



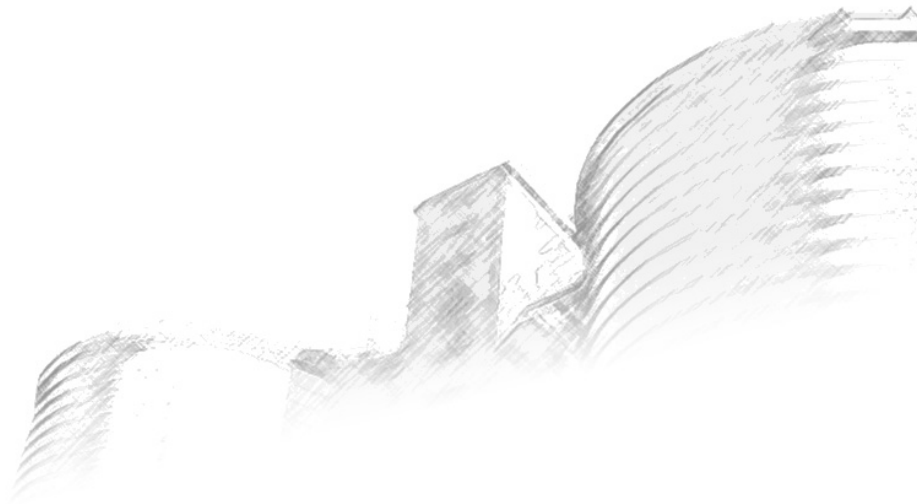
**Pannon Egyetem  
Környezetmérnöki Intézet**



## **DOKTORI (Ph.D.) ÉRTEKEZÉS**

### **AZ ANAEROB ISZAPROTHASZTÁS UTÁN KELETKEZŐ ISZAPVÍZ MINŐSÉGE, ÉS ANNAK HATÁSA A TISZTÍTÁS FŐÁGÁRA**

Készült a Pannon Egyetem Vegyészmérnöki Tudományok és Anyagtudományok  
doktori iskolája keretében.



Készítette: THURY PÉTER  
okl. környezetmérnök, kutató-fejlesztő szakmérnök

Témavezető: Dr. Kárpáti Árpád  
egyetemi docens

**VESZPRÉM**

2009

**AZ ANAEROB ISZAPROTHASZTÁS UTÁN KELETKEZŐ ISZAPVÍZ  
MINŐSÉGE, ÉS ANNAK HATÁSA A TISZTÍTÁS FŐÁGÁRA**

Értekezés doktori (Ph.D.) fokozat elnyerése érdekében.

Írta:

Thury Péter

Készült a Pannon Egyetem Vegyészmérnöki Tudományok és Anyagtudományok  
doktori iskolája keretében.

Témavezető: Dr. Kárpáti Árpád, egyetemi docens

Az értekezést témavezetőként elfogadásra javaslom: igen / nem

.....  
(aláírás)

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: .....

igen / nem

.....  
(aláírás)

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: .....

igen / nem

.....  
(aláírás)

A jelölt a doktori szigorlaton

.....

%-ot ért el.

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján

.....

%-ot ért el.

Veszprém, .....

.....  
a Bíráló Bizottság elnöke

A doktori (Ph.D.) oklevél minősítése:

.....

.....  
az EDT elnöke

## KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A dolgozat utolsó simításainak elvégzése során, igazat adva emlékszem vissza szüleim intelmeire „addig tanulj, amíg csak ez az egy dolgod van”, megértettem végre, milyen nehéz is munka mellett a tanulás. A környezetemben élő, dolgozó emberek segítségéből támogatásából azonban mindig új erőt merítettem, mely mindvégig segített a disszertáció megírásában.

Az életben jó munkát végezni elszántság, akarat nélkül igen nehéz, azonban a példamutatás, a családi, témavezetői bátorítás, még ha néha szigorúbbnak is ítélttem a kelletténél, lassan meghozta eredményét.

Hálás köszönettel tartozom témavezetőmnek Dr. Kárpáti Árpád Tanár Úrnak aki szabadidejét, hétvégéit sem sajnálva irányította szakmai munkámat, és példamutatásával, munkaszeretetével hozzájárult szakmai és személyes fejlődésemhez.

Köszönettel tartozom édesanyámnak, édesapámnak, akik sokszor erőn felül egyengették utamat és kitartóan támogattak céljaim elérésében. Külön köszönettel tartozom nővéremnek, aki segítségével a tanulmányaimon túl a magánéletben is számos nehézségen átgátolt.

Köszönöm Pitás Viktóriának az elmúlt időszak türelmes, önfeláldozó segítségét. A dolgozat utolsó munkálatai közepette a közös időtöltések elmaradásának áldozatkész tudomásulvételét és a saját igényeinek háttérbe szorítása melletti támogatását.

Köszönöm a támogatást az elmúlt néhány évben életem meghatározó szereplőjének Hanzli Olgának, aki a tanulmányaim kezdetén irányította figyelmem a fokozat megszerzésének fontosságára, az adminisztrációs, tanulmányi feladatok elvégzésére.

Kiemelten köszönöm a dolgozat elkészítéséhez nyújtott elvülhetetlen segítségét Bányai Zsuzsannának és Koszorús Lászlónénak - nekem csak Joli néni -, akik sokszor munkaidőn túl segítettek az analitikai vizsgálatok elvégzésében. Köszönöm, a ti munkátok nélkül biztos nem ment volna.

Köszönet a szennyvizes csapat tagjainak, hogy ki-ki lehetőségeinek, képességeinek megfelelően segítette a dolgozatom elkészítését, név szerint dr. Kárpáti Árpád, Fazekas Bence, Pitás Viktória, Bányai Zsuzsanna, Reich Károly, Gulyás Gábor, Pénzváltó Viktor, Joli néni, akik bízom benne, hogy hosszú távon a „folyékony és félfolyékony települési melléktermékes brigád” tagjai lesznek.

Szőcs Gyulának, aki értékes, praktikus tanácsokkal látott el az egyes kísérleti rendszerek készítése során, s akivel sokszor felejthetetlen pillanatokot töltöttünk el a kondér mellett.

Továbbá köszönöm a Környezetmérnöki Intézet minden dolgozójának, hogy bármikor fordulhattam hozzájuk tanácsért, támogatásért, mely gyakran átsegített a kezdetben megoldhatatlannak látszó szakmai problémákon.

„Mindig a legnagyobb darabok úsznak legfelül”

Dr. Bíró Szabolcs

# TARTALOMJEGYZÉK

KIVONAT .....	VI
ABSTRACT.....	VII
AUSZUG .....	VIII
JELÖLÉSEK ÉS RÖVIDÍTÉSEK.....	IX
BEVEZETÉS .....	1
1. IRODALMI RÉSZ.....	3
1.1 A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ANYAGÁRAMAI, ERŐFORRÁS IGÉNYE ...	3
1.1.1 A SZENNYÍZTISZTÍTÓK INPUT ÁRAMAI .....	4
1.1.1.1 NYERS SZENNYVÍZ.....	4
1.1.1.2 KÜLSŐ BESZÁLLÍTÁS ANYAGÁRAMAI.....	5
1.1.1.3 A SZENNYVÍZTISZTÍTÁSBAN JELLEMZŐEN ALKALMAZOTT SEGÉDANYAGOK .....	5
1.1.1.4 A TISZTÍTÁS ENERGIAIGÉNYE .....	7
1.1.2 OUTPUT ANYAGÁRAMOK.....	8
1.1.2.1 A TISZTÍTÁS FOLYÉKONY HALMAZÁLLAPOTÚ KIMENETI ANYAGÁRAMAI.....	8
1.1.2.2 A TISZTÍTÁS SZILÁRD/ISZAPSZERŰ KIMENETI ANYAGÁRAMAI.....	8
1.1.2.3 A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS GÁZ HALMAZÁLLAPOTÚ KIMENETI ANYAGÁRAMAI .....	10
1.1.3 A SZENNYÍZTISZTÍTÓK BELSŐ ANYAGÁRAMAI.....	11
1.2 ISZAPVÍZ KEZELÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI.....	12
1.2.1 A NITROGÉN ELTÁVOLÍTÁSA AZ ISZAPVÍZBŐL .....	13
1.2.2 A FOSZFOR ELTÁVOLÍTÁSA AZ ISZAPVÍZBŐL.....	21
1.3 AZ ÖSSZEGZŐ VÍZMINŐSÉGI PARAMÉTEREK FRAKCIONÁLÁSA .	24
1.4 A TÉMAKÖR JELENLEGI SZAKMAI ISMERETEI ALAPJÁN LEVONHATÓ KÖVETKEZTETÉSEK .....	29
1.5 A DOLGOZAT CÉLKITŰZÉSEI.....	31
2. GYAKORLATI RÉSZ .....	32
2.1 A VIZSGÁLT TELEPÜLÉSI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEPEK BEMUTATÁSA, KIVÁLASZTÁS SZEMPONTJAI.....	32
2.2 ANALITIKAI MÓDSZEREK.....	34
2.3 EREDMÉNYEK, ÉRTÉKELÉS .....	38
2.3.1 ÜZEMELÉS ADATOKBÓL LEVONHATÓ KÖVETKEZTETÉSEK, GYAKORLATI TAPASZTALATOK A VIZSGÁLT SZENNYVÍZTISZTÍTÓKBAN.....	38
2.3.2 AZ ISZAPVÍZ KOI FRAKCIÓINAK FIZIKAI/BIOLÓGIAI MÓDSZERREL TÖRTÉNŐ MEGHATÁROZÁSA .....	43
2.3.3 AZ ISZAPVÍZ KOI, NH <sub>4</sub> -N, TN FRAKCIÓINAK SZŰRÉSSSEL TÖRTÉNŐ MEGHATÁROZÁSA .....	51
2.3.4 AZ ISZAPVIZEK TELEPÜLÉSI SZENNYVÍZTISZTÍTÓKBAN OKOZOTT TERHELÉSEI.....	58
2.3.5 MÓDSZERFEJLESZTÉS, TAPASZTALATOK A VIZSGÁLATOK ELVÉGZÉSÉT KÖVETŐEN .....	64
ÚJ EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA .....	70
TÉZISEK .....	73
FELHASZNÁLT SZAKIRODALOM .....	75
MELLÉKLETEK.....	80

## KIVONAT

A dolgozat az anaerob szennyvíziszap rothasztást követő víztelenítési lépésben keletkező nagy nitrogéntartalmú iszapvizek analitikai vizsgálatával, valamint annak a tisztítás főágára való visszavezetését követően arra gyakorolt hatásával foglalkozik.

A vizsgálatok során az anaerob rothasztóval rendelkező szennyvíztisztító telepek főbb üzemi paramétereinek és technológiai egységeinek megismerését, és a mintavételeket követően a laboratóriumi munka során az iszapvíz minősítésére a hagyományos biológiai és kémiai szennyvíz-analitikai vizsgálati módszereket alkalmaztam.

A vizsgálatok eredményeként meghatározásra került a hazai iszapvizek KOI frakcióinak jellemző eloszlása, mely alapadatként használható az ilyen szennyvizek speciális nitrogéneltávolítási megoldásainak szoftveres szimulációval történő tervezéséhez.

Speciális vizsgálati módszerek párhuzamos elvégzésével kerültek meghatározásra az iszapvizek minőségére jellemző olyan egyedi faktorok, melyek segítik a hasonló területen dolgozó kutatók további vizsgálatainak egyszerűbb, gyorsabb elvégzését.

A laboratóriumi munka eredményeként egy olyan módszer került kidolgozásra, mely segítséget nyújt speciális iparági szennyvizek KOI frakcióinak és egyéb vízminőségi jellemzőinek meghatározásához is.

A begyűjtött üzemi adatok és a laboratóriumi vizsgálati eredmények összevetésével behatárolásra kerültek azok a hazai szennyvíztisztító telepek, amelyeknél a jelenlegi technológiai színvonal mellett célszerű lehet a mellékkörös nitrogéneltávolítási eljárások kiépítése.

A disszertációban pontosításra került a fentiekén túl az iszapvízből történő struvit kicsapatás hazai szennyvíztisztító telepeken történő alkalmazásának lehetősége is.

***Kulcsszavak:*** iszapvíz, KOI frakciók, mellékkörös nitrogéneltávolítás, struvit

## ABSTRACT

The quality and the quantity of the reject water originated from 12 Hungarian wastewater treatment plants - that have anaerobic sludge digester - were examined with the traditional biological and chemical methods. The COD fractionation was also performed.

Besides the laboratory work, data were also collected from the same plants. The results of the evaluation of the data provided by the plant operators were used to calculate the biological load of the reject water directed back to the main treatment line.

A new COD fractionation method was also developed by the combination and the modification of the given analytical methods that can be suitable for the examination of various wastewater streams that differ from the communal wastewater.

The results of the analytical COD fractionation can be used for the computer-aided design of the newly discovered special nitrogen removal routes.

Special factors were identified that can simplify the further analytical experiments for the same kind of wastewater streams.

In the dissertation the possibility of the side-stream struvite formation was also examined.

***Keywords:*** reject water, COD fractions, side-stream nitrogen removal, struvite

## AUSZUG

Die vorliegende Arbeit befasst sich mit der analytischen Untersuchung des anaeroben Schlammwassers von hohem Stickstoffgehalt nach Dehydration und dessen Auswirkung auf die Reinigung.

Im Laufe der Untersuchungen der wichtigsten Betriebsparametern und Technologie von anaeroben Kläranlagen wurden von mir bei der Arbeit im Labor nach der Probenahme zur Einstufung traditionelle biologische, chemische, analytische Methoden verwendet.

Als Ergebnis der Untersuchungen wurde der typische Muster von CSB Fraktionen der inländischen Schlammgewässer festgestellt, was die Grundangabe für die besonderen Methoden für die Stickstoffentfernung mit Hilfe einer Softwaresimulation sein kann.

Durch parallele Anwendung von besonderen Forschungsmethoden wurden solche Qualitätsmerkmale der einzelnen Faktoren bestimmt, die den Forschern in ähnlichen Bereichen eine enorme Hilfe leisten.

Als Ergebnis der Forschung im Labor wurde eine Methode entwickelt, die bei der Feststellung der CSB Fraktionen und anderen Qualitätsmerkmale spezieller industrieller Abwässer behilflich sein kann.

Mit den gesammelten operativen Daten und Laborbefunden wurde die Abgrenzung der inländischen Kläranlagen festgesetzt, bei denen neben dem aktuellen technologischen Niveau der Ausbau der seitenrunden Stickstoffentfernungstechnologie angemessen sein kann.

In der Dissertation wurde zusätzlich auf die Anwendungsmöglichkeiten von dem Sulfitniederschlag in den inländischen Kläranlagen detailliert eingegangen.

**Stichwörter:** Schlammwasser, CSB Fraktionen, seitenrunden Stickstoffentfernung, Struvit

## JELÖLÉSEK ÉS RÖVIDÍTÉSEK

A/O	Anoxikus/oxikus
BOI <sub>5</sub>	Biokémiai oxigénigény
DO	Dissolved Oxygen - Oldott oxigén
HRT	Hydraulic Retention Time – Hidraulikus tartózkodási Idő
KOI	Kémiai oxigénigény
LA	Lebegőanyag
LSP	Load Specific - Fajlagos iszapterhelés
MBBR	Moving Bed Biofilm Reactor - Mozgóágyas Biofilm Reaktor
MLSS	Mixed Liquor Suspended Solid – Eleveniszap lebegőanyag koncentrációja
NH <sub>4</sub> -N	Ammónium-nitrogén
NO <sub>3</sub> -N	Nitrát-nitrogén
TDS	Total Dissolved Solid – Összes oldott anyag
TKN	Total Kjeldahl Nitrogen – Összes redukált nitrogén
TN	Összes nitrogén
TOC	Total Organic Carbon – Összes szerves szén
TP	Total Phosphorous – Összes foszfor
TSS	Total Suspended Solid – Összes lebegőanyag
LE	Lakosegyenérték
ATV - DVWK	Deutsche Vereinigung Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall – Német Víz-, Szennyvíz- és Hulladékgazdálkodási Egyesület
TS	Total solid – Összes oldott- és lebegőanyag
VS	Volatile Solid – Illékony anyagok
VSS	Volatile Suspended Solid – Lebegőanyag illékony (szerves) része
MLVSS	Mixed Liquor Volatile Suspended Solid – Szennyvíziszap szerves része
US. EPA	US Environmental Protection Agency – Amerikai Környezetvédelmi Ügynökség
SZOE	Szerves oldószer extrakt
kWh	Kilowatt óra
sz.a.	Szárazanyag
EWC	European Waste Catalogue – Európai Hulladék Jegyzék
N <sub>2</sub> O	Dinitrogén-oxid
NO	Nitrogén-monoxid
N <sub>2</sub>	Nitrogén gáz
CO <sub>2</sub>	Szén-dioxid
MAP	Magnézium- Ammónium- Foszfát
RBC	Rotating Biological Contactor – Forgótárcsás Biológiai Kontaktor
SBR	Sequencing Batch Reactor – Szakaszos tápanyagellátású Biológiai Reaktor
EAWAG	Eidgenössische Anstalt für Wasserversorgung, Abwasserreinigung und Gewässerschutz – Svájci Vízellátási, Szennyvíztisztítási és Vízvédelmi Intézet
ORP	Oxidációs- Redukációs Potenciál
NOB	Nitrit Oxidáló Baktérium
Me <sup>2+/3+</sup>	2 vagy 3 vegyértékű fém
ASM	Activated Sludge Model – Eleveniszapos tisztítás biokinetikai modellje
KOI <sub>T, INF</sub>	Összes befolyó KOI
X <sub>AUT</sub>	Autotróf biomassa KOI
X <sub>HET</sub>	Heterotróf biomassa KOI
X <sub>PAO</sub>	Foszfor akkumuláló biomassa KOI
S <sub>S</sub>	Könnyen bontható oldott KOI
S <sub>I</sub>	Inert oldott KOI
X <sub>S</sub>	Nehezen bontható lebegő KOI
X <sub>I</sub>	Inert lebegő KOI
S <sub>F</sub>	Fermentálható szerves anyag
S <sub>A</sub>	Rövid láncú illékony zsírsavak
RBKOI	Könnyen bontható oldott KOI
SBKOI	Lassan bontható KOI
VFA	Volatile Fatty Acid – Illékony Zsírsav
TKN <sub>INF</sub>	Befolyó TKN
S <sub>NH</sub>	Oldott ammónia-ammónium-nitrogén

$N_{OB}$	Biológiailag Bontható Nitrogén
$S_{NB}$	Biológiailag bontható oldott Nitrogén
$X_{NB}$	Biológiailag bontható lebegő Nitrogén
$S_{NI}$	Biológiailag nem bontható oldott Nitrogén
$X_{NI}$	Biológiailag nem bontható lebegő Nitrogén
$TP_{INF}$	Befolyó Összes Foszfor
$S_{PO4}$	Oldott Ortofoszfát-Foszfor
$N_{PB}$	Biológiailag Bontható Foszfor
$S_{PB}$	Biológiailag bontható oldott Foszfor
$X_{PB}$	Biológiailag bontható lebegő Foszfor
$S_{PI}$	Biológiailag nem bontható oldott Foszfor
$X_{PI}$	Biológiailag nem bontható lebegő Foszfor
$BK_{OI}$	Biológiailag bontható KOI
$BOI_{5,7}$	5 vagy 7 napos biológiai oxigén igény
$BOI_{tot}$	Összes biológiai oxigénigény

## BEVEZETÉS

Az emberi tevékenység következtében a természetben előforduló legtöbb anyag, különböző mennyiségben ugyan, de a szennyvizekbe kerülhet. A települési szennyvizekben a szerves anyagok (főképpen szénhidrátok, zsírok, fehérjék) mellett számos szervetlen anyagot is megtalálhatunk mind oldott, mind lebegő formában. Az ipari szennyvizekben pedig az adott gyártástól, feldolgozástól függően, csaknem valamennyi alapanyag, intermediér, illetve termék, melléktermék megjelenhet azokban.

