{(1-Y_H)}{Y_H}$			$-ibhn$		$-\frac{ibhn}{14}$	$m_H \left( \frac{S_S}{K_{SH} + S_S} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) X_{BH}$
2	Anoxikus heterotróf szaporodás Ss- en S <sub>nh</sub> -val		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$	$\frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$		$-ibhn$		$-\frac{ibhn}{14} + \frac{(1-Y_H)}{(14 \cdot 2,86)}$	$etag \cdot m_H \left( \frac{S_S}{K_{SH} + S_S} \right) \left( \frac{K_{AD}}{K_{AD} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{BH}$
3	Aerob heterotróf szaporodás Ss- en S <sub>no</sub> -val		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-\frac{(1-Y_H)}{Y_H}$	$-ibhn$				$-\frac{ibhn}{14}$	$m_H \left( \frac{S_S}{K_{SH} + S_S} \right) \left( \frac{K_O}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{BH}$
4	Anoxikus heterotróf szaporodás Ss- en S <sub>no</sub> -val		$-\frac{1}{Y_H}$			1				$-ibhn - \frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$	$\frac{(1-Y_H)}{2,86 \cdot Y_H}$				$-\frac{ibhn}{14} + \frac{(1-Y_H)}{(14 \cdot 2,86)}$	$etag \cdot m_H \left( \frac{S_S}{K_{SH} + S_S} \right) \left( \frac{K_{AD}}{K_{AD} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) X_{BH}$
5	Heterotróf pusztulás				1-fuh	-1		fuh	ibhn-fuh <sup>2</sup> u <sup>h</sup> n							$b_H \cdot X_{BH}$
6	Szerves anyag hidrolízise		1		-1											$k_H \left( \frac{X_S}{X_{BH}} \right) \left( \frac{X_S}{K_X + X_{BH}} \right) \left[ \left( \frac{S_O}{K_{OH} + S_O} \right) + etah \left( \frac{K_{OH}}{K_{OH} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \right] X_{BH}$
7	Szerves nitrogén hidrolízise								-1					1		$r_6 \cdot \left( \frac{X_{ND}}{X_S} \right)$
8	Oldott szerves nitrogén ammonifikációja												1	-1	$\frac{1}{14}$	$k_A \cdot S_{ND} \cdot X_{BH}$
9	Autotróf szaporodás						1			$-\frac{(4,57 - Y_A)}{Y_A}$	$\frac{1}{Y_A}$	$-iban - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{iban}{12} - \frac{1}{Y_A \cdot 7}$	$m_A \left( \frac{S_{NH}}{K_{NH} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_O}{K_{OA} + S_O} \right) X_{BA}$
10	Autotróf pusztulás				ü		-1	fua	iban-fua <sup>2</sup> u <sup>h</sup> an							$b_A \cdot X_{BA}$
		Oldott inert szervesa. (g KOI m <sup>-3</sup> )	Gyorsan bontható szubsztát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lebegő inert szervesa. (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lassan bontható szubsztát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív heterotróf biomasza (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív autotróf biomasza (g KOI m <sup>-3</sup> )	Inert lebegő sejt bontásból (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lebegő bontható szerves nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Oxigén (g (-KOI) m <sup>-3</sup> )	Nitrát és nitrít nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Dinitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Ammónia nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Oldott bontható nitrogén nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Lúgosság (mol m <sup>-3</sup> )	