A környezetvédelmi jogszabályok előírásainak megfelelően a tisztított szennyvizek minőségének számos összegző- (kémiai oxigénigény, biológiai oxigénigény, összes foszfor, összes nitrogén, toxicitás, stb.) és egyedi minőségi paraméter határértékének (ammónium-nitrogén, nitrát nitrogén,-szulfát, stb.) kell megfelelnie. A határértékek folyamatos szigorodása miatt a szennyvíztisztítás technológiájának, gépeinek, berendezéseink, üzemeltetés szabályozásának, analitikai ellenőrzése módszereinek, technikájának, dokumentációjának fejlesztése is elengedhetetlen, folyamatos kihívás az ezekkel foglalkozó szakembereknek.

A hazai települési szennyvíztisztítás talán legnagyobb jelenlegi megoldandó feladata, hogy a szennyvízmennyiségek folyamatos csökkenése, s koncentrációjának egyidejű növekedése mellett (az egy lakos által kibocsátott szennyezőanyag mennyisége (LE) közel változatlan, a fajlagos vízfogyasztás pedig a víz emelkedő ára miatt csökken) a szigorodó határértékeket teljesíteni tudja. Ehhez a korábbinál nagyobb tisztítási hatásfokot kell biztosítani. Ugyanakkor csak azok a technológiák fogadhatók, fogadtathatók el a gyakorlatban, amelyek a jelenlegi megoldásoknál vagy üzemeltetési, vagy beruházási-költség megtakarítással érik el ugyanazt a tisztítási teljesítményt. Mivel a tisztítás intenzifikálása mára már nem állhat abból, hogy az adott telep esetében újabb műtárgysor kerül kiépítésre (területigény, költségek), olyan megoldások, átalakítások kerülnek előtérbe, amelyek a meglévőnél nagyobb fajlagos térfogati teljesítményt eredményeznek. Így a rendelkezésre álló térfogatban, az adott rendszer átalakításával biztosítható a nagyobb tisztító-teljesítmény.

Nemzetközi tapasztalatok már széles körben rendelkezésre állnak arra vonatkozóan, hogy az anaerob rothasztás iszapvize mintegy 15-20%-os részarányban is hozzájárulhat a telep főágának nitrogénterheléséhez. Ezen részarány intenzifikált mellékkörös tisztítása pedig mind a tisztítás energiaköltségére pozitívan hat, mind pedig a főág ilyen értelmű intenzifikálását is biztosítja. Az ilyen mellékkörös speciális nitrogéneltávolítási eljárásoknak köszönhetően a mellékkörön nitrítren keresztül oxigén és szerves anyag megtakarítással biztosítható az iszapvíz nitrogéntartalmának mintegy 80-90%-os eltávolítása. Ezzel arányosan csökkenthető a főág TKN terhelése, javítható ugyanott a szennyvíz KOI/TN aránya, amely lehetőséget teremt a denitrifikáció hatásfokának a növelésére is.

Hazánkban az anaerob rothasztóval rendelkező települési szennyvíztisztítók közül egyre több telep kér hulladékkezelési engedélyt is, melynek keretében a telepen kívülről származó szerves hulladékokat is fogadnak és dolgoznak fel biogázzá. A telepi iszaprothasztás ilyen változása növeli ugyan a biogázhozamot, és a villamos, valamint hőenergiatermelést, ugyanakkor növeli a rothasztás iszapvizének mennyiségét, valamint alapanyagtól függően az iszapvíz redukált nitrogén tartalmát is.

Hazánkban eddig még nem létesítettek az iszapvíz mellékkörös speciális, nitriten keresztül történő nitrogénmentesítésére alkalmas ipari technológiát. Ennek feltételei és igénye ugyan adott lehet, azonban ezen a területen a hazai szakemberek korlátozott mértékű elméleti és gyakorlati tapasztalattal rendelkeznek. A mintegy 15 évvel ezelőtt felfedezett reakcióút részletesebb áttekintésére is vállalkozott ez a munka, de bizonyosnak tűnik, hogy a folyamatok üzemi megvalósításához hazánkban is mélyebb ismeretanyagra van szükség.

# 1. IRODALMI RÉSZ

Napjaink szennyvíztisztításában az energiatakarékosság meghatározó szempont kell legyen. A fejlesztéssel foglalkozó szakemberek ezért nemcsak kisebb emberi erőforrás-igényű, hatékonyabb technológiákat dolgoznak ki, hanem az egységnyi termék előállítására fordított energiaigény csökkentését is a fejlesztések fókuszába állítják. A szennyvíztisztításban ezt az egységnyi térfogatú szennyvíz tisztításához szükséges energiaigényként, az üzemeltetői gyakorlatban kWh/m<sup>3</sup> tisztított szennyvíz fajlagos értéként értelmezhetjük.

Nagyobb, anaerob iszaprothasztóval és gázhasznosítással is rendelkező szennyvíztisztító telepek tapasztalatai alapján tudjuk, hogy a költség-hatékony, energetikai szempontból önellátó telepek kialakítása céljából ma már nem elég csak a szennyvíz szennyezőinek az eltávolításával, visszatartásával foglalkozni. Elengedhetetlen lehetőség szerint újrahasznosítani az eltávolított szerves anyagok energiataralmát, valamint a növényi tápanyagokat (N, P) is. Egyre inkább még további, természetes eredetű, külső beszállítású folyékony hulladékok energetikai hasznosítására is vállalkozniuk kell a települési szennyvíztisztítóknak anaerob iszaprothasztásuk vonalán. Tehát ilyen értelemben a települési élelmiszermaradékoknak mind a szennyvízzel érkező, mind az egyéb úton beszállított részét integrálniuk kell az eredetileg csak szennyvíz tisztítására kialakított biotechnológiába.

Speciális belső biológiai terhelést okozó anyagáram az anaerob iszaprothasztást is megvalósító telepek esetén a rothasztott iszap víztelenítése során keletkező iszapvíz, amely ma még jellemzően a tisztítás főágára kerül visszavezetésre, növelve ott az összes redukált nitrogén (TKN) terhelést. Olyan szennyvíztisztító telepek esetén, ahol a szennyvíziszap anaerob rothasztása mellett külső, biometanizálható hulladék feldolgozása is történik, a hulladékok minőségétől függően (fehérje:zsír:szénhidrát arány) az iszapvíz okozta nitrogénterhelés tovább növekedhet, csökkentve azzal a főágon a nitrogéntávolítás (denitrifikáció) eredményességét.

## *1.1 A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ANYAGÁRAMAI, ERŐFORRÁS IGÉNYE*

A biotechnológiai ipar egyik legnagyobb összes kapacitással üzemeltetett ágazata a szennyvíztisztítás. Üzemméretei a néhány lakosegyenértéktől (LE) a több millió LE-ig terjednek. A szennyvíztisztítók a lakosság folyékony melléktermékei (szennyvíz) mellett esetenként a különböző iparágak (vegyipar, élelmiszeripar, stb.) előtisztított szennyvizeit is tisztítani kényszerülnek a mindenkori tisztított víz befogadó minőségigényének megfelelően.

Napjainkra sokféle technológiai megoldás került kifejlesztésre, melyek számos alapelv alapján csoportosíthatók, de a közös cél mindenképpen az adott folyékony hulladék minimális külső segédanyag, energia, munkaerő stb. alkalmazása melletti megtisztítása úgy, hogy a gazdaságosság szempontjait szem előtt tartva eközben a lehető legkevesebb másodlagos hulladék, nem hasznosítható anyag keletkezzen.

### 1.1.1 A SZENNYÍZTISZTÍTÓK INPUT ÁRAMAI

#### 1.1.1.1 NYERS SZENNYVÍZ

A szennyvíztisztítók legfontosabb input anyagárama maga a nyers szennyvíz, amely még települési szennyvizek esetén, akár egy régió belül is a vízfogyasztási szokásoknak, a csatornakialakításnak, egyéb tényezőknek megfelelően jelentős minőségi eltérést, vízhozam ingadozást mutathat.

A technológiák tervezésének egységesítésére került meghatározásra az egy lakos jellemző víz és szennyezőanyag kibocsátása (ATV-DVWK-A 131E, 2000). Ennek megfelelően a hazánkban is általánosan alkalmazott ATV - DVWK tervezési irányelv alapértékei láthatók az 1. Táblázatban. Az abban szereplő vízhozam fajlagosok gyakorlati tapasztalatok adatai, azonban a legtöbb esetben csak irányelvként használhatók. Ennek oka például az, hogy az egy fő által kibocsátott vízmennyiség egy nagyváros és egy kis falu esetében akár 2-3 szorosán is eltérhet (MI-10 127/2:1984).

Fontos megemlíteni, hogy a nagyobb települések, de még a kisebbek esetén is előfordulhat, hogy a települési szennyvíz ipari részárammal (nyers, vagy előtisztított) is terhelt. Ez nemcsak mennyiségi, hanem minőségi változásokat is eredményezhet, különösképpen a mindenkori adott iparágra jellemző szennyezőanyagok tekintetében (pl.: KOI/TKN, KOI/TP, stb.), valamint azok lebonthatóságának a sebességében.

1. Táblázat: ATV-DVWK-A tervezési irányelvben használt LE-ek

Paraméter	Mértékegység	Lakosegyenérték	Hivatkozás
Q*	l/fő*d	200-500	MI-10 167/2:1987
BOI <sub>5</sub>		60	ATV-DVWK-A 131E, 2000
KOI		120	ATV-DVWK-A 131E, 2000
TS	g/fő*d	70	ATV-DVWK-A 131E, 2000
TKN		11	ATV-DVWK-A 131E, 2000
TP		1,8	ATV-DVWK-A 131E, 2000

\* gyakorlati tapasztalataim szerint falvak, kistelepülések esetén lényegesen kisebb, 70-80 l/fő\*d fajlagos is számítható

### 1.1.1.2 KÜLSŐ BESZÁLLÍTÁS ANYAGÁRAMAI

A nagyobb, regionális szennyvíztisztító telepek csaknem mindegyike, de számos kisebb telep is a szippantott szennyvíz fogadására alkalmas technológiai lépcsővel kerül kialakításra. Ez lehetőséget biztosít az adott régió csatornázatlan területein összegyűjtött, tengelyen szállított folyékony hulladékok fogadására, és centralizált, ellenőrzött körülmények között történő tisztítására. A tengelyen szállított szennyvizek jellemző minőségi paramétereit mutatja a 2. Táblázat. Látható (1. Táblázat, 2. Táblázat), hogy minőségük jelentősen eltér a szennyvíztisztító telepekre a csatornahálózaton érkező nyers szennyvizekétől. A közcsatornán érkező szennyvízhez viszonyított nagyobb részarányuk esetén ezért megfelelő előtisztításuk kiépítésére is szükség lehet.

2. Táblázat: Jellemző szippantott szennyvízminőségek (Öllős, 1991)

Paraméter	USA				Európa, Kanada				US. EPA átlag	Javasolt tervezési érték
	Átlag	Min.	Max.	Var.*	Átlag	Min.	Max.	Var.*		
TS	34 106	1 132	130 475	115	33 800	200	123 860	619	38 800	40 000
VS	23 100	353	71 402	202	31 600	160	67 570	422	25 260	25 000
TSS	12 862	310	93 378	301	45 000	5 000	70 920	14	13 000	15 000
VSS	9 027	95	51 500	542	29 900	4 000	52 370	13	8 720	10 000
BOI <sub>5</sub>	6 480	440	78 600	179	8 343	700	25 000	36	5 000	7 000
KOI	31 900	1 500	703 000	469	28 975	1 300	114 870	88	42 850	15 000
TKN	588	66	1 060	16	1 067	150	2 570	17	677	700
NH <sub>4</sub> -N	97	3	116	39	-	-	-	-	157	150
TP	210	20	760	38	155	20	636	32	253	250
Lúgosság	970	522	4 190	8	-	-	-	-	-	1 000
SZOE	5 600	208	23 368	112	-	-	-	-	9 090	8 000
pH	-	1,5	12,6	8	-	5,2	9,0	-	6,9	6,0

\* max/min

Mértékegységek mg/l-ben értendők kivéve pH.

Anaerob szennyvíziszap rothasztóval is rendelkező szennyvíztisztító telepek esetén (Dél-Pesti, Észak-Pesti, Székesfehérvári, Debreceni, stb.), lehetőség van a régióban keletkező szennyvíziszapok és metanizálható hulladékok biogázzá történő alakítására is. Ilyen esetekben a gázhozam, és az előállítható villamos- és hőenergia mennyisége ugyan növelhető, de a tisztítás főágára visszakerülő szennyezőanyagok mennyisége is növekszik. Ilyen esetekben a tisztítás főágának kapacitáskihasználtságának ismerete, a befogadásra kerülő folyékony hulladék előzetes vizsgálata és körültekintő adagolása fontos tényező. Fontos üzemeltetői, tervezői feladat az is, hogy a külső beszállítások mértékének növelésével a pozitív hozadékok (ártalmatlanítási díj, gázhozam növekedés) mellett a képződő melléktermékek további technológiai fokozatokra gyakorolt negatív hatásával is számoljanak (iszaphozam növekedés, iszapvíz minőségének változása).

### 1.1.1.3 A SZENNYVÍZTISZTÍTÁSBAN JELLEMZŐEN ALKALMAZOTT SEGÉDANYAGOK

Az aerob biológiai szennyvíztisztítás legfőbb segédanyaga az oxigén, amelyet különböző technológiai megoldásokkal a levegőnek, oxigénben koncentrált levegőnek,

vagy tiszta oxigénnek a vízbe történő bevitelével biztosítják. A szerves anyagok átalakítását, hasznosítását végző heterotróf mikroorganizmusok döntően a kívülről bevitt oxigén felhasználásával alakítják át a szennyezőanyagot mintegy fele részben széndioxidá, felében partikuláris szennyvíziszappá. Az utóbbi az iszaprohasztás alapanyaga.

A különböző szennyező anyagok ilyen átalakításának eltérő a fajlagos oxigénigénye. A szennyvíz nitrogén és foszfor tartalmának az eltávolítása az oxigén mellett speciális technológia kialakítását is igényli (műtárgy, levegőbeviteli rendszer, folyamatszabályozás, stb.). A megfelelő oxigénellátás (és szabályozás) ezért a biológiai szennyvíztisztítás technológiai tervezésének, valamint az üzemeltetésének egyik meghatározó sarokpontja.

A biológiai szennyvíztisztítás során az oxigén mellett esetenként elkerülhetetlen egyéb vegyszerek alkalmazása is (3. Táblázat). Mindenképpen meg kell jegyezni azonban, hogy a tisztítás során alkalmazott vegyszerek közül több is, pozitív és negatív hatással is rendelkezik, melyek ismerete, számításba vétele a mindenkori alkalmazó (üzemeltető) fontos feladata. A koagulációs előtisztítás segédanyagai például a biológiai szaporodáshoz szükséges foszfort túlzott mértékben is eltávolíthatják, de ugyanilyen hatással lehetnek azok a denitrifikációhoz szükséges szerves tápanyag eltávolítását illetően is.

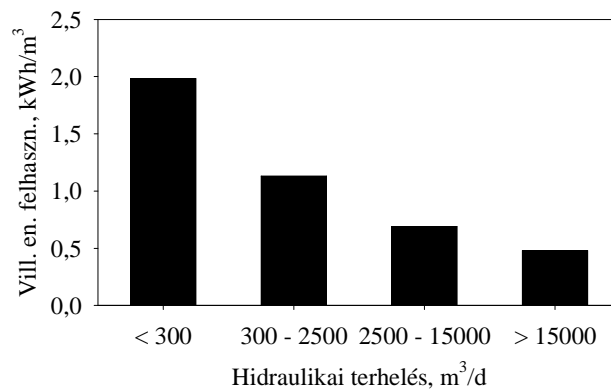
**3. Táblázat:** A szennyvíztisztításban leggyakrabban alkalmazott vegyszerek és azok alkalmazásának célja

Gyűjtőnév	Jellemző formája/halmazállapota	Alkalmazás	
		Jellemző helye	Célja/hatása
<b>Különféle fémek, előpolimerizált fémek</b>	Folyadék/szilárd	Előülepítést megelőzően	Fizikai-kémiai előkezelés hatékonyságának növelése (KOI, lebegőanyag eltávolítás, stb.)
<b>Sav/lúg</b>	Folyadék/szilárd	Előülepítést megelőzően, biológiai fokozat, utóülepítést követően	pH szabályozása
<b>Különféle fémek, előpolimerizált fémek, kationos polielektrolit</b>	Folyadék/szilárd	Biológiai fokozat	Izapülepedés javítása
<b>Különféle fémek, előpolimerizált fémek</b>	Folyadék/szilárd	Előülepítést megelőzően, biológiai fokozat, utóülepítést követően	Foszfor eltávolítás
<b>Kationos polielektrolit</b>	Folyadék/szilárd	Elővíztelenítést-, víztelenítést megelőzően	Izap vízteleníthetőség javítása
<b>Oxidálószer</b>	Gáz, folyadék, helyben előállított	Utóülepítést követően	Tisztított víz fertőtlenítése

#### 1.1.1.4 A TISZTÍTÁS ENERGIAIGÉNYE

Az energiaárak folyamatos növekedése mellett, a fenntartható fejlődés céljainak betartásához szükség van a szennyvíztisztítás energiafelhasználásának, energiamérlegének, nagyobb belső fogyasztóinak, fogyasztásuk dinamikájának behatárolására, az energiahatékonyság javítási lehetőségeinek az ismeretére. Ezek felmérése számos műszakilag fejlettebb országban megindult az elmúlt időszakban (*Jensen, 2009*), melynek eredményeként a szennyvíztisztítás fajlagos költségei kimutathatóan csökkennek.

A legutóbbi időszak hazai tapasztalatai alapján (*Sütő-Homola, 2008*) születtek az *1. ábra* bemutatott eredmények. Látható (*1. ábra*), hogy a szennyvíztisztító telepek hidraulikai terhelésével párhuzamosan, tehát a telep méret növekedésével a tisztítás fajlagos villamos energiaigénye csökken.



**1. ábra:** A települési szennyvíztisztítás villamos-energiaigénye

A szennyvíztisztító telepek nagy százaléka kizárólag nem megújuló energiaforrásokra támaszkodik. A tisztítás energiaigénye ugyanakkor számos esetben megújuló, vagy megújítható energiák felhasználásával is biztosítható. A nagyüzemi szennyvíztisztításban már általános, hogy az anaerob rothasztóval működő telepek a szennyvíziszap rothasztás során keletkező biogázt, mint megújuló energiaforrást kazánban, vagy gázmotorban hasznosítják. Egyes hazai tapasztalatok alapján (*Banyai és tsai., 2009*) gázmotorban történő hasznosítás esetén a primer és szekunder iszaptól képződő biogáz a saját villamos-energia igény mintegy felét fedezheti. Az elektromos áram termelése mellett képződő hulladékhő pedig a legtöbb esetben még a téli időszakban is fedezni képes a telep teljes hőigényét.

Külföldön (*Hamatschek et. al., 2008*) és hazánkban is (*Radács és tsai, 2004*) léteznek azonban olyan telepek is, ahol már a napenergiát is hasznosítják, elsősorban a víztelenített rothasztott iszap szárítására. A leszárított iszapot rekultivációs, vagy mezőgazdasági célok mellett termikusan is hasznosíthatják akár mono- (*Hamatschek et. al., 2008*), akár vegyes tüzeléssel (*Hamatschek et. al., 2008*). Ezek a megoldások azonban hazánkban még nem képezik a gyakorlat tárgyát.

### 1.1.2 OUTPUT ANYAGÁRAMOK

#### 1.1.2.1 A TISZTÍTÁS FOLYÉKONY HALMAZÁLLAPOTÚ KIMENETI ANYAGÁRAMAI

A tisztítás legnagyobb tömegű kimeneti anyagára a tisztított szennyvíz. A tisztított szennyvíz a befolyó szennyezőanyagok maradékát, illetve az átalakításuk során keletkező melléktermékeket, valamint a tisztáshoz felhasznált vegyszerek maradványait, sőt a végső fázisszeparáció hatékonyságától függően élő és elhalt mikroorganizmusokat is tartalmaz. Ezek koncentrációja a befogadóba jutva hígítással tovább csökken, minimális mértékű kockázatot jelentve annak ökoszisztémájára.

A kockázatok mérséklését célozzák a jogszabályi keretek által meghatározott kibocsátási határértékek, melyek a hazai szabályozásnak megfelelően technológiai, és az adott befogadóra jellemző határértékek formájában léteznek. A rögzített értékektől az engedélyező hatóság a jelenleg hatályos 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendeletben meghatározott mértékig saját mérlegelési jogkörben eltérhet.

A települési szennyvíztisztításban szerepet játszó ipari behatás mértékét kívánja korlátozni a hazai jogszabályi környezetnek megfelelően alakított közcsatorna határérték előírás (28/2004. (XII. 25.) KvVM). Eszerint a közcsatornába ipari szennyvíz csak a rendeletben limitált koncentrációkkal bocsátható be.

#### 1.1.2.2 A TISZTÍTÁS SZILÁRD/ISZAPSZERŰ KIMENETI ANYAGÁRAMAI

A különböző szerves/szervetlen szennyezőanyagok a fizikai/kémiai tulajdonságaiktól függően a szennyvíztisztító telep műtárgyaiban eltérő határfokkal távolíthatók el. A tisztítás jellemző technológiai kialakítása mellett a rácson, homokfogókon visszatartott szerves anyagok eltávolítása a települési szennyvizek esetén a biológiai terhelés (KOI, BOI<sub>5</sub>, TKN, stb.) szempontjából minimális jelentőségű.

Az mechanikai előtisztítást végző lépcsőben az adott régió kulturális állapotától függő mennyiségű, összetételű rácsszemét távolítható el. A homokfogóban kiülelhető szervetlen anyagok mennyisége pedig a terület geológiai adottságaitól, a csatornahálózat kiépítésétől függ leginkább. Általános kiindulási tervezési paraméter a rácsszemét fajlagos mennyiségét 12-15 dm<sup>3</sup>/LE\*a-nek (10 mm-es finomrács) (MI-10 127/3 1977), a kiülelhető homok mennyiségét pedig 0,01-0,1 dm<sup>3</sup>/LE\*a-nek venni (MI-10 127/3 1977). Mindezek víztelenítést (préselést) esetleg fertőtlenítést követően, különböző EWC kódú hulladékként jellemzően hulladéklerakóban kerülnek ártalmatlanításra.

A települési szennyvizek jellemző tisztítási technológiájának a homokfogást és zsírleválasztást követő lépcsőjében az előülepítés (ott, ahol az kiépítésre került) körülményei között primeriszap keletkezik. Ennek a szerves anyag tartalma a szekunder iszapokénál nagyobb KOI/tömeg fajlagossal rendelkezik. Szerves hányadát a mechanikai előtisztítás (rács, homokfogás) nagyban befolyásolja, de az leggyakrabban 60-80% körüli érték (zsírok és fehérjék). Energiatartalma 25-26000 kJ/kg érték körül mozog (Metcalf & Eddy, 2003). A primer iszapok McCarty és társai szerint a C<sub>22</sub>H<sub>39</sub>O<sub>10</sub>N összetétellel jellemezhetők (McCarty et al., 1974).

A hazai jellemző technológiai kialakítások mellett, vegyszeres kezelések nélkül általában 50-65 % körüli lebegőanyag, 25-30 % körüli KOI eltávolítási, és 10 % körüli

TKN eltávolítási hatásfokkal számolhatunk (ATV-DVWK-A 131E, 2000). Mindezek eredményeként alakul ki a biológiai tisztítási fokozat tápanyagterhelése, melynek nagysága (kg/d, kg/m<sup>3</sup>\*d, kg/kg MLVSS\*d) és összetétele (KOI/TKN arány) nagyban meghatározza a tisztítás végén elérhető vízminőséget.

A primeriszap hozamának előzetes becslésére a tervezési gyakorlatban az 1. egyenlettel történő számolás terjedt el (Spinosa és Vesilind, 2001).

$$W_{PS}=Q_i \cdot E_{SS} \cdot C_{SS} \cdot 10^{-5} \quad (1)$$

ahol:	$W_{PS}$	kg sz.a./d	Primeriszap hozam
	$Q_i$	m <sup>3</sup> /d	Befolyó szennyvíz térfogatáram
	$E_{SS}$	-	Lebegőanyag eltávolítási hatásfok
	$C_{SS}$	mg/l	Befolyó szennyvíz lebegőanyag koncentrációja

A lebegőanyag-eltávolítás hatásfoka 18 amerikai telepen tapasztalatai alapján a 2. egyenlet alapján számolható (Spinosa és Vesilind, 2001).

$$E_{SS} (\%) = t / (a + b t) \quad (2)$$

ahol:	$E_{SS}$	%	Lebegőanyag eltávolítási hatásfok
	t	min	Folyadék átlagos tartózkodási ideje az előülepítőben
	a	min	Konstans (becsült értéke 0,406 min)
	b	-	Konstans (becsült értéke 0,015)

A tisztítási technológia biológiai fokozatában az oldott formában és lebegő, kolloid állapotban lévő szennyezők oxidációs/redukciós biokémiai folyamatokon keresztül alakulnak át partikuláris biomasszává, vagy az iszappelyhekbe történő beépülésükkel, adszorpcióval kerülnek eltávolításra a folyadékfázisból. A tisztítás során keletkező iszap szeparációja a tisztított víztől általában ülepítéssel történik. Az ülepítés megfelelő méretezése biztosítja a lebegőanyag 20-40 mg/l értékig történő eltávolítását. Ennek hatékonyságát persze jóval meghaladja a mára erősen terjedő membránszeparáció hatásfoka, ami a települési szennyvíztisztításnál leginkább ultraszűrést jelent (Lesjean at. al., 2004). Ilyen megoldásokkal üzemelő telepeken gyakorlatilag biztosítható a lebegőanyag mentes elfolyó szennyvíz, mely mellett az adott membrán vágási értékének megfelelő méretű baktériumok, nagyobb méretű oldott molekulák is eltávolításra kerülnek, javítva ezzel az elfolyó víz minőségét és szükségtelenné téve a további vegyszeres fertőtlenítést.

Az aerob szennyvíztisztítási folyamatok során az eltávolítandó szerves anyag mintegy 50%-ából szekunder iszap termelődik. Az anaerob szerves anyag lebontásánál viszont ez a maradék csak 5% (Öllös, 1991). A szekunder iszap szerves hányada széles tartományban (60-90%) változhat (Metcalf & Eddy, 2003). A tapasztalatok alapján a biomassza szerves frakciója 50-55%-ban szén, 25-30%-ban oxigén, 10-15%-ban nitrogén, 6-10 %-ban hidrogén, 1-3%-ban foszfor és 0,5-1,5%-ban kén (Orhon et. al., 2009). A különböző ajánlások közül a leginkább használatos összegképlet a C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>O<sub>2</sub>N (Orhon et. al., 2009). Készítettek persze a foszfortartalmat is figyelembe vevő összegképletet is amely C<sub>60</sub>H<sub>87</sub>O<sub>23</sub>N<sub>12</sub>P formulával adott. (Qasim, 1999). A szekunder iszap energiatartalma a szerves anyag arányától függően változó lehet. Átlagos értéként 20-21000 kJ/kg érték adható meg (Metcalf & Eddy, 2003).

A képződő iszap mennyiségét a tisztítandó szennyvíz számos paramétere befolyásolja, mint például: a hőmérséklet, a technológiai kialakítás, a biológiai terhelés, az oldott oxigén koncentráció, stb.. A fölösiszap-hozam (vegyszeres kezelés nélküli) becslésére számos összefüggés látott napvilágot. Ezek közül az ATV-A 131E javaslatának megfelelően, a tisztítás iszaphozama a 3. egyenlet alapján határozható meg (ATV-DVWK-A 131E, 2000).

$$\dot{U}_{d,c} = B_{d,BSB} * \left( 0,75 + 0,6 * \left( \frac{X_{TS,ZB}}{C_{BSB,ZB}} \right) - \frac{(1 - 0,2) * 0,17 * 0,75 * t_{TS} * F_T}{1 + 0,17 * t_{TS} * F_T} \right) \quad (3)$$

ahol:	$\dot{U}_{d,c}$	kg/d	A szervesanyag eltávolításból származó napi iszaphozam
	$B_{d,BSB}$	kg/d	Napi $BOI_5$ terhelés
	$X_{TS,ZB}$	mg/l	0,45 $\mu$ m-os szűrőn fennmaradó anyag (105°C-on szárítva)
	$C_{BSB,ZB}$	mg/l	A szennyvízvíz $BOI_5$ koncentrációja
	$t_{TS}$	d	Az eleveniszpos medencére vonatkoztatott iszapkor
	$F_T$	-	A hőmérséklet hatását számításba vevő függvény
	ZB		Az érkező szennyvízvíz

a hőmérséklet hatását számításba vevő  $F_T$  függvény (-) (4. egyenlet).

$$F_T = 1,072^{T-15} \quad (4)$$

ahol:	$F_T$	-	Az endogén légzés hőmérsékleti faktora
	T	°C	Hőmérséklet

A települési szennyvizek tisztítása során keletkező szilárd melléktermékek további kezelése, ártalmatlanítása során meghatározó tényező lehet annak költsége. Saját tapasztalataim szerint nem ritka a levegőztetés költségigényével megegyező iszapmaradék feldolgozási, ártalmatlanítási költség sem.

#### 1.1.2.3 A SZENNYVÍZTISZTÍTÁS GÁZ HALMAZÁLLAPOTÚ KIMENETI ANYAGÁRAMAI

A tisztítás, de már a szennyvíz szállítása során, valamint az iszapok kezelése alatt is jelentős mennyiségű gáz halmazállapotú anyagcseretermék kerül a légkörbe. A szaghatást okozó, illékony szerves vegyületek mellett meghatározó jelentőségű az aerob tisztítási folyamatok során a légkörbe kerülő  $CO_2$  mennyisége is. Figyelembe véve a nyers települési szennyvíz 250-300 mg/l TOC (Begert, 1985) értékét kizárólag a szennyvíztisztítási fokozatban 10-13  $m^3$  tisztított szennyvíz fajlagos  $CO_2$  kibocsátással számolhatunk. Ez például egy Veszprém méretű település szennyvíztisztítása (~12000  $m^3/d$ ) esetén éves szinten mintegy 550-650 t  $CO_2$  kibocsátást is jelenthet.

A tisztítás iszaptermelése révén a szennyvíz TKN tartalmának mintegy 25-45 %-a a szekunder iszapba kerülő mennyiség. Ennek fele azonban a rothasztás révén visszakerül a főágra, ahonnan nitrifikáció, majd denitrifikáció révén, döntően elemi nitrogénként a levegőbe kerül (Orhon et. al., 2009). A primer és szekunder iszap anaerob rothasztásánál mintegy 50-60 v/v % metántartalmú biogáz termelődik. Ennek fajlagos mennyisége telepenként változó lehet, de a 4. Táblázatban bemutatott fajlagosok a valóságot jól közelítik.

**4. Táblázat:** Az anaerob szennyvíziszap rothasztás biogázhozam-fajlagosai

Anyag	Mértékegység	Érték	Szerző
Vegyes szennyvíziszap (primer+szekunder)	Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg KOI <sub>eltáv</sub>	0,35	Dirkzwager és L'Hermite, 1998
Vegyes szennyvíziszap (primer+szekunder)	Nm <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg KOI <sub>eltáv</sub>	0,38	Henze et.al., 1996
Vegyes szennyvíziszap (primer+szekunder)	Nm <sup>3</sup> biogáz/10 <sup>3</sup> fő*d	28	Metcalf & Eddy, 2003
Vegyes szennyvíziszap (primer+szekunder)	m <sup>3</sup> biogáz/kg anyag	0,20-0,75	Deublein és Steinhauser, 2008
Szennyvíziszap	M <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t bevezetett sz.a.	225	SOLARGO, 2001
Szennyvíziszap	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /t bevezetett nedves iszap (5%)	11	SOLARGO, 2001
Szennyvíziszap	Nm <sup>3</sup> /kg eltávolított KOI	0,35 – 0,5	Agence de l'eau, 2006

### 1.1.3 A SZENNYÍZTISZTÍTÓK BELSŐ ANYAGÁRAMAI

A korábbi fejezetekben a tisztítás termékeire koncentrálva a szennyvíztisztító anyagáramairól részletesebben nem esett szó. Ezek az anyagáramok egy hagyományos kialakítású telepen a következők lehetnek:

- Iszapsűrítők dekantált vizei,
- Iszapvíztelenítés szeparált vizei,
- Utóülepítők lefölezése során keletkező felúszó iszap.