## 10.5 Newgeneral Petersen mátrix

Component	i	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19		
		X <sub>BH</sub>	X <sub>BA</sub>	X <sub>BP</sub>	X <sub>U</sub>	X <sub>S</sub>	S <sub>S</sub>	S <sub>LF</sub>	X <sub>BT</sub>	X <sub>I</sub>	S <sub>I</sub>	X <sub>PPR</sub>	X <sub>PP</sub>	S <sub>P</sub>	X <sub>ND</sub>	S <sub>ND</sub>	S <sub>NO</sub>	S <sub>NH</sub>	S <sub>NI</sub>	S <sub>O</sub>		
1 Aerob heterotróf szaporodás S <sub>B</sub> -en S <sub>nh</sub> -val	1						$-\frac{1}{Y_{HAER}}$							$-fpzh$							$-\frac{(1-Y_{HAER})}{Y_{HAER}}$	
2 Anoxikus heterotróf szaporodás S <sub>P</sub> -en S <sub>nh</sub> -val	1						$-\frac{1}{Y_{HANOX}}$							$-fpzh$			$-\frac{(1-Y_{HANOX})}{2,86 * Y_{HANOX}}$	$-fnzh$				
3 Aerob heterotróf szaporodás S <sub>B</sub> -en S <sub>no</sub> -val	1						$-\frac{1}{Y_{HAER}}$							$-fpzh$				$-fnzh$			$-\frac{(1-Y_{HAER})}{Y_{HAER}}$	
4 Anoxikus heterotróf szaporodás S <sub>P</sub> -en S <sub>no</sub> -val	1						$-\frac{1}{Y_{HANOX}}$							$-fpzh$			$-fnzh - \frac{(1-Y_{HANOX})}{2,86 * Y_{HANOX}}$					
5 Aerob heterotróf szaporodás S <sub>LF</sub> -en S <sub>nh</sub> -val	1							$-\frac{1}{Y_{HAER}}$						$-fpzh$							$-\frac{(1-Y_{HAER})}{Y_{HAER}}$	
6 Anoxikus heterotróf szaporodás S <sub>LF</sub> -en S <sub>nh</sub> -val	1							$-\frac{1}{Y_{HANOX}}$						$-fpzh$			$-\frac{(1-Y_{HANOX})}{2,86 * Y_{HANOX}}$	$-fnzh$				
7 Aerob heterotróf szaporodás S <sub>LF</sub> -en S <sub>no</sub> -val	1							$-\frac{1}{Y_{HAER}}$						$-fpzh$							$-\frac{(1-Y_{HAER})}{Y_{HAER}}$	
8 Anoxikus heterotróf szaporodás S <sub>LF</sub> -en S <sub>no</sub> -val	1							$-\frac{1}{Y_{HANOX}}$						$-fpzh$			$-fnzh - \frac{(1-Y_{HANOX})}{2,86 * Y_{HANOX}}$					
9 Heterotróf pusztulás	-1				$feph$	$1 - feph$								$fpzh - feph * fpzeh$	$fpzh - feph * fpzeh$							
10 Tárolt KOI aerob hidrolízise						-1	1															
11 Tárolt KOI anoxikus hidrolízise						-1	$E_{ANOX}$															
12 Tárolt KOI anaerob hidrolízise						-1	$E_{ANA}$															
13 Szerves nitrogén hidrolízise															-1	1						
14 Ammonifikáció																					1	
15 S <sub>S</sub> fermentációja S <sub>FI</sub> -é	$Y_{HANA}$						-1	$(1 - Y_{HANA}) * Y_{AC}$						$-fpzh * Y_{HANA}$							$-fnzh * Y_{HANA}$	
16 Autotróf szaporodás			1											$-fpza$			$\frac{1}{Y_A}$	$-fnza - \frac{1}{Y_A}$			$-\frac{(4,57 - Y_A)}{Y_A}$	
17 Autotróf pusztulás			-1		$fepa$	$1 - fepa$								$fpza - fepa * fnzea$	$fpza - fepa * fnzea$							
18 polyP organizmusok aerob szaporodása X <sub>bt</sub> -n S <sub>nh</sub> -val				1					$-\frac{1}{Y_P}$			$f_{PP} \frac{fpup1}{Y_P}$	$(1 - f_{PP}) \frac{fpup1}{Y_P}$	$-\frac{fpup1}{Y_P} - fpzp$							$-fnzp$	$-\frac{(1 - Y_P)}{Y_P}$
19 PolyP orgaizmusok aerob szaporodása x <sub>bt</sub> -n s <sub>no</sub> -val				1					$-\frac{1}{Y_P}$			$f_{PP} \frac{fpup1}{Y_P}$	$(1 - f_{PP}) \frac{fpup1}{Y_P}$	$-\frac{fpup1}{Y_P} - fpzp$			$-fnzp$					$-\frac{(1 - Y_P)}{Y_P}$
20 18. folyamat PO <sub>4</sub> limitációnál				1					$-\frac{1}{Y_P}$					$-fpzp$								$-\frac{(1 - Y_P)}{Y_P}$
21 19. folyamat PO <sub>4</sub> limitációnál				1					$-\frac{1}{Y_P}$					$-fpzp$								$-\frac{(1 - Y_P)}{Y_P}$
22 polyP organizmusok aerob szaporodása X <sub>bt</sub> -n S <sub>nh</sub> -val				1					$-\frac{1}{Y_P}$			$f_{PP} \frac{fpup2}{Y_P}$	$(1 - f_{PP}) \frac{fpup2}{Y_P}$	$-\frac{fpup2}{Y_P} - fpzp$			$-\frac{(1 - Y_P)}{2,86 * Y_P}$	$-fnzp$				
23 polyP organizmusok aerob pusztulása				-1	$fesp$									$fpzp - fesp * fpzep$	$fesp * fnsep$						$fnzp - fesp * fnzep - fesp * fnsep$	$-(1 - fesp - fesp)$
24 X <sub>NDK</sub> lizis aerob pusztuláskor												-1			1							
25 X <sub>PP</sub> lizis aerob pusztuláskor													-1			1						
26 X <sub>BT</sub> lizis aerob pusztuláskor								1		-1												