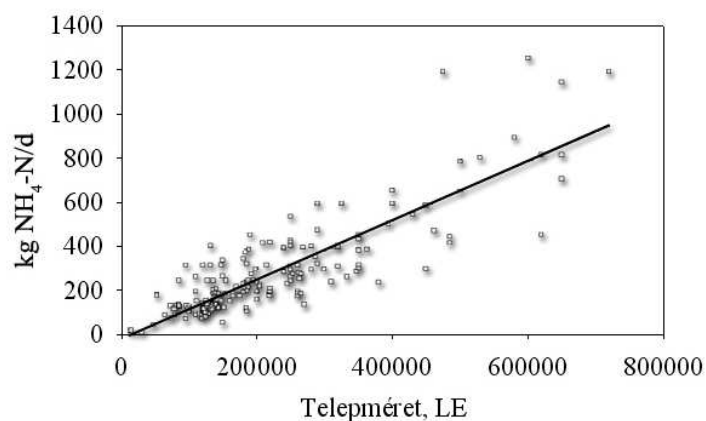
Az előbbi anyagáramok közül az iszapsűrítés (gépi vagy gravitációs) vizeinek mennyisége sűrítés arányától függően változó lehet. Minősége attól függ, hogy éppen primer-, szekunder-, vagy esetleg vegyes iszap kerül sűrítésre. Könnyen belátható, hogy primer iszap sűrítése esetén a víz minősége a nyers szennyvízéhez, szekunder iszap esetében pedig a tisztított vízéhez közelít.

Az ülepítők lefölezése során igen nehezen azonosítható, telepeként is eltérő mennyiségű fölzött anyag kerül visszavezetésre, jellemzően a tisztítási technológia első lépcsőire (mechanikai tisztításra, vagy azt követően). Minősége a tisztító aktuális állapotától, az iszap szerkezetétől, üledésétől, az ülepítő kialakításától, az évszaktól, stb. függhet.

A tapasztalatok alapján az iszaprothasztóval rendelkező telepek esetén a kezdetben felsoroltak közül a rothasztott iszap víztelenítésekor keletkező iszapvíz a legmeghatározóbb anyagáram. Külföldi vizsgálatok eredményei (*Young-Ho Ahn, 2006*) és néhány hazai tapasztalat is megerősíti (*Kárpáti és tsai, 2008*), hogy minősége igen széles tartományban változhat, függően a rothasztó aktuális működési körülményeitől, állapotától, valamint a kívülről esetlegesen rothasztásra beszállított egyéb anyagok részarányától. Ammónium-nitrogén tartalmuk jellemzően 500-1200 mg/l-es tartományban változik, döntően a feldolgozott iszap koncentrációjának, illetőleg a bérfeldolgozott egyéb iszap fehérjetartalmának függvényében.

A biometanizációra szánt iszapok rothasztás előtti elősűrítésének mértéke a rothasztóból távozó iszapvíz minőségén túl annak mennyiségét is meghatározza, hiszen a rothasztás során gyakorlatilag nem kell számolni jelentős folyadékvesztéssel.

Német felmérések alapján (*UTB, 2009*) így a szennyvíztisztító telepek terheléséből a rothasztóból visszaforgatott iszapvízben a 2. ábraán látható, „belső” nitrogénterhelések adódnak. Eszerint például egy 200 000 LE terhelésű telepen átlagosan 250 kg/d körüli  $\text{NH}_4\text{-N}$  belső terhelésre kell számítani az iszapvíz vonalon.



**2. ábra:** Az iszapvízben jelentkező  $\text{NH}_4\text{-N}$  terhelés a telepméret függvényében

Amennyiben egy telepen nem működik anaerob iszaprothasztás, az iszapok víztelenítésénél hasonló mennyiségű iszapvízzel számolhatunk, ammónium tartalma azonban jóval elmarad az előbb megadott értékektől.

## 1.2 ISZAPVÍZ KEZELÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI

Tapasztalatok alapján az anaerob rothasztók iszapvize esetén a hagyományos nitrifikációs/denitrifikációs út mellett az energiatakarékos, nitriten keresztül vezető heterotróf, vagy autotróf nitrogéneltávolítás is realitás (*Young-Ho Ahn, 2006*).

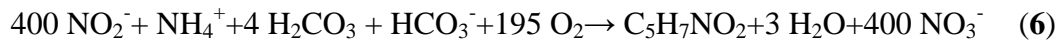
A szennyvíz foszfor tartalmának eltávolítását leggyakrabban az eleveniszapos medencékben biztosítják. Ennek lehetősége a biológiai többletfoszfor eltávolítás mellett a hagyományos fémsóval történő foszfor kicsapás. Emellett külföldi tapasztalatok alapján az iszapvizek esetén a struvitos ( $\text{MgNH}_4(\text{PO}_4)$ ) foszfát-kicsapás is megvalósítható.

### 1.2.1 A NITROGÉN ELTÁVOLÍTÁSA AZ ISZAPVÍZBŐL

A biológiai nitrogéneltválítás klasszikustól eltérő megoldását a 90-es években ismerték fel először. A felismerés abból született, hogy a kutatók a delfti gyógyszergyár fluid ágyas háromfázisú szennyvíztisztítójában (Mulder *et al.*, 1995), valamint a laboratóriumi kísérleti szennyvíztisztító berendezésükben is a klasszikus, ammóniumból nitráttá történő két lépéses autotróf oxidáció (5. Egyenlet) és a nitráttól történő heterotróf redukció esetén (6. Egyenlet) várható sztöchiometrikustól eltérő nitrogén és KOI fogyásokat mértek (van de Graaf *et al.*, 1996). A klasszikus nitrogéneltválítás első lépése, az ammónium nitritig történő oxidációja esetén az 5. Egyenlet szerinti sztöchiometriával számolhatunk (Sorensen *et al.*, 1993).

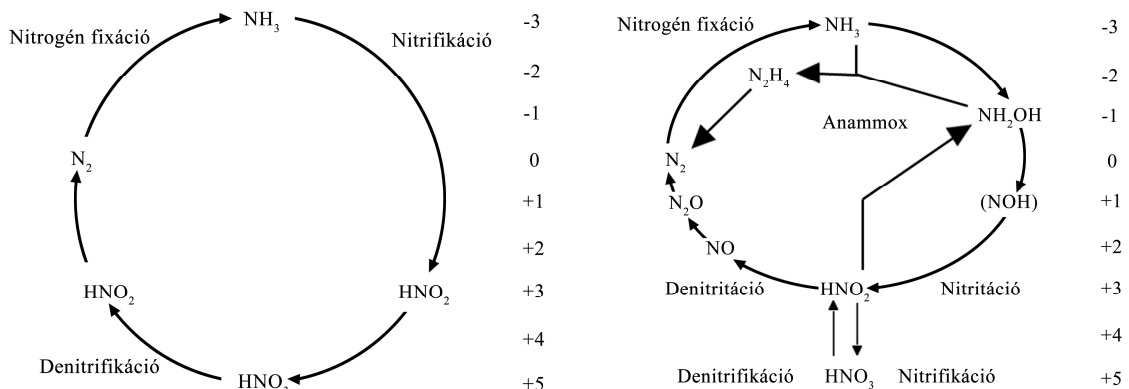


A nitrit nitráttá oxidációjakor a lejátszódó reakció (6. Egyenlet) (Sorensen *et al.*, 1993).



A nitrogéneltválítás újszerű lehetőségei és a klasszikus eljárás közötti különbségek a 3. a-b ábra alapján könnyen megérthetőek. Eszerint a nitrifikáció második lépésének (nitrit oxidáció) megakadályozásával, valamint a nitráttól történő redukció elérésével mind oxigén, mind pedig szerves anyag takarítható meg (5. Táblázat).

Ezt a reakcióutat valósította meg a SHARON (lásd később) eljárás, melyben a nitritig történő oxidációt követően külső szénforrás biztosítja a heterotróf nitrát redukció szerves tápanyag ellátását (van Kempen *et al.*, 2001). A 3. a-b ábraán jól látszik, hogy elvileg lehetőség van az ammónium és a nitrit Broda által (Broda, 1977) már csaknem két évtizeddel korábban megjósolt összekapcsolására is (ANAMMOX, lásd később). Az utóbbi eljárásban az ammónium felét oxidálják nitritig, majd azt a maradék ammóniummal redukálják nitrogénné. Az utóbbi, autotróf folyamatban minimális iszapszaporulattal, szerves szubsztrát felhasználása nélkül valósítható meg az ammónium eltávolítása a vízből (Jetten *et al.*, 2001).



3. a-b ábra: A klasszikus és a nitriten keresztül történő nitrogén eltávolítás reakcióútjai

<sup>1</sup> C<sub>5</sub>H<sub>7</sub>NO<sub>2</sub>: a nitrifikáló biomassza jelölésére alkalmazott formula.

**5. Táblázat:** KOI és oxigén igényben elérhető megtakarítások a nitrítren keresztül történő nitrogéneltávolítási folyamatokban

N eltávolítási folyamat	Nitrif. oxigén igény kg O <sub>2</sub> /kg NH <sub>4</sub> -N	Denitrif. KOI igény kg KOI/kg NO <sub>x</sub> -N	Denitrif. BOI <sub>5</sub> igény kg BOI <sub>5</sub> /kg NO <sub>x</sub> -N
NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -on keresztül	4,3	~4-6	~2,5-3,5
NO <sub>2</sub> <sup>-</sup> -on keresztül	3,2(a) v. 1,6(b)	~2-4(a) v. -(b)	~1,2-2,5(a) v. -(b)
Megtakarítás	25%(a) v. 62,5%(b)	40%(a) v. 100%(b)	40%(a) v. 100%(b)

(a) autotróf/heterotróf nitrít út (SHARON),

(b) teljesen autotróf nitrít út (SHARON-ANAMMOX, DEMON)

Napjainkra számos eljárás került kifejlesztésre, melyek közül a nagyüzemi referenciával is rendelkezők a 6. Táblázatban kerültek összefoglalásra. Általános tapasztalat, hogy ezek a technológiák szigorú szabályozás igény mellett működtethetők, valamint elfolyó vizük minden esetben tartalmaz el nem oxidált ammóniumot és különböző oxidált nitrogén formákat. Az elfolyó vizek így minden esetben mintegy 100-150 mg/l TN koncentrációval hagyják el a reaktorokat, azonban a legtöbb esetben ez még így is 80-90 % feletti nitrogén-eltávolítást biztosít a kezelt folyadékból.

**6. Táblázat:** Nagyüzemi referenciával rendelkező, iszapvízre alkalmazott nitrogénmentesítési technológiák (Thury és Kárpáti, 2009)

		Alkalmazás	Kapacitás, kgN/d		Beüzemelés éve/hossza év
			Tervezett	Elért	
<b>Rotterdam</b>	SHARON		n.a.	850	1999/n.a.
<b>Zwolle</b>			n.a.	410	2003/n.a.
<b>Beverwijk</b>		Települési	n.a.	1200	2003/n.a.
<b>Garmerwolde</b>			n.a.	2500	2005/n.a.
<b>Hága</b>			n.a.	1200	2005/n.a.
<b>Waterboard Hollandse Delta (két lépcsős)</b>	SHARON-ANAMMOX	Települési	490	750	n.a./3,5
<b>IndustrieWater Lictenvoorde (két lépcsős)</b>		Bőripar	325	150*	n.a./1
<b>Waterstromen, Olburgen (egy lépcsős)</b>		Burgonya feldolgozás	1200	700*	n.a./0,5
<b>Semiconductor Plant, Mie prefecture (két lépcsős)</b>		Félvezető gyártás	220	220	n.a./0,15
<b>Berni szennyvíztisztító</b>	DEMON		725	n.a.	n.a./n.a.
<b>Strassi szennyvíztisztító</b>			300	n.a.	2004./n.a.
<b>Glarnerlandi szennyvíztisztító</b>			200	n.a.	n.a./n.a.
<b>Plettenbergi szennyvíztisztító</b>		Települési	n.a.	n.a.	n.a./n.a.
<b>Heidelbergi szennyvíztisztító</b>			n.a.	n.a.	n.a./n.a.
<b>Thuni szennyvíztisztító</b>			n.a.	n.a.	n.a./n.a.

\* több nitrogén nem volt elérhető

A SHARON (Single reactor system for High Ammonia Removal Over Nitrite) eljárást Hollandiában a Delfti Műszaki Egyetemen fejlesztették ki (Hellings *et al.*, 1998). A rendszer egy folyamatosan kevert, szakaszosan levegőztetett reaktor, amely biomassza visszatartás nélkül, valamivel 7 feletti pH-n üzemel. A folyamat első lépésben az autotróf mikroorganizmusok az ammóniumot csak nitritig oxidálják (nitritáció). A nitrit redukcióját egy következő lépésben (SBR), heterotróf mikroorganizmusok végzik metanol felhasználásával. A reaktor működtetése során az oxidációs/redukációs folyamatokat a hőmérséklet, pH, HRT, szubsztrát koncentráció, DO és a ciklusok pontos szabályozásával irányítják. A gyakorlati tapasztalatok alapján a nitrogén redukcióhoz 3,3 g KOI/g N szerves anyag szükséges, amely bizonyítja, hogy redukció nitriten keresztül játszódik le (van Dongen *et al.*, 2001).

Mulder és társai 1995-ben (Mulder *et al.*, 1995) egy anaerob rothasztó elfolyó vizét kezelték laboratóriumi méretű fluid rendszerű biofilmes denitrifikáló egységben. Az ekkor felfedezett folyamatot, majd később eljárást ANAMMOX-nak (Anaerobic Ammonium Oxidation) nevezték el, mely az ammóniumnak a preferáltan nitrittel történő oxidációját jelenti (Jetten *et al.*, 1999). A folyamatok teljes nitrogénmérlegének pontosításakor az  $1:1,31 \pm 0,06 \text{ NH}_4^+/\text{NO}_2^-$  tápanyagarányt találták optimálisnak (van de Graaf *et al.*, 1996).

Az ammónium anaerob oxidálására képes mikroorganizmusok közül napjainkig már több mikroorganizmus csoportot is azonosítottak. Kezdetben a Planctomycete törzsbe tartozó „*Brocadia anammoxidans*” (Strous *et al.*, 1999) és a „*Kuenenia stuttgartiensis*” (Schmid *et al.*, 2000) volt ismeretes, majd a kutatások előrehaladtával angliai hulladéklerakói csurgalékvizeket tisztító nitrifikáló forgó tárcsás reaktorból (RBC) a „*Scalindua brodae*” és „*Scalindua wagneri*”, valamint a Fekete-tengerből a „*Scalindua sorokinii*” fajokat azonosították (Schmid *et al.*, 2003). A mikroorganizmusok közös jellemzője, hogy szaporodási sebességük is igen lassú (duplázódási idő 11 nap), és fajlagos iszaphozamuk (0,11 gVSS/g  $\text{NH}_4\text{-N}$ ) is kicsi (Abman *et al.*, 2006).

Az ANAMMOX-ban a denitrifikációhoz nincs szükség KOI jelenlétére, továbbá a megelőző nitritáció során az ammóniumnak csak mintegy felét kell nitritig oxidálni. Így a hagyományos, nitráton keresztül történő nitrifikációhoz képest a nitritációnak kisebb az oxigénigénye (megtakarítás ~25%), amit az ammónium csupán fele mennyiségének az oxidációs igénye még tovább csökkent.

Jetten és munkatársai (Jetten *et al.*, 1997) laboratóriumi méretű berendezésben, az előzőekben részletezett SHARON és ANAMMOX technológia összekapcsolásával is sikeresen tisztították az anaerob iszaprothasztás elfolyó vizét. Stabilizálva a rendszer működését hamarosan az ipari méretű megvalósítás is megtörtént (van Dongen *et al.*, 2001). A kombinált eljárás két szeparált reaktorban valósítható meg. Az elsőben (SHARON reaktor) a szennyvíz ammóniumtartalmának felét nitritig oxidálják. A SHARON reaktor elfolyó vize (~1:1 ammónium/nitrit elegy) ideális az ANAMMOX átalakításhoz. Az iszaprothasztás vizének puffer-kapacitása miatt a fent említett ~1:1 (ammónium:nitrit) arány „SHARON” reaktorban pH szabályozás nélkül is elérhető. Az ANAMMOX reaktorban (anaerob környezetben) második lépésként a mikroorganizmusok az ammóniumot és a nitritet  $\text{N}_2$  gázzá és csekély mennyiségű nitráttá alakítják (van Loosdrecht *et al.*, 1998).

A DEMON eljárás kifejlesztésekor a zürichi EAWAG kutatócsoportjának a forgó tárcsás kísérleti kontaktoraiból (RBC) átoltott iszapot (biofilm) két éven keresztül laboratóriumi méretben, modellszennyvizek felhasználásával szaporították – eleveniszapos technikával – az innsbrucki egyetem szakemberei. Onnan továbboltva egy 0,3 m<sup>3</sup>-es keverőreaktorba, már a szomszédos Straass-i szennyvíztisztító telep iszapjával folytatták tovább a tenyészet szaporítását. A felszaporított iszappal üzemelték be a következő, 2,4 m<sup>3</sup>-es térfogatú reaktort, majd annak a felszaporított iszapjával oltották be a jelenleg is működő 500 m<sup>3</sup>-es üzemi SBR egységet (Wett és Dengg, 2006).

Az újszerű nitrogéneltávolítási eljárások közül egyetlen eleveniszapos kialakítású szakaszos betáplálású DEMON technológiában az idő, pH, DO, ORP paraméterek szigorú szabályozásával biztosítják a maximális nitrogén konverziót (Bowden et. al., 2007).

Érdekes technológiai megoldás, hogy az ammonifikációt biztosító vörös színű granulált iszapot az eleveniszap pelyhektől egy speciálisan erre a célra kifejlesztett hirdociklonnal szeparálják és koncentrálnak a reaktorban (UTB, 2009) (4. a-b ábra).



**4. a-b ábra:** A hidrociklonnal visszanyert DEMON iszap (UTB, 2009)

A DEMON gyakorlati tapasztalatai alapján a folyamatokat megvalósító mikroorganizmusok esetén a nitrit letális toxikus hatása attól is erősen függ, hogy mennyi ideig vannak a mikroorganizmusok a nagyobb nitrit-koncentrációnak kitéve. A metanol és számos kénvegyület toxikus a folyamatot biztosító mikroorganizmusokra. Az oxigén ezzel szemben csak reverzibilis toxicitást eredményez anaerob tevékenységükben (Wett et. al., 2007).

A fent bemutatott eljárások mellett laboratóriumi és félüzemi méretben tesztelt deammonifikációs megoldások is léteznek, melyek közül néhányat SBR, vagy fluid rendszerben (Kuai és Verstraete, 1998), másokat pedig eleveniszapos (Khin és Annachhatre, 2004), vagy éppen RBC (Pynaert et. al., 2002), MBR (Wyffels et. al., 2004) kialakítás mellett valósíthatók meg.

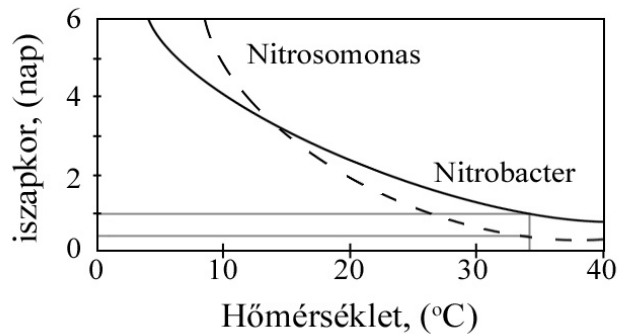
A nagyüzemi méretekben megvalósított rendszerekben (SHARON, ANAMMOX, DEMON) az elérhető nitrogéneltávolítási teljesítményt 0,6-9 kg N/m<sup>3</sup>\*d értékek között mérték (Wett és Dengg, 2006; van Kempen et. al., 2001; Abman et. al., 2006), mely mintegy 5-75 szerese az eleveniszapos települési szennyvíztisztítás főágán jellemző (II. számú melléklet) teljesítménynek.

Tapasztalataik alapján az ammónium oxidációjának nitritnél történő megállítására 3 lehetőség adódik (*van Kempen et. al., 2001*).

- Hidraulikai tartózkodási idő szabályozása.
- pH szabályozása.
- Az oldott oxigén koncentráció szabályozása.

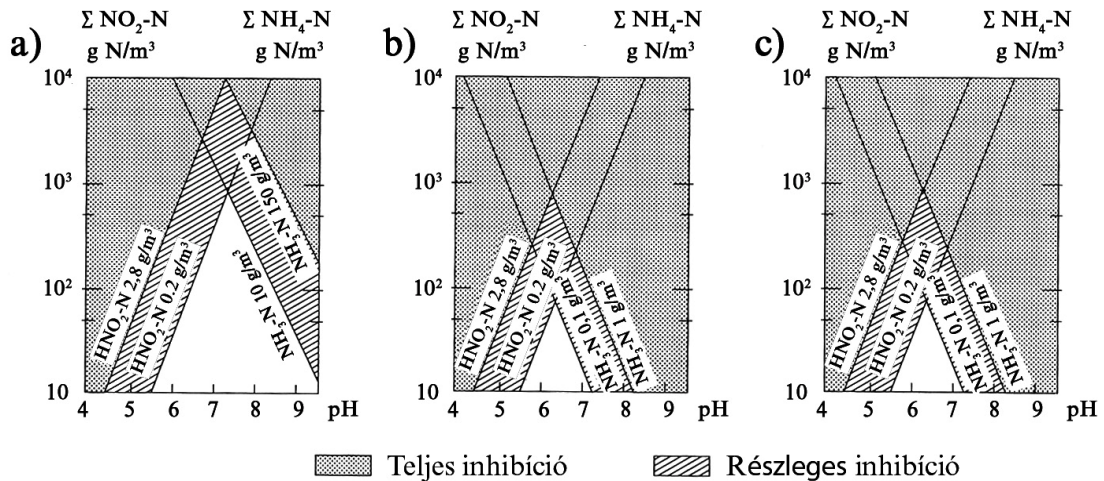
A SHARON eljárás első, ammónium oxidációs lépése esetén azt figyelték meg, hogy a nitritig történő oxidáció főképp a hidraulikai tartózkodási idő, valamint a pH megfelelő szabályozásával biztosítható (*Hellinga et. al., 1998*).

Az 1999-től ipari méretben megépített (*van Kempen et. al., 2001*) SHARON első lépésében a hidraulikai tartózkodási idő szabályozásával, az iszapkort (0,5-1 d) is befolyásolják (iszapvisszatartás nincs). Az iszapvíz hőmérséklete –tehát a szennyvíztisztítás körülményei – miatt a nitrifikáció első lépését megvalósító Nitrosomonas fajok a Nitrobakterekkel szemben szaporodási előnybe kerülnek (5. ábra). Ennek eredményeként a Nitrobakterek kimosódnak a rendszerből, így az oxidáció nitritnél megállítható (*Hellinga et. al., 1998*).



**5. ábra:** Nitrosomonas és a Nitrobakter fajok szaporodási sebességének különbsége (*Hellinga et.al., 1998*)

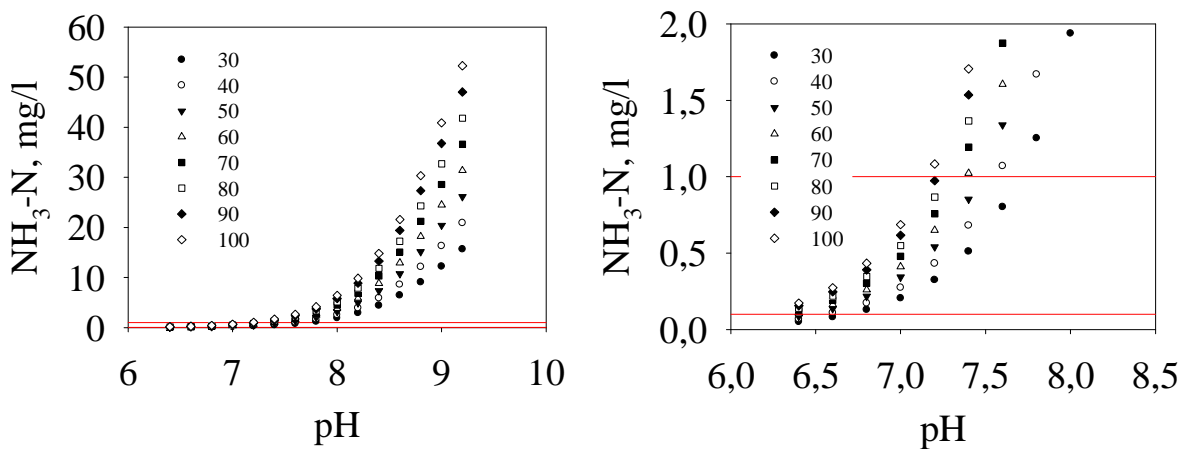
A pH szabályozása is lehetőséget nyújt az újszerű nitrogéneltávolítási eljárások oxidációs folyamatainak irányítására (*Jetten et. al., 2002*). A pH tekintetében fontos tudni, hogy a folyamatok részleges inhibíciója nem jelenti feltétlenül az adott részlépés teljes leállítását. Esetenként csak a folyamatok lelassulásához vezet, amelyet a tisztítók tervezésénél mindenképpen szükséges figyelembe venni. A 6. ábra látszik, hogy az ammónium oxidáció szempontjából milyen pH tartományok figyelembevétele indokolt.



**6. ábra:** A szabad ammónia és salétromossav gátló hatása a Nitrosomonasra (a) a Nitrobacterre (b) és a nitrifikációra (c) a pH függvényében (Henze *et. al.*, 1996)

- a) – Nitrosomonas inhibíciója – az  $\text{NH}_3$  esetén a 0% toxicitást  $10 \text{ gN/m}^3$ , a 100%-os toxicitást  $150 \text{ gN/m}^3$ , a  $\text{HNO}_2$  esetén 0%-ot a  $0,2 \text{ gN/m}^3$ , 100%-ot a  $2,8 \text{ gN/m}^3$  jelenti,
- b) – Nitrobacter inhibíciója – az  $\text{NH}_3$  esetén a 0% toxicitást  $0,1 \text{ gN/m}^3$  a 100%-os toxicitást  $1 \text{ gN/m}^3$ , a  $\text{HNO}_2$  esetén 0%-ot a  $0,2 \text{ gN/m}^3$ , 100%-ot a  $2,8 \text{ gN/m}^3$  jelenti.

A 6. ábra adatait, valamint az ammónium és a szabad ammónia hőmérséklet és pH függő megoszlását felhasználva készítettem a 7. a-b ábraát szűkítve a tartományt a nitrit oxidáló mikroorganizmusok (NOB) inhibíciós tartományára (0,1-1 mg  $\text{NH}_3\text{-N/l}$ ). A 7. a-b ábraán különböző ammónium koncentrációk (30-100 mg/l) mellett,  $27,8^\circ\text{C}$ -ra számítva mutatom be a szabad ammónia koncentrációját. Eszerint az ammónium oxidációjának nitritnél történő megállításához a rendszer pH-ját minimálisan 6,4-6,5 felett célszerű tartani, és a szabad ammónia koncentrációja már 7,2-7,5 körül eléri a NOB-ra 100%-osan toxikus értéket.



**7. a-b ábra:** A szabad ammónia koncentrációja a pH függvényében,  $27,8^\circ\text{C}$ -on különböző ammónium koncentrációk esetén

Ezzel az elméleti megfontolással csaknem azonos a számos nagyipari referenciával rendelkező DEMON rendszerben alkalmazott szigorú pH szabályozási gyakorlat is (Wett *et. al.*, 2007). A tapasztalatok alapján az ammónium megfelelő eltávolításához a pH-t a 7-7,1 terjedő tartományban kell tartani, az oldott oxigén koncentrációját pedig a levegőbevitel időszakában 0,2 mg/l alatt (Wett *et. al.*, 2007).

Laboratóriumi vizsgálatok alapján ugyanakkor ANAMMOX mikroorganizmusok a fent bemutatott szűk pH tartománynál szélesebben, 6,5-8,3 között is működőképesek (Egli *et. al.*, 2001).

A szakaszos, vagy szabályozott tápanyag betáplálással, ellátással üzemelő DEMON technológiában a pH alapján szabályozzák az egyes, rövid levegőztetési intervallumok időtartamát. A levegőztetés alatt a nitritáció dominál, amely addig tart, amíg a pH egy alsó küszöbértéket el nem ér. A tipikusan igen pontosan beállított, 0,01 pH értékű sáv szélességben a felső küszöbértékig az alkalinitást újból visszanyerik friss iszapvíz bevezetésével és az anaerob ammónium-oxidációval (Wett *et. al.*, 2007).

Az újszerű nitrogén eltávolítási eljárásokban az oldott oxigén koncentráció szabályozásával is megakadályozható a nitrit további oxidációja (van Kempen *et. al.*, 2001), mivel az ammónia-oxidálók gyorsabban hasznosítják az oxigént, mint a nitrit oxidálók (Picioreanu *et. al.*, 1997), így kis DO koncentrációnál a nitrit oxidációja visszaszorul.

A DEMON eljárásban az oldott oxigén koncentráció szabályozása az egyes levegőztetési intervallumokon belül nagyon kicsi, mintegy 0,3 mg/l-es maximum értékkel az aerob és az anaerob ammónium oxidáció részfolyamatai közötti egyensúlyt szabályozza (Wett *et. al.*, 2007). Az ANAMMOX átalakításhoz, az ammónium és a nitrit hatékony összekapcsolásához (az ammónium oxidációjához) az oldott oxigén koncentrációját pedig 0,06 mg/l érték alatt kell tartani (Jetten *et. al.*, 2001). Ezt a nem levegőztetett időszakok, valamint a kisebb granulátumokba sűrűsödő iszap belső tereinek oxigénhiánya biztosítja.

Hazánkban az iszapvíz szeparált kezelését biztosító nagyipari technológia jelenleg még nem került kiépítésre, azonban ígéretes kísérletek voltak mozgóágyas biofilmes rendszerben történő ilyen nitrogéneltávolításra (Kárpáti és tsai, 2008). Az eljárásban minimális szabályozási igény mellett volt elérhető a 0,6 kg NH<sub>4</sub>-N/m<sup>3</sup>\*d nitrogéneltávolítási teljesítmény.

A napjainkig összegyűlt tapasztalatok alapján kijelenthető, hogy a nitriten keresztül lejátszódó autotróf nitrogéneltávolítás folyamata teljes üzemi méretben nagy ammónium tartalmú (>300 mg/l), alacsony KOI/NH<sub>4</sub>-N arányú (<2) 30°C-nál melegebb szennyvízáramok esetén valósítható meg. Az eddigi referenciák alapján ezen szennyvízáramok lehetnek:

- Anaerob iszap rothasztás iszapvizei (Wett et. al., 2007) (van Loosdrecht et.al., 1998),
- Hulladéklerakói csurgalékvizek (Obuli és Kurian, 2007),
- Bőripari szennyvíz (Abman et.al., 2007),
- Burgonya feldolgozás szennyvize (Abman et.al., 2007),
- Félvezető gyártás szennyvize (Abman et.al., 2007),
- Söripari szennyvíz (Okamoto et. al., 2009),
- Sertés hígrágya rothasztás szennyvize (Choi, 2007).

Folytak azonban a kutatások a kisebb ammónium tartalmú, hidegebb szennyvízáramok autotróf nitrogénmentesítésének lehetősége területén is, amely során Isaka és tsai, 20-22°C-on (Isaka et. al., 2007), Pathak és tsai. (Pathak et. al., 2007) 20°C-on, < 3 mg/l ammónium tartalom mellett valósították meg az anammox nitrogén átalakítás folyamatát. Spanyol kutatók SBR kísérleti reaktorban 18°C-on is még stabilan biztosították az anaerob ammónium oxidációnak megfelelő körülményeket (Dostaa et. al., 2008).

A jelenleg rendelkezésre álló információk alapján kár lenne azt, hinni hogy az anammox folyamat közvetlenül megvalósítható a szennyvíztisztítás főágán. Ennek lehetőségét a hazai kontinentális klíma, valamint a települési szennyvíz nagy KOI/NH<sub>4</sub>-N aránya behatárolni látszik. Érdekes kutatási irányt vehet fel azonban, a KOI/NH<sub>4</sub>-N arányt csökkentő biológiai előkezelések hatásának vizsgálata az azt követő technológiai lépésben kialakuló mikroorganizmusok közösségére. Véleményem szerint a hazai és nemzetközi kutatások egyik fő iránya az anammox, anammox jellegű folyamat főágon történő megvalósíthatósági feltételeinek kutatása lesz. Igaz azonban, hogy az ilyen irányú kutatások sikere ma még igen távolinak látszik, sőt egyes vélemények szerint a folyamat meg sem valósítható. Érdekes viszont tudomásul venni, hogy mintegy 15-20 évvel ezelőtt ezt a folyamatot még csak nem is ismerték, holott mára már tudjuk, hogy a földi légkör nitrogén tartalmának mintegy harmada-fele ennek a folyamatnak az eredményeként képződött (Hong et. al., 2009).

Sem a hazai, sem pedig a külföldi publikációk véleményem szerint nem hangsúlyozzák kellőképpen az anammox átalakítás során a tisztított szennyvízáramban maradó TN tartalom fontosságát. Igaz, ez egy olyan technológia esetén, amelynek célja a belső terhelés csökkentése, nincs is akkora jelentősége. Ugyanez igaz például akkor is, ha a tisztított szennyvíz befogadója a közcsontra. Abban az esetben, ha a tisztított vizet felszíni befogadóba kell bevezetni, a nitrogén oxidációs/redukciós folyamat során maradó ammónium és a keletkező nitrát (befolyó TN ~10%-a) akár határérték túllépést is okozhat. Egy 800 mg/l befolyó TN koncentráció esetén így legalább 80 mg NO<sub>3</sub>-N/l értékkel számolhatunk, amely mellett a gyakorlati tapasztalatok alapján hasonló mennyiségű ammónium is megjelenik. Az átalakítási folyamatok ezen jellegzetessége miatt nagy TN koncentrációjú szennyvizek esetén véleményem szerint a folyamat kizárólag belső terhelés csökkentés, valamint csatornahatárértékig történő tisztítás, vagy felszíni befogadó esetén előkezelés céljából alkalmazható.

### 1.2.2 A FOSZFOR ELTÁVOLÍTÁSA AZ ISZAPVÍZBŐL

Az anaerob iszaprohasztás során lejátszódó folyamatok eredményeként a nitrogéntartalmú vegyületekhez hasonlóan a foszfortartalmú vegyületek is átalakulnak. Az átalakulás eredményeként a rohasztott iszap víztelenítése során a fölösiszap mikroorganizmusainak sejtjeiben betárolt polifoszfát oldott formába jut, jellemzően ortofoszfát formájában az iszapvízbe kerül.

A mellékkörön visszaérkező foszforterhelés mértéke azonban nagyban függ a főágon zajló foszforeltávolítási folyamatoktól. Az anaerob térrel nem rendelkező szennyvíztisztító telepek esetén foszfor felvételre a mikroorganizmusokba átlagosan csak száraz tömegük 1,5 %-ának megfelelő mennyiségben kerül sor. Az anaerob térrel is rendelkező telepek esetén ezzel szemben a biológiai többletfoszfor eltávolítására alkalmas heterotróf mikroorganizmusok elszaporodásának eredményeként, az iszap P tartalma akár 2,5-3 %-ra is növelhető (*Schön és Jardin, 2001, Doyle és Parsons, 2002*).

Azokon a telepeken ahol a biológiai foszfor, vagy biológiai többletfoszfor eltávolításon túl is igény a foszfor koncentrációjának a további csökkentése, vegyszeres kicsapatást alkalmaznak. A települési szennyvíztisztításban vegyszeres P eltávolításra, függetlenül az adagolás helyétől (elő-, szimultán-, utó kicsapás) valamilyen fémsót, vagy azok kombinációját alkalmazzák. A hazai telepeken az üzemeltetési körülményektől függően az ATV-DVWK-A 131E tervezési irányelvben javasolt 1,5 mmól  $Me^{3+}$ /mmól P értéktől felfelé és lefelé is eltérnek, biztosítva azzal az adott helyen érvényben lévő határértékeknek megfelelő elfolyó vízminőséget.