Component	i	1 X <sub>BH</sub>	2 X <sub>BA</sub>	3 X <sub>BP</sub>	4 X <sub>U</sub>	5 X <sub>S</sub>	6 S <sub>S</sub>	7 S <sub>LF</sub>	8 X <sub>BT</sub>	9 X <sub>I</sub>	10 S <sub>I</sub>	11 X <sub>PFR</sub>	12 X <sub>PP</sub>	13 S <sub>P</sub>	14 X <sub>ND</sub>	15 S <sub>ND</sub>	16 S <sub>NO</sub>	17 S <sub>NH</sub>	18 S <sub>NI</sub>	19 S <sub>O</sub>
Process																				
27	polyP organizmusok anoxikus pusztulása			-1	<i>f<sub>ep</sub></i>						<i>f<sub>esp</sub></i>			<i>f<sub>pzp</sub> - f<sub>ep</sub> * f<sub>pzep</sub></i>		<i>f<sub>esp</sub> * f<sub>nsep</sub></i>	$\frac{-(1 - f_{ep} - f_{esp})}{2,86}$	<i>f<sub>nzp</sub> - f<sub>ep</sub> * f<sub>nzep</sub> - f<sub>esp</sub> * f<sub>nsep</sub></i>		
28	X <sub>PFR</sub> lizis anoxikus pusztuláskor											-1		1						
29	X <sub>PP</sub> lizis anoxikus pusztuláskor												-1	1						
30	X <sub>BT</sub> lizis anoxikus pusztuláskor							1	-1											
31	polyP organizmusok anaerob pusztulása			-1	<i>f<sub>ep</sub></i>						$(1 - f_{ep})$			<i>f<sub>pzp</sub> - f<sub>ep</sub> * f<sub>pzep</sub></i>		<i>f<sub>esp</sub> * f<sub>nsep</sub></i>		<i>f<sub>nzp</sub> - f<sub>ep</sub> * f<sub>nzep</sub> - f<sub>esp</sub> * f<sub>nsep</sub></i>		
32	X <sub>PFR</sub> lizis anaerob pusztuláskor											-1		1						
33	X <sub>PP</sub> lizis anaerob pusztuláskor												-1	1						
34	X <sub>BT</sub> lizis anaerob pusztuláskor							1	-1											
35	polyP hasítása anaerob fenmaradásért											-1		1						
36	polyP organizmusok X <sub>bt</sub> betárolása							-1	<i>Y<sub>PHB</sub></i>					<i>- f<sub>prel</sub></i>						
		Aktív non-PolyP heterotróf biomassa (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív heterotróf biomassa (g KOI m <sup>-3</sup> )	Aktív polyP heterotróf biomassa (g KOI m <sup>-3</sup> )	Endogén termék (g KOI m <sup>-3</sup> )	Lassan bomló szubsztát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Gyorsan bomló *komplex szubsztát* (g KOI m <sup>-3</sup> )	Gyorsan bomló illó sav szubsztát (g KOI m <sup>-3</sup> )	Tárolt illósav (g KOI m <sup>-3</sup> )	Levegő feletti anyag (g KOI m <sup>-3</sup> )	Oldott inert szervesanyag (g KOI m <sup>-3</sup> )	Tárolt (felszabadítható) polifoszfát (g P m <sup>-3</sup> )	Tárolt polifoszfát (g P m <sup>-3</sup> )	Oldott foszfór (g P m <sup>-3</sup> )	Levegő bomló szerves nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Oldott bomló szerves nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Nitrát és nitrát nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Ammónia nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Oldott inert szerves nitrogén (g N m <sup>-3</sup> )	Oxigén (g (-KOI) m <sup>-3</sup> )