A foszfor kémiai kicsapatása után az iszapban a foszfor kötött formában marad az iszaprohasztás során is szemben a már említett sejtokban felhalmozott polifoszfáttal. Míg az előző iszaptípusnál az iszapvíz foszfor koncentrációja 10 mg/l alatt marad, az utóbbinál 94-280 mg/l nagyságúra is nőhet (*Jaffer et al., 2002*). Jaffer és társai (2002) ellenőrző vizsgálatai szerint a szennyvíztelepek összes foszfor terhelésének 26 %-a az iszapvízzel a rendszer elejére került vissza. A visszaforgatott foszfor mennyiségét más vizsgálatok 20-50%-nak találták (*Jaffer et al., 2002*).

Tudjuk, hogy a szekunder iszap anaerob hidrolízisekor annak foszfor és magnézium tartalma a szerves anyag metanizációjának mértékében visszaoldódik, s ugyanilyen mértékben a nyersiszap nitrogéntartalma is ammóniumként visszakerül a folyadékfázisba. Ennek megfelelően, mind a rohasztóban, mind pedig azt követően lehetőség van a struvit kristályosodására, kiválására (*7. Egyenlet*). Ez a struvit kiválás a szennyvíztisztítóknál spontán is megtörténik, ami gyakran okoz eltömődést, üzemeltetési nehézségeket (*de-Bashan et. al., 2004*).



A képződő kristályban a Mg:NH<sub>4</sub>:PO<sub>4</sub> (MAP) arány láthatóan 1:1:1. Ebből fakadóan a kezelendő szennyvízből/iszapvízből csak annyi foszfor, vagy ammónium távolítható el, amelyhez sztöchiometrikus mennyiségben rendelkezésre áll a másik két kristályalkotó ion is. Ezen kívül 7,5 feletti pH-t és kis lebegő anyag tartalmat is biztosítani kell a megfelelő hatásfokhoz (*de-Bashan et. al., 2004*).

A struvit felhasználásának tekintetében a növények tápanyagpótlására vonatkozóan kísérleteket is végeztek. Kiderült, hogy az trágyaként alkalmazható. Legfőbb előnye a lassú kioldódás, ami miatt túlzott adagolása sem jelentene akkora problémát, mint más műtrágyák esetében (*Diwani et. al., 2007*).

A tapasztalatok alapján a Ca-ionok foszfáttal hidroxapatitot, dikalcium-foszfátot és oktakalcium-foszfátot képeznek (még hozzá termodinamikai szempontból a struvitképződésnél előnyösebb folyamat során), ezért a megfelelő hatásfokú struvit képződéshez minimális kalciumkoncentráció szükséges a szennyvízben. Mivel az apatit (kalcium-foszfát) kiválásához kedvező pH értéke 9,5 vagy e feletti, ajánlatos ennél alacsonyabb értéket tartani a kiválás megakadályozására (*Pásztor és tsai., 2004*).

Külső magnézium adagolásával működő rendszerek esetén a magnézium egy része magnézium-hidroxid formájában kicsapódva nem fog hasznosulni a struvit-csapadék képzésénél. A magnézium a foszfáttal is alkothat olyan különböző csapadékokat, melyekben nincs ammónium ( $Mg_3(PO_4)_2 \cdot 8H_2O$ ,  $MgHPO_4 \cdot 3H_2O$ ), vagy ammóniumot tartalmaz, azonban összegképlete a struvitétől mégis eltér ( $Mg_3(NH_4)_2H_4(PO_4)_4 \cdot 8H_2O$ ,  $Mg(NH_4)_2H_2(PO_4)_2 \cdot 4H_2O$ ) (*Kim et. al., 2009*).

Egyes kutatások szerint a struvit képződéséhez elengedhetetlen a 0,6 feletti Mg/Ca mólarány (*Mustovo et. al., 2000*).

A struvit oldhatóságának hőmérséklet függése tekintetében a nemzetközi szakirodalomban számos egymásnak ellentmondó publikációt találhatunk (*Battistoni et. al., 2000*). Egyes publikációk szerint a struvit oldhatóságának maximuma 35°C (*Bhuiyan et. al., 2007*), míg mások 10-50°C-ig az oldhatóság növekedéséről számolnak be (*Sibel, 2008*). Siebel szerint 50°C-65°C-ig az oldhatóság csökken, majd 65°C felett a struvit kémiai szerkezete átalakul. Megint mások a struvit kémiai átalakulást már 40°C-on valószínűsítik (*Frost et. al., 2004*).

A foszfor, vagy ammónium struvitként történő eltávolítását a gyakorlatban legtöbb esetben a jelenlévő magnézium koncentráció limitálja. Ennek oka, hogy a biológiai többletfoszfor eltávolítással üzemelő szennyvíztisztító telepeken a sejtek által betárolt polifoszfátban mintegy 0,3 mól Mg/mól P található. Igaz, hogy ennek közel teljes mennyisége visszaoldódik az iszap anaerob rothasztásakor, azonban így minden mól foszfor struvitként való kicsapathoz körülbelül 0,7-0,75 mól további magnézium hozzáadása szükséges. A szennyvízben lévő magnézium tartalmat az adott terület ivóvizének keménysége is jelentősen befolyásolhatja (*Pásztor és tsai., 2004*).

Külső magnézium forrásként alkalmazható vegyületek összehasonlítása esetén megállapították, hogy azok minősége nagyban befolyásolta a kicsapathatóságát. Magnézium-oxid esetén 60-70 %-os volt az ammónia-eltávolítás, ezzel szemben magnézium-klorid használatával egészen 95 %-ig emelkedett (*Celen et. al., 2001*).

Japánban anaerob rothasztó csurgalékvizéből  $Mg(OH)_2$  adagolással kristályosítottak struvitot, miközben NaOH-dal, 8,2-8,8 között tartották a pH-t. A kristályok növekedésére 10 napos tartózkodási időt biztosítottak, majd műtrágyaként értékesítették a terméket (*de-Bashan et. al., 2004*).

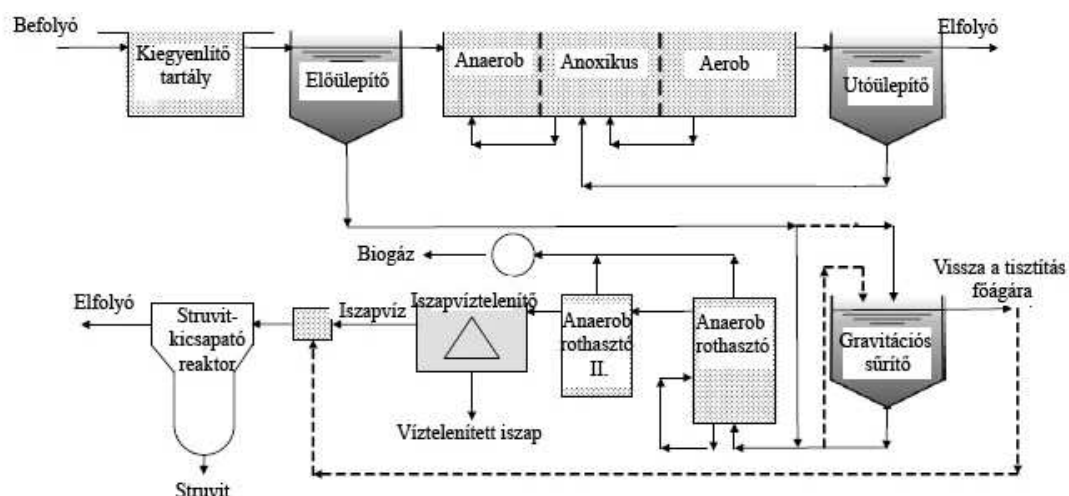
Egy másik tanulmány arról számolt be, hogy a pH-t 8,1-ről 9,1-re emelve 65-ről 80 %-ra nőtt a foszforeltávolítás hatékonysága (Quintana et. al., 2008). Egy koreai kutatócsoport (Ryu et. al., 2008) magnézium klorid adagolása mellett ipari szennyvízben vizsgálta az ammónium és a foszfor eltávolítás egyidejű lehetőségét. Megállapították, hogy az ammónium-eltávolításához optimális a 9,2-es pH volt, míg a foszfor eltávolításához ennél némileg magasabb pH szükséges.

Az ammónium és a foszfor struvitként történő egyidejű eltávolítása esetén megállapították, hogy a 9-10 közötti pH tartományban mintegy 10 perc alatt lezajlik a kristályok kiválása. További 3 óra biztosítása még ajánlott a megfelelő kristálynövekedéshez (Diwani et. al., 2007).

Egy másik tanulmány (Türker et. al., 2007) eredményei szerint - amely anaerob rothasztó csurgalékvizéből történő ammónium visszanyerésének a lehetőségét vizsgálta - a struvit képződése kevesebb, mint 1 perc alatt lezajló folyamat. Vizsgálataik szerint a kémiai reakció a másodrendű reakcióhoz közeli (Türker et. al., 2007). Ezzel ellenkező eredményre jutott azonban egy másik kutatócsoport, mely vizsgálatai alapján a folyamat elsőrendűnek bizonyult (Quintana et. al., 2008).

A struvit formájában történő ammónium, illetve foszfát-eltávolítás megvalósíthatónak tűnik anaerob rothasztó iszapvizéből olyan telepeken, ahol a szennyvízből történő foszforeltávolítás nem fémsókkal, hanem biológiai többletfoszfor eltávolítással történik (Kárpáti, 2002). Egy kutatás szerint (Pastor et. al., 2008) a sejtekben tárolt polifoszfat hidrolízise már az iszapsűrítőben megkezdődik, így az iszapsűrítés iszapvize is tartalmazhat olyan mennyiségű foszfort, hogy abból érdemes a struvit kicsapatása.

A 8. ábra egy lehetséges reaktorkialakítást mutat a kicsapatás megvalósítására. A külön struvit kicsapatására kialakított reaktorba érkeznek az iszapvizek az iszapvonalról, úgy mint az anaerob rothasztó, a gravitációs iszapsűrítő, illetve az iszapvíztelenítő iszapvize. A reaktorban szükséges a pH korrekció és az esetleges magnézium-adagolás megvalósítása, a megfelelő kristályképződéshez a keverés biztosítása, valamint a keletkezett kristályok folyadék fázistól való elkülönítése és szűrése. A kristályképződés elősegítése történhet visszaforgatott apró struvit kristályok kristálymagként történő adagolásával (Pastor et. al., 2008).



8. ábra: Séma struvit-kicsapatás megvalósítására iszapvízből (Pastor et. al., 2008)

Egy 2002-ben született publikáció alapján a foszfor és az ammónium struvit formájában történő eltávolítását a 7. Táblázat szerint valósították meg (Doyle és Parsons, 2002).

7. Táblázat: Struvitkicsapást megvalósító teljes üzemi méretű tisztítók

Forrás	Eljárás	P eltávolítás
Iszapvíz	Levegőztetés	n.a.
Iszapvíz	Levegőztetés	>70%
Iszapvíz	MgCl <sub>2</sub> /MgOH <sub>2</sub> , 1-2 Mg/P	>90%
Iszapvíz	NaOH/MgCl <sub>2</sub>	>97%

Továbbá kiépítésre kerültek telepek Japánban, Hollandiában, Kanadában, az Egyesült Királyságban és Olaszországban egyaránt (phosphorus, 2009).

Sajnos az anaerob rothasztás iszapvizeiből történő struvit képzés szakirodalma a megvalósult gyakorlati rendszerek leírására, publikálására minimális mértékben terjed ki. A fellelhető források, az ilyen rendszerek helyszínét, esetleg néhány működési paraméterét említik, azonban részletesebb technológiai elemzéssel, értékeléssel irodalmazási munkám során nem találkoztam. Ennek oka vélhetően a technológiai megvalósítás kulcsparamétereinek védelme, vagy a tényleges sikeres nagyipari referenciák viszonylagos hiánya lehet. A rendelkezésre álló szakirodalmi hivatkozásokban az iszapvizek foszfortartalmát jellemzően összes foszfor tartalomban adják meg. Véleményem szerint ez hibás következtetésekre is vezethet, hiszen az iszapvíz igen változó lebegőanyag tartalma a főági foszforeltávolítás megoldásától (biológiai, vegyszeres) függően eltérő mértékben tartalmazhat foszfor komponenseket. A publikációkból nem derül ki, hogy az iszapvizek esetén a gyakorlatban kimért foszfor lebegő, vagy oldott formában van jelen a rendszerben, amelynek véleményem szerint meghatározó jelentősége van a további struvit képzés hatékonysága tekintetében. Nagy lebegőanyag tartalom mellett zömében lebegő formában lévő foszfortartalom esetén egy egyszerű ülepitéssel is jelentős összes foszfortartalom csökkenés mérhető.

### 1.3 AZ ÖSSZEGZŐ VÍZMINŐSÉGI PARAMÉTEREK FRAKCIONÁLÁSA

A szennyvíztisztítás tervezési gyakorlatában alkalmazott analitikai módszerekkel, paraméterekkel a szennyvíz meghatározó, vagy meghatározónak vélt komponensei mennyiségileg, minőségileg is azonosíthatók. A szennyvíztisztítás tervezésekor felmerülő adatigény mellett azonban az üzemeltetés szabályozása során szükséges és használható adatok, valamint a jogszabályokban rögzített, a hatóság felé történő adatszolgáltatást kielégítő vízminőségi paraméterek vizsgálatának az igénye is felmerül.

A gyakorlati szempontból a paraméterek kategorizálásán túl meghatározó, hogy ezek a paraméterek milyen mintavételt követően, mikor, milyen minta-előkészítés után kerülnek meghatározásra. A minta előkészítés részlépéseinek ismerete ezért elengedhetetlen a különböző fizikai, kémiai, valamint biológiai folyamatok hatásának kiértékelésében, az egyes komponensek átalakulásának meghatározásához. Igaz laboratóriumi körülmények között az előbb említett peremfeltételeknek valamivel kisebb jelentőségük van, azonban egyes modellek validálásához, feltételezések bizonyításához a gyakorlati tapasztalatok (üzemi méretű kísérletek) eredményeinek helyes kiértékelése elengedhetetlen.

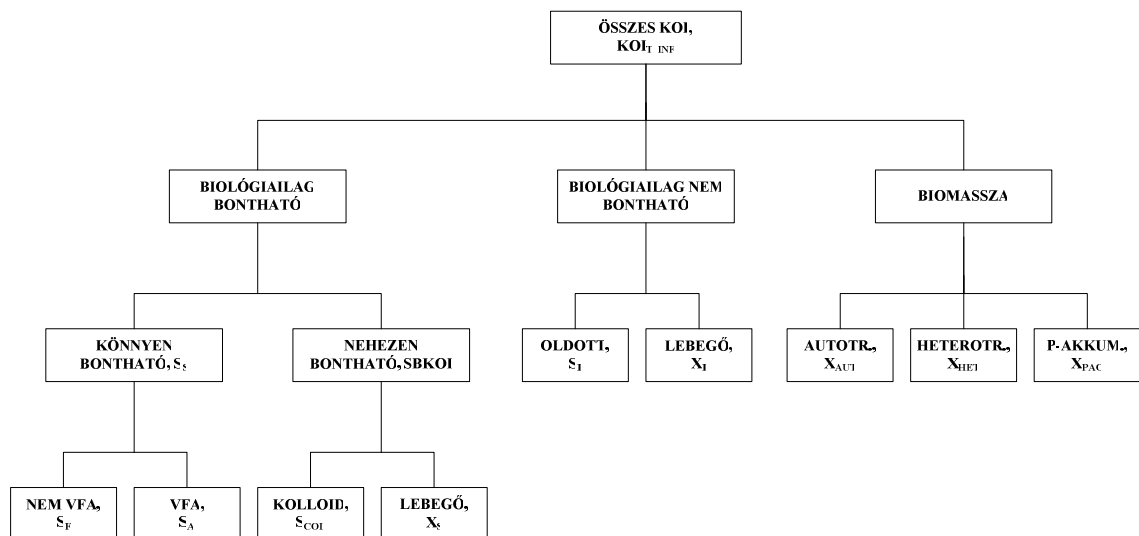
A mai korszerű analitikával gyakorlatilag minden szennyvizet – igény szerinti részletességgel – jellemezni tudunk, bár a hagyományos tervezéshez legtöbb esetben kevesebb ismeret is elegendő. A részletesebb számítógépes technológia-tervezéshez azonban új, korábban ritkán, vagy egyáltalán nem mért komponensek meghatározása is szükséges. Esetenként elengedhetetlenné vált egyes összegző paraméterek különböző megközelítésű dekompozíciója is. Így vált szükségessé a különböző KOI frakciók azonosítása, pontos meghatározása is (Henze et. al., 1997).

A számítógépes szimulációval történő tervezés gyakorlatában (ASM és egyéb modellek felhasználásakor) a KOI frakciók az alapbeállításnál a 9. ábrán látható felosztásnak megfelelően feltételezettek (Pásztor és tsai., 2009). Az összes KOI (9. ábra) felbontható a szennyvíz biológiailag bontható és nem bontható (inert) komponenseire, valamint szennyvízben található biomasszára (autotróf ( $X_{AUT}$ ), heterotróf ( $X_{HET}$ ), foszfor-akkumuláló ( $X_{PAO}$ )).

A biológiailag bontható és inert frakciókat tovább bontva (állapotuk alapján) beszélhetünk oldott ( $S_S$ ,  $S_I$ ) és lebegő ( $X_S$ ,  $X_I$ ) frakciókról is. A biológiailag bontható oldott frakcióban további alcsoportként a fermentálható ( $S_F$ ), és a rövid láncú illékony zsírsavak ( $S_A$ ) különböztethetők meg. Ezek pontos megoszlása a szennyvízben nehezen mérhető, ezért a szimuláció során megfelelő alapbeállítás számolja azokat a könnyen mérhető paraméterekből.

Megjegyzendő, hogy egyes vizsgálati módszerek lehetőséget adnak az oldott, a kolloid, valamint a lebegő KOI frakciók meghatározására is, így jelentősége miatt 9. ábrán ez a komponens is feltüntetésre került (Melcer et. al., 2003).

A pontosabb frakcionálás jelentőségét az adja, hogy a biológiai tisztítás során alkalmazott előülepítés során a kolloid szennyeződések nem távolíthatók el, így a biológiai fokozatban gyakorlatilag mennyiségi változás nélkül továbbjutnak, ahol azonban adszorbeálódnak az eleveniszap részecskéinek a felületére. Ennek megfelelően az előülepítés vegyszeradagolással történő intenzifikálása a lebegőanyag eltávolítás hatékonyságának növelése mellett éppen a kolloid frakció részbeni eltávolításával biztosítható.



9. ábra: KOI frakciók az ASM modellcsaládban

A 9. ábrán bemutatott dekompozíciónak megfelelően az KOI meghatározható a 8. Egyenlet szerint (Henze et. al., 1997).

$$KOI_{T,INF} = S_I + S_S + X_I + X_S + X_B \quad (8)$$

ahol:	$KOI_{T,INF}$	Összes befolyó KOI
	$S_I$	Biológiailag inert oldott frakció
	$S_S$	Könnyen bontható oldott frakció
	$X_S$	Lassan bontható lebegő frakció
	$X_I$	Biológiailag inert lebegő frakció
	$X_B$	Biomassza

A biológiailag bontható frakció felbontható gyorsan-, ( $S_S$ , vagy RBKOI), valamint lassan bontható (SBKOI) komponensekre. A hipotézis szerint gyorsan bontható vegyületek adszorbeálódva a mikroorganizmusok felületén, részben közvetlenül, részben az exoenzimek hatására igen gyorsan tovább aprózódva a sejtmembránon keresztül felvételre kerülnek a sejtbe, ahol további biológiai átalakulások során hasznosulhatnak energia és sejtanyag termelésre. A lassabban bontható lebegő/kolloid szennyezések –lévén összetettebb, nagyobb molekulatömegű anyagok - a gyors adszorpciót követően az extracellulális enzimek hosszabb időigényű lebontásának eredményeként kerülnek csak ugyanilyen hasznosításra a sejtek belsejében.

A két csoport közötti arány kiemelkedő jelentőségű a biológiai folyamatok dinamikáját tekintve, valamint meghatározó a nitrát redukció, valamint biológiai többletfoszfor eltávolítás tervezésénél. Az utóbbi esetében (szoftveres szimulációval történő tervezésnél) az  $S_S$  frakció további alcsoportokra történő lebontása is szükséges lehet, melynek megfelelően a már bemutatott fermentálható ( $S_F$ ), és a rövid láncú illékony zsírsavak ( $S_A$ ) frakciója került bevezetésre (Melcer et. al., 2003).

A biológiailag bonthatatlan frakció esetén is megkülönböztethetünk oldott ( $S_I$ ) és lebegő ( $X_I$ ) komponenseket. A biokinetikai modellek feltételezése szerint a biológiai tisztítás körülményei között ez a két frakció változatlan marad a tisztítás során. Ez azonban a lebegő frakció esetén nem jelenti azt, hogy változatlan formában ki is kerül a tisztított vízzel, hiszen annak döntő része adszorbeálódva az eleveniszapon a fölösisszappal kerül elvételre (Melcer et. al., 2003).

Megemlíthető azonban, hogy a biológiai szennyvíztisztítás során az  $S_I$  változik. A telepre befolyó oldott inert frakcióhoz a biológiai tevékenység eredményeként keletkező inert anyagcseretermékek is, technológiától, szennyvíztől függő változó mennyiségben ugyan, de hozzáadódnak (Orhon et. al., 1994).

Az elmúlt időszak nemzetközi felméréseinek eredményeként a 8. Táblázatban bemutatott nyers szennyvizek esetén mért KOI frakciókkal számolhatunk. Elmondható (8. Táblázat), hogy a nyers szennyvíz meghatározó KOI frakcióját a nehezen bontható szerves vegyületek teszik ki ( $X_S$ ). A gyorsan bontható oldott frakció aránya általában 20 % alatt mérhető.

**8. Táblázat:** Nemzetközi tapasztalatok a különböző KOI frakciók arányára nyers szennyvizek esetén (Pásztor és tsai., 2009).

Ország, régió	$S_I$ , %	$S_S$ , %	$X_I$ , %	$X_S$ , %	$X_{HET}$ , %	$X_S(+X_{HET})^{**}$ , %	VFA, %
Észak Amerika	10,5	14,1	27,9			44,3	0,0
Dél Afrika	5,0	20,0	13,0			62,0	
Svájc	14,0	9,0	9,0	56,0	12,0	68,0	
Dánia	2,0	20,0	18,0	40,0	20,0	60,0	
Svédország	15,0	27,0	17,0	33,0	8,0	41,0	
Dánia	7,6	20,3	13,0	51,5	7,2	58,7	8,1
Dánia	5,0	35,0	10,0	35,0	15,0	50,0	
Észak Amerika	12,0*	15,0	14,5*			59,0	1,4
Hollandia	6,0	26,0	39,0			28,0	
Észak Amerika	5,0	16,0	13,0			66,0	2,4
Franciaország	4,1	3,0	19,0			73,9	
Németország	6,4	18,3	11,3	49,3	14,7	64,0	
Németország	6,1	14,8	13,0	55,4	10,8	66,2	
Olaszország	6,0	15,0	8,0	56,0	15,0	71,0	
Spanyolország	8,5	18,3	24,9	33,3	15,0	48,3	
Dánia	10,0*	15,0*	20,0	40,0*	15,0	55,0*	8,8
Svájc	4,0	10,0	20,0	54,1	11,9	66,0	
<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>

\* A publikáció alapján becsült

\*\* A biomassa KOI-t ( $X_{HET}$ ) az  $X_S$  tartalmazza

Az előülepített szennyvizek KOI frakciója pedig a 9. Táblázat adatai szerint alakul. A 9. Táblázatban látható, hogy az előülepítés után a biológiailag bontható lebegő frakció mennyisége továbbra is domináns, azonban a biológiailag gyorsan bontható komponensek aránya már csaknem 30%-os.

**9. Táblázat:** Nemzetközi tapasztalatok a különböző KOI frakciók arányára előülepített vizek esetén (Pásztor és tsai., 2009).

Ország, régió	$S_I$ , %	$S_S$ , %	$X_I$ , %	$X_S$ , %	$X_{HET}$ , %	$X_S(+X_{HET})^{**}$ , %	VFA, %
Japán	14,3*	26,7	8,2	41,0	9,8	50,8	16,0
Svédország							12,5
Dánia	7,7	24,3	19,4			48,6	
Svájc	11,4	31,8	11,4			45,4	
Magyarország	8,5	28,6	20,0			42,8	
Németország	5,4	27,4	19,2			48,0	8,7
Németország	11,5	19,3	9,6	48,1	11,5	59,6	7,6
Japán	14,0*	14,0*	10,0*	54,0*	8,0*	62,0*	10*
Dánia	3,0	29,0	11,0	43,0	14,0	57,0	
Svájc	10,0	16,0	9,0	40,0	25,0	65,0	
Franciaország	7,9	57,3	10,5	21,0	3,5	24,5	
Délafrika	8,0	28,0	4,0			60,0	
Hollandia	4,6	41,5	16,6			37,2	13,0
Hollandia	6,6	31,8	19,0			42,5	9,8
<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>

\* A publikáció alapján becsült

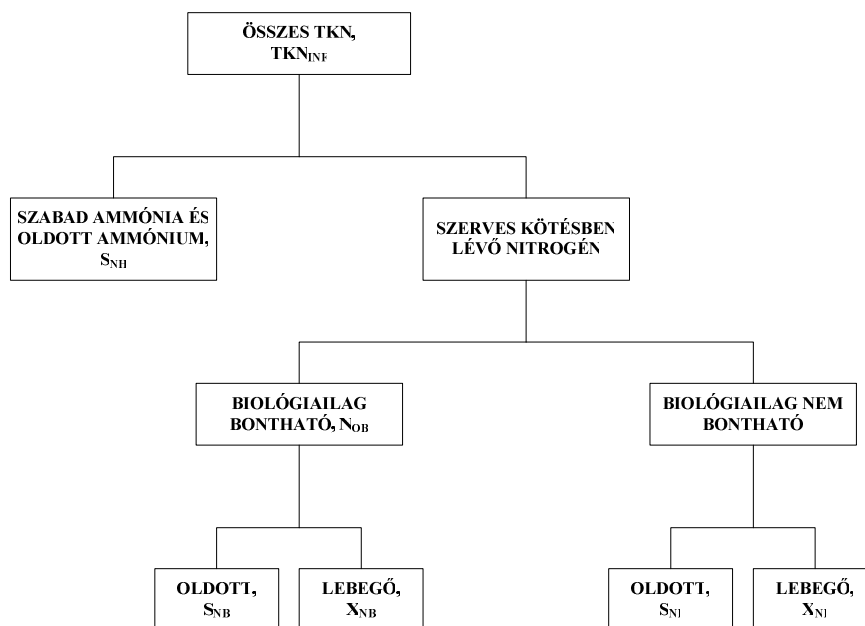
\*\* A biomassa KOI-t ( $X_{HET}$ ) az  $X_S$  tartalmazza

A települési szennyvíztisztítóba érkező szennyvizek nitrogén tartalmát TKN formájában szokás megadni. Néhány esetben elképzelhető, hogy a nyers szennyvízben oxidált nitrogénformák is kimutathatók (nitrát, nitrit) azonban ezek forrása a legtöbb esetben a telepi utóülepítő fölözéséből érkező recikruláció, vagy speciális ipari szennyvíz. Igen ritka csak a közcsatornába történő jelentősebb nitrát infiltráció.

A szennyvíztisztító telepek szimuláció alapján történő tervezésénél így ennek megfelelően a TKN a kiindulási paraméter, amelynek további dekompozíciója meghatározó a tervezés pontosságát illetően (*Melcer et. al., 2003*). Ennek megfelelően a TKN felbontható szabad és oldott ammóniára/ammóniumra, valamint szerves kötésben lévő nitrogénre. A szerves kötésben lévő nitrogén biológiailag bontható és nem bontható frakciókra osztható tovább (mindegyik lebegő és oldott alfrakciókkal) (*10. ábra*).

A TKN lebegő frakciójának aránya meghatározó az előülepítés modellezésénél (hiszen az ott eltávolítható), a biológiai tisztítás további méretezésénél azonban ammóniummá történő teljes hidrolízisével kell számolni.

A biológiailag nem bontható oldott frakció esetén feltételezhető, hogy az változatlan formában hagyja el a szennyvíztisztítót. A biológiailag bonthatatlan lebegő nitrogén formák pedig a lebegő inert KOI-t alkotó vegyületekhez hasonlóan a fölősiszappal kerül eltávolításra a rendszerből (*Melcer et. al., 2003*).



**10. ábra:** A szennyvíz nitrogén frakciói

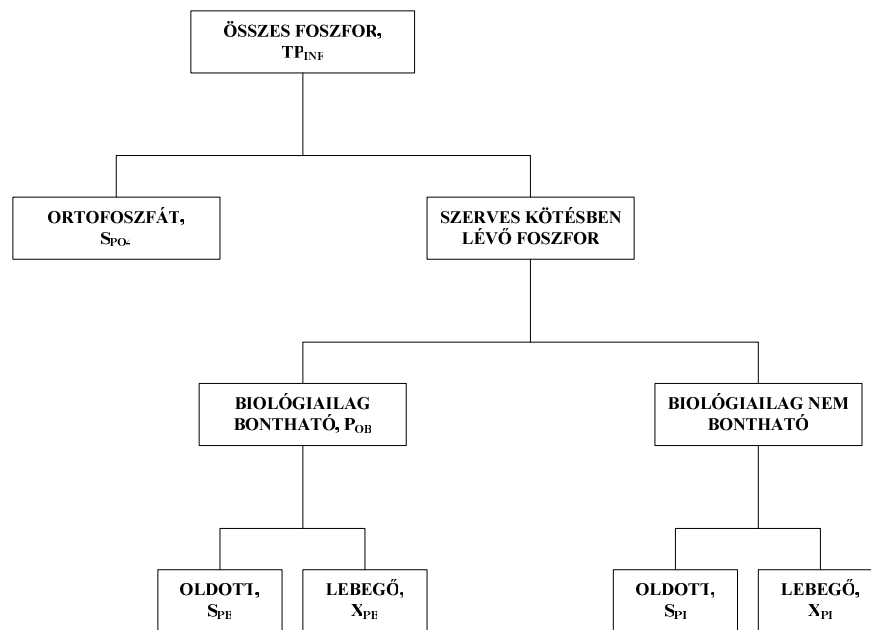
A nitrogén frakciók esetében nem beszélhetünk a KOI frakciónál bemutatott gyorsan és lassan bontható alcsoportról, hiszen az oldott, biológiailag bontható és nem bontható frakciók nem különíthetők el. Továbbá ismert, hogy a TKN meghatározó része a települési szennyvizekben (60-70%) ammónium (*Metcalf és Eddy, 2003*), így a maradék felbontásának hiánya nem okoz lényeges hibát a tervezésnél (*Melcer et. al., 2003*).

Egyes kutatások szerint a nyers szennyvíz szerves-nitrogén tartalma települési szennyvizek esetén nagyon közel esik egymáshoz (Henze et. al., 1997).

Az oldott inert nitrogén esetén pedig 1-4 mg/l-es értékeket határoztak meg, amely számos esetben megnehezíti a szigorú ammónium határértékek elérését (Henze et. al., 1997). Ugyanezt más szerzők (Metcalf és Eddy, 2003) a befolyó TKN kevesebb, mint 3%-ában, 1-2 mg/l-ben határozták meg

A nyers szennyvizek foszfor tartalma az összes foszfor (TP) paraméterrel jellemezhető. A korábbi gyakorlatban a foszfor formák dekompozíciója nem kapott akkora jelentőséget a tervezés során, mint a KOI és a TKN frakciók jellemzése. Korábban úgy tekintették, hogy a befolyó szennyvíz összes foszfortartalmának mintegy 10-15%-a a biológiailag bonthatatlan KOI frakcióhoz kötődik a maradék pedig oldott ortofoszfátként van jelen a szennyvízben. A tisztított szennyvízre vonatkozó kibocsátási határértékek szigorodása azonban a TP paraméter mélyebb jellemzését igényelte. Ennek megfelelően a TKN paraméter analógiájára az összes foszfor frakcionálását is elvégezték (11. ábra). Eszerint az összes foszfor felbontható ortofoszfát és szerves kötésben lévő foszfor formákra.

A foszfor tekintetében gyakorlatilag a nitrogén esetén már ismertetett megfontolások alkalmazhatók.



**11. ábra:** A szennyvíz foszfor frakciói

#### 1.4 A TÉMAKÖR JELENLEGI SZAKMAI ISMERETEI ALAPJÁN LEVONHATÓ KÖVETKEZTETÉSEK

Az elektronikus és az írott szakirodalom alapján megállapítottam, hogy az iszapvizek részletes analitikai vizsgálata, s a hazai, anaerob rothasztóval rendelkező szennyvíztisztítók technológiai felmérése, iszapvizeinek minősítése igencsak hiányos. Számos hazai szennyvíztisztító telep már rendelkezik azonban anaerob rothasztóval.

Számuk a jövőben – a megújuló energia jelentőségére tekintettel – növekedni fog. Hulladékkezelési engedély birtokában, több hazai szennyvíztisztító telepen a keletkező szennyvíziszapon túl más szerves-anyagokat is rothasztanak. Ezek iszapvizei minőségének az ismerete még hiányosabb.

A nemzetközi szakirodalmi adatok alapján a szennyvíziszap rothasztóval rendelkező szennyvíztisztító telepek N-terhelésének mintegy 15-20%-át is adhatja a rothasztás után víztelenített iszap pl. centrifugálása során keletkező, iszapvíz N mennyisége. Az ilyen vizek szeparált kezelésére a világon sokhelyütt mellékkörös tisztítási megoldásokat dolgoztak ki, melyekkel a hagyományos nitráton keresztül történő denitrifikáció helyett a takarékosabb (oxigénben, szerves anyagban), nitriten keresztül lejátszódó nitrogénmentesítést igyekeznek megvalósítani.

A fentiekre vonatkozó ismeretek hiányában, a hazai anaerob rothasztóval rendelkező szennyvíztisztító telepek a drágább, főági nitrogéneltávolítást végzik. A főágon ezzel jelentkező terhelésnövekedés megértése ugyanakkor meghatározó az üzemeltetőknek, hiszen a telepekre kívülről beszállított biometanizálható anyagok előnyös hatásain túl ismerni kell bomlástermékeiknek főágra gyakorolt hatását is. Mivel az elkövetkezendő időszakban az anaerob rothasztóval rendelkező telepek mindinkább komplex folyékony hulladékkezelő központként fognak működni, ezeknek a tisztázására az eddiginél sokkal nagyobb súlyt kell fektetni.

A hazai tapasztalatok azt mutatják, hogy eddig nem készült igazán komplex felmérés az anaerob rothasztóval működő telepek általános üzemi tapasztalatairól, lehetőségeiről. Kizárólag műhelytapasztalatokról lehet csak a korábbi felmérések alapján beszélni, sok esetben pedig még az üzemeltető sem tudja pontosan (mennyiségi és minőségi mérés hiánya miatt) az iszapvíz által okozott főági terhelés mértékét, annak hatását az ottani tisztítási hatásfokra, energiaigényére.