Newgeneral modell kinetikai mátrix

Komponens		i	Folyamat sebesség
j	Folyamat		
1	Aerob heterotróf szaporodás $S_B$ -en $S_{nh}$ -val		$m_H \left( \frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BH} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{LPGRO} + S_P} \right)$
2	Anoxikus heterotróf szaporodás $S_B$ - en $S_{nh}$ -val		$h_g m_H \left( \frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BH} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{LPGRO} + S_P} \right)$
3	Aerob heterotróf szaporodás $S_B$ -en $S_{no}$ -val		$m_H \left( \frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BH} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{K_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{LPGRO} + S_P} \right)$
4	Anoxikus heterotróf szaporodás $S_B$ - en $S_{no}$ -val		$h_g h_H \left( \frac{S_S}{S_S + K_{SH}} \right) X_{BH} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{K_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{LPGRO} + S_P} \right)$
5	Aerob heterotróf szaporodás $S_{LF}$ -en $S_{nh}$ -val		$m_H \left( \frac{S_{LF}}{S_{LF} + K_{SH}} \right) X_{BH} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{LPGRO} + S_P} \right)$
6	Anoxikus heterotróf szaporodás $S_{LF}$ - en $S_{nh}$ -val		$m_H \left( \frac{S_{LF}}{S_{LF} + K_{LF}} \right) X_{BH} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{LPGRO} + S_P} \right)$
7	Aerob heterotróf szaporodás $S_{LF}$ -en $S_{no}$ -val		$m_H \left( \frac{S_{LF}}{S_{LF} + K_{SH}} \right) X_{BH} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{K_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{LPGRO} + S_P} \right)$
8	Anoxikus heterotróf szaporodás $S_{LF}$ - en $S_{no}$ -val		$m_g m_H \left( \frac{S_{LF}}{S_{LF} + K_{SH}} \right) X_{BH} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{K_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{K_{LPGRO} + S_P} \right)$
9	Heterotróf pusztulás		$b_H \cdot X_{BH}$

Komponens		i	Folyamat sebesség
j	Folyamat		
10	Tárolt KOI aerob hidrolízise		$k_H \left( \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_X + \frac{X_S}{X_{BH}}} \right) X_{BH} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right)$
11	Tárolt KOI anoxikus hidrolízise		$h_{SANOX} \cdot k_H \left( \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_{BH} + \frac{X_S}{X_{BH}}} \right) X_{BH} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
12	Tárolt KOI anaerob hidrolízise		$h_{SANA} \cdot k_H \left( \frac{\frac{X_S}{X_{BH}}}{K_{BH} + \frac{X_S}{X_{BH}}} \right) X_{BH} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
13	Szerves nitrogén hidrolízise		$r_{10} \cdot \left( \frac{X_{ND}}{X_S} \right)$
14	Ammonifikáció		$k_R \cdot S_{ND} \cdot (X_{BH} + X_{BP})$
15	S <sub>S</sub> fermentációja S <sub>FL</sub> -lé		$k_C \left( \frac{S_S}{K_{SANA} + S_S} \right) X_{BH} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
16	Autotróf szaporodás		$m_A \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) X_{BA} \left( \frac{S_O}{K_{OAUT} + S_O} \right)$



Komponens	i	Folyamat sebesség
j	Folyamat	
17	Autotróf pusztulás	$b_A \cdot x_{BA}$
18	polyP organizmusok aerob szaporodása Xbt-n Snh-val	$m_{P1} \left( \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{SP1} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \right) X_{BP} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{S_P + K_{LPUPT}} \right)$
19	PolyP orgaizmusok aerob szaporodása xbt-n sno-val	$m_{P1} \left( \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{SP1} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \right) X_{BP} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{K_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{S_P + K_{LPUPT}} \right)$
20	18. folyamat PO <sub>4</sub> limitációnál	$m_{P2} \left( \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{SP2} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \right) X_{BP} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{K_{LPUPT}}{S_P + K_{LPUPT}} \right)$
21	19. folyamat PO <sub>4</sub> limitációnál	$m_{P2} \left( \frac{\frac{X_{BT}}{X_{BP}}}{K_{SP2} + \frac{X_{BT}}{X_{BP}}} \right) X_{BP} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{K_{NA}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{K_{LPUPT}}{S_P + K_{LPUPT}} \right)$

Komponens		i	Folyamat sebesség
j	Folyamat		
22	polyP organizmusok aerob szaporodása Xbt-n Snh-val		$h_p \cdot m_{p1} \left( \frac{X_{BT}}{X_{BP}} \right) X_{BP} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right) \left( \frac{S_{NH}}{K_{NA} + S_{NH}} \right) \left( \frac{S_P}{S_P + K_{LPUPT}} \right)$
23	polyP organizmusok aerob pusztulása		$b_p \cdot X_{BP} \left( \frac{S_O}{K_{OHET} + S_O} \right)$
24	X <sub>PPR</sub> lízis aerob pusztuláskor		$r_{23} \left( \frac{X_{PPR}}{X_{BP}} \right)$
25	X <sub>PP</sub> lízis aerob pusztuláskor		$r_{23} \left( \frac{X_{PP}}{X_{BP}} \right)$
26	X <sub>BT</sub> lízis aerob pusztuláskor		$r_{23} \left( \frac{X_{BT}}{X_{BP}} \right)$
27	polyP organizmusok anoxikus pusztulása		$b_p \cdot X_{BP} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{S_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
28	X <sub>PPR</sub> lízis anoxikus pusztuláskor		$r_{27} \left( \frac{X_{PPR}}{X_{BP}} \right)$
29	X <sub>PP</sub> lízis anoxikus pusztuláskor		$r_{27} \left( \frac{X_{PP}}{X_{BP}} \right)$
30	X <sub>BT</sub> lízis anoxikus pusztuláskor		$r_{27} \left( \frac{X_{BT}}{X_{BP}} \right)$

Komponens		i	Folyamat sebesség
j	Folyamat		
31	polyP organizmusok anerob pusztulása		$b_P \cdot X_{BP} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{K_{NO}}{K_{NO} + S_{NO}} \right)$
32	$X_{PPR}$ lízis anaerob pusztuláskor		$r_{31} \left( \frac{X_{PPR}}{X_{BP}} \right)$
33	$X_{PP}$ lízis anaerob pusztuláskor		$r_{31} \left( \frac{X_{PP}}{X_{BP}} \right)$
34	$X_{BT}$ lízis anaerob pusztuláskor		$r_{31} \left( \frac{X_{BT}}{X_{BP}} \right)$
35	polyP hasítása anaerob fenmaradásért		$b_{PP} \cdot X_{BP} \left( \frac{K_{OHET}}{K_{OHET} + S_O} \right) \left( \frac{X_{PPR}}{K_{XP} + X_{PPR}} \right)$
36	polyP organizmusok Xbt betárolása		$k_P \cdot X_{BP} \left( \frac{S_{LF}}{K_{SSEQ} + S_{LF}} \right) \left( \frac{X_{PPR}}{K_{XP} + X_{PPR}} \right)$

## 11 Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni a Pannon Egyetem Környezetmérnöki Intézetének és a Vegyészmérnöki Doktori Iskola dolgozóinak az oktatást, kutatásaim műszaki háttérének biztosítását, valamint tanulmányi éveim során nyújtott anyagi támogatását.

Külön köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Kárpáti Árpád egyetemi docens úrnak, akinek szakmai tapasztalatából, a szakterület iránti elhivatottságából, szaktudásából, fiatalos lendületéből és tiszta emberségéből erőt merítve sikerült mindig tovább lépnem.

Köszönet Kósa-Kis Sándor tanár úrnak, aki megtanított angolul és felnyitotta a szememet a világra.

Köszönet dr.Thury Péter, dr. Holenda Balázs, Molnár Zita, Gadár László egykori hallgatótársaimnak a közös munkáért.

Köszönet Sulyok István főmérnök úrnak, hogy bevezetett a szennyvíztisztítás gyakorlatába, és közös munkánk során rámutatott a kutatásra érdemes szakterületekre.

Köszönet a DRV ZRt., a Bakonykarszt Zrt. és a Fűzfői Szennyvíz Kft. dolgozóinak a szakmai beszélgetésekért, a labormunkáért és az adatszolgáltatásokért.

Köszönet Szentgyörgyi Henrykának, aki feltárta előttem a szennyvíziszap mikrovilágát.

Köszönet Szüleimnek a szeretetért, a biztatásért, a támogatásért és a türelemért.

Köszönet Feleségemnek az otthon melegéért, a megértésért és a kitartásért.

Köszönet Anyósomnak az ellátásért és kiszolgálásért, mely lehetővé tette, hogy nyugodtan dolgozhattam.

Köszönet Szép Orsolyának, dr. Dancsecz Gabriellának, György Adriennek és Fekete Virágnak a lektorálásért.

Köszönet dr. Kávási Norbert barátomnak a példamutatásért.

Köszönet mindazoknak, akiket személy szerint nem említettem, de közvetve, vagy közvetlenül elősegítették a dolgozatom megszületését.