A hazai szakirodalomban nem található olyan átfogó anyagok, amely a magyarországi anaerob rothasztóval rendelkező telepek iszapvize KOI, TN, NH<sub>4</sub>-N, foszfor, és magnézium terhelésének a vizsgálatával foglalkoztak volna. Ezen paraméterek ismerete ugyanakkor mind a hazai üzemeltetők, mind pedig a beruházók, tervezők számára meghatározó jelentőségű lehet.

A szoftveres szimulációs gyakorlatban a külföldi publikációk szerint (*Koch et. al., 2000, van Hulle., 2005*) kidolgozásra, fejlesztésre kerültek a speciális nitriten keresztül történő folyamatok biokinetikáját leíró matematikai összefüggések. A szoftveres szimulációnál azonban különböző mélységű alapadat-igény jelentkezik. Nem találtam ugyanakkor az iszapvízre olyan analitikai vizsgálatokat, melyek célja a KOI frakciók meghatározásával a szoftveres szimuláció (tervezés, optimalizálás) alapadat igényének kielégítése és az egymással versengő folyamatok megértésének elősegítése lett volna.

## 1.5 A DOLGOZAT CÉLKITŰZÉSEI

Az előbbi tapasztalatok alapján disszertációmban részletesen foglalkozom az anaerob rothasztóval rendelkező hazai szennyvíztisztító telepek működési paramétereinek felülvizsgálatával, valamint az ugyanott keletkező iszapvizek speciális analitikai vizsgálatával.

A vizsgálatok célja, hogy

- komplex, összefoglaló felmérés készüljön a hazai szennyvíztisztító telepek rothasztóinak üzemi paramétereiről,
- ugyanezen telepek esetén a hazai körülmények között elérhető biogáz termelési lehetőségeket, villamos energia használatot és termelést összegezze,
- alapadatokat szolgáltatson későbbi mellékkörös, speciális iszapvíz nitrogénmentesítési eljárások lehetőségeinek megítéléséhez, annak indokoltságáról,
- alapadatokat szolgáltatson a későbbi mellékkörös speciális iszapvíz nitrogénmentesítési eljáráshoz illeszthető struvitképzés lehetőségéről, indokoltságáról,
- alapadatokat szolgáltatson a nitriten keresztül történő nitrogéneltávolítást megvalósító rendszerek szoftveres szimulációval támogatott felülvizsgálatához, tervezéséhez.

## 2. GYAKORLATI RÉSZ

### 2.1 A VIZSGÁLT TELEPÜLÉSI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEPEK BEMUTATÁSA, KIVÁLASZTÁS SZEMPONTJAI

A dolgozat célkitűzéseinek megfelelően lehetőség szerint a legtöbb hazai anaerob szennyvíziszap rothasztóval rendelkező szennyvíztisztító üzemi, valamint vízminőségi adatait kívántam begyűjteni. Az adatszolgáltatás kéréséhez az *I. számú mellékletben* látható adattáblát dolgoztam ki, és annak kitöltését kértem az üzemeltetőtől. Munkám során a *10. Táblázatban* bemutatott szennyvíztisztítók iszapvizeiből végeztem vizsgálatokat, valamint gyűjtöttem, ellenőriztem a tisztításra, a rothasztás körülményeire és az iszapvízre vonatkozó helyi üzemi adatokat.

#### 10. Táblázat: Vizsgált szennyvíztisztító telepek

Szennyvíztisztító	Iszapvíz minta	Adatszolgáltatás	
		Iszapvíz adatok	Üzemelési adatok
1 Ajka	+	+	+
2 Debrecen	+	+	+
3 Dél-Pest	-	-	-
4 Észak-Pest	-	-	-
5 Gyöngyös	+	-	+
6 Győr	+	+	+
7 Hódmezővásárhely	+	-	+
8 Kapuvár	-	-	-
9 Kecskemét	+	+	+
10 Nyíregyháza	+	+	+
11 Sopron	+	+	+
12 Szeged	+	+	+
13 Székesfehérvár	+	+	+
14 Szombathely	+	+	+
15 Veszprém	+	+	+
16 Zalaegerszeg	+	+	+

A szennyvíztisztító telepek területi elhelyezkedését a *12. ábra* mutatja. Az üzemeltetők pozitív hozzáállása eredményeként a disszertáció elkészítéséhez csaknem valamennyi anaerob szennyvíziszap-rothasztóval rendelkező telepről sikerült információt gyűjteni.

Kivételt képeztek ez alól az FCSM által üzemeltetett szennyvíztisztítók (Dél-Pesti-, Észak-Pesti szennyvíztisztító telepek), valamint Kapuvár, ahol jelenleg nem üzemel a rothasztó. A dolgozatban továbbá nem kerültek bemutatásra a Zalaegerszegi iszapvíz-minták eredményei, mivel a rothasztó beüzemelési időszakában igen változó minőségű minták begyűjtésére volt csak lehetőségem, továbbá a hódmezővásárhelyi szennyvíztisztító telepen működő anaerob rothasztóról hasznosítható üzemi adatokat nem bocsátottak rendelkezésemre.



**12. ábra:** Vizsgálat települési szennyvíztisztítók

A vizsgált szennyvíztisztító telepek változatos technológiai megoldások mellett épültek ki. A legtöbb elődenitrifikációval működő A2/O tisztító, azonban például a Kecskeméti telepen jelenleg anoxikus reaktor sem üzemel, a Hódmezővásárhelyi rendszer pedig a 2AB technológiának megfelelően került kialakításra (2 iszapkörös technológia). A telepek összefoglaló adatait a *11. Táblázat* tartalmazza (részletesen *II. számú melléklet*). A vizsgált szennyvíztisztító telepek adataiból látszik, hogy (vízminőség, terhelés) a telepek igen változatos vízminőségek és terhelési értékek mellett üzemelnek. A terhelések esetén azonban elmondható hogy a fajlagos BOI terhelés – átlagosan – 0,42 kgBOI<sub>5</sub>/m<sup>3</sup>\*d értékű. (Hódmezővásárhely terhelésével együtt 0,7). Az összes nitrogén tekintetében ez az érték 0,09 kgTN/m<sup>3</sup>\*d-nek, a hódmezővásárhelyi tisztító terhelését is figyelembe véve pedig 0,15-nek adódott.

**11. Táblázat:** A vizsgált szennyvíztisztító telepek főbb üzemi paramétereinek átlagos értékei

	KOI	BOI <sub>5</sub>	TN	Q	LE	KOI	BOI <sub>5</sub>	TN	Iszapk.	BOI <sub>5</sub> terh.	TN terh.
	mg/l	mg/l	mg/l	10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup> /d	10 <sup>3</sup> LE	kg/d	kg/d	kg/d	kg/m <sup>3</sup>	kg/m <sup>3</sup> d	kg/m <sup>3</sup> d
Szeged	515	344	51	46,9	269	24 115	16 129	2 388	5,5	0,34	0,08
Győr	508	247	26	48,0	198	24 400	11 864	1 239	5,0	0,27	0,05
Kecskemét	1 100	550	75	17,9	164	19 732	9 866	1 345	4,0	0,58	0,11
Veszprém	851	551	67	11,2	103	9 558	6 189	756	3,5	0,39	0,07
Sopron	1 050	408	33	18,9	129	19 845	7 711	624	4,0	0,36	0,04
Szombathely	680	370	64	25,3	156	17 187	9 352	1 618	5,5	0,30	0,09
Debrecen	1 205	592	83	38,7	382	46 661	22 924	3 195	4,0	0,49	0,11
Gyöngyös	1 022	414	80	7,0	48	7 154	2 898	560	2,5	0,20	0,07
Hódmezővásárhely	1 475	676	138	8,5	95	12 473	5 716	1 167	6,2	4,09	0,84
Nyíregyháza	1 295	832	110	21,8	302	28 246	18 147	2 399	5,5	0,91	0,20
Zalaegerszeg	1 001	475	81	14,2	113	14 241	6 758	1 148	4,8	0,29	0,05
Ajka	614	359	76	5,9	35	3 614	2 113	444	6,2	0,38	0,12
Székesfehérvár	1 056	470	94	22,4	175	23 615	10 511	2 102	4,0	0,55	0,15
<b>ÁTLAG</b>	<b>952</b>	<b>484</b>	<b>75</b>	<b>22,1</b>	<b>167</b>	<b>19 296</b>	<b>10 014</b>	<b>1 460</b>	<b>4,7</b>	<b>0,70</b>	<b>0,15</b>
<b>MAX</b>	<b>1 475</b>	<b>832</b>	<b>138</b>	<b>48</b>	<b>382</b>	<b>46 661</b>	<b>22 924</b>	<b>3 195</b>	<b>6,2</b>	<b>4,09</b>	<b>0,84</b>
<b>MIN</b>	<b>508</b>	<b>247</b>	<b>26</b>	<b>6</b>	<b>35</b>	<b>3 614</b>	<b>2 113</b>	<b>444</b>	<b>2,5</b>	<b>0,20</b>	<b>0,04</b>

## 2.2 ANALITIKAI MÓDSZEREK

A dolgozat elkészítése során számos egyedi és összegző kémiai paramétert vizsgálatam, valamint a biológiai oxigénigényt is meghatároztam A vizsgált paramétereket, illetve a vizsgálati módszereket a 12. Táblázatban foglaltam össze.

**12. Táblázat:** A vizsgált paraméterek és vizsgálati módszerek

Paraméter	Meghatározás	Eszköz/műszer
Kémiai oxigénigény	MSZ ISO 6060-1991	Lovibond PCspectro/ NANOCOLOR LINUS fotométer
Biokémiai oxigénigény	BSB/BOI Sensomat Használati utasítás alapján	Lovibond ET606
Összes nitrogén/Összes szerves szén	-	TEKMAR-DOHRMANN Apollo 9000
Ammónium nitrogén	Lovibond 535650 Vario AM Tube Test Reagent Set HR 0-50 mg/l NH <sub>3</sub> -N küvetta	Lovibond PC MULTIDirect fotométer
Összes foszfor	MSZ 260-20:1980	NANOCOLOR LINUS fotométer
Ortofoszfát foszfor	MSZ EN 1189:1998	NANOCOLOR LINUS fotométer
Oldott és lebegőanyag	MSZ 260-3:1973	-
pH	-	WTW pH/Oxi 340i típusú mérőműszer
Magnézium	MSZ 1484-3:1998	UNICAM 969-es atom abszorpciós spektrométert

A különböző minta-előkészítési eljárások alkalmával különböző pórusátmérőjű szűrőpapírokat, szűrő-tölcséreket használtam (13. Táblázat).

**13. Táblázat:** A minta-előkészítéshez használt szűrők

Pórusátmérő	Szűrőközeg	Szűrő anyaga
15 µm	Szűrőpapír	Papír
2 µm	Szűrőpapír	Papír
0,45 µm	Szűrőtölcsér	Kevert cellulóz-észter

A KOI frakciók meghatározása esetén 3 különböző módszert alkalmaztam, melyeket a vizsgált szennyvíz települési szennyvíztől eltérő tulajdonságai miatt a szükséges pontokon módosítottam:

Az 1. módszer esetén az iszapvíz S<sub>S</sub> frakcióját egy előzetes kicsapatás utáni 0,45 µm pórusátmérőjű szűrést követően határoztam meg. A kicsapatást 100 g/l-es cink-szulfát oldattal végeztem (Mamais et al., 1993). A cink-szulfát hozzáadását követően a szennyvizet 1 percre keverttem, majd 6 M-os NaOH-dal növeltem a pH-ját a 10,5-es értékig. Az üleptet mintából 500 ml szűrletet készítettem, majd további biológiai kísérletekhez a pH-t foszforsav hozzáadásával 7±0,5 értékre állítottam be. Az S<sub>S</sub> paraméter meghatározásához az így kapott értékből vontam le a következőkben ismertetett eljárásban mért S<sub>I</sub> értéket.

Az inert frakciók (S<sub>I</sub>, X<sub>I</sub>) meghatározásához Orhon (Orhon et al., 1994) által javasolt módszert használtam, mely szerint 2 db. oxikus reaktor párhuzamos üzemeltetésével az oldott és a lebegő inert KOI frakciók meghatározhatók. Az 1. reaktorba az előzetes flokkuláció után szűrt mintát helyeztem (500 ml), majd települési szennyvíztisztítóból származó 2,5 ml aerob reaktorból kivett eleveniszapot adtam hozzá. Folyamatos

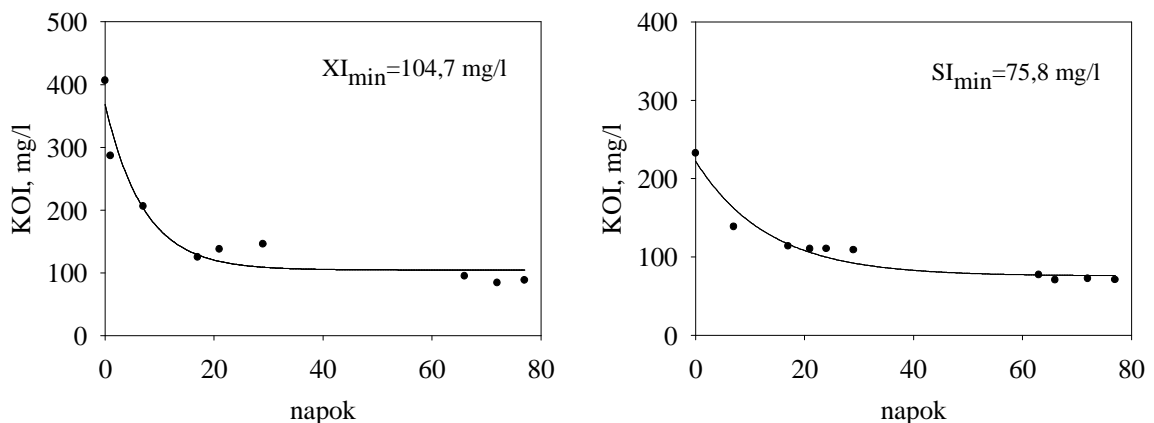
levegőztetés, keverés mellett vizsgáltam a szűrt folyadékfázis kémiai oxigénigényét, melynek állandó értékre történő beállását követően az  $S_I$  frakciót határoztam meg.

A 2. reaktorba homogén vízmintát tettem (500 ml) majd ahhoz is az adott települési szennyvíztisztító aerob iszapjának 2,5 ml-ét adtam beoltásként. Csakúgy, mint az  $S_I$  meghatározásánál ebben az esetben is folyamatosan mértem a homogén folyadékfázis KOI koncentrációjának változását.

Az  $S_I$  és  $X_I$  paraméter meghatározása érdekében különböző időpontban vett minták aktuális KOI értékeit az idő függvényében ábrázoltam (13. ábra). A csökkenő tendenciát mutató, minimum értéket elérő görbére a 9. Egyenlet szerinti matematikai összefüggésnek megfelelő trendvonalat illesztettem. A görbe illesztést követően a görbe minimum értékét felhasználva határoztam meg az  $S_I$  és  $X_I$  paramétereket.

$$y = y_0 + a * e^{-bx} \quad (9)$$

A vizsgálatok során a lebontási folyamatokban keletkező inert oldott KOI mennyiségét elhanyagoltam.



**13. ábra:**  $X_I$  és  $S_I$  frakció mérése során kapott görbék

Az  $X_I$  koncentráció meghatározásához a 2. reaktor végső KOI értékéből vontam ki az  $S_I$  frakció KOI értékét továbbá az eleveniszapos beoltás során hozzáadott eleveniszap kémiai oxigénigényét, 1,5 g KOI/g MLVSS faktorial.

A fenti 3 paraméterből ( $S_I$ ,  $S_S$ ,  $X_I$ ) valamint a teljes KOI mennyiségéből az  $X_S$  értékét a 10. Egyenletnek megfelelően számítottam.

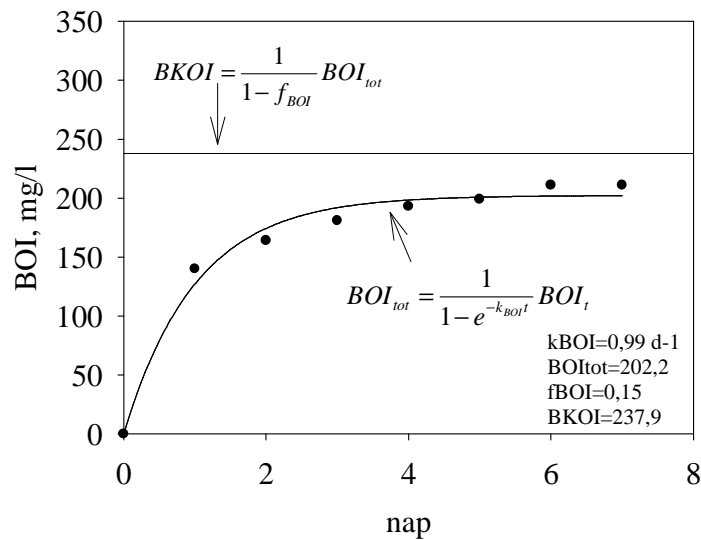
$$X_S = KOI_{T,INF} - S_I - S_S - X_I \quad (10)$$

ahol:  $X_S$  Lassan bontható lebegő frakció  
 $KOI_{T,INF}$  Összes befolyó KOI  
 $S_I$  Biológiaiilag inert oldott frakció  
 $S_S$  Könnyen bontható oldott frakció  
 $X_I$  Biológiaiilag inert lebegő frakció

A 2. módszer esetén az  $S_S$  paramétert, valamint az  $S_I$  paramétert az 1. módszernél kapott eredmények alapján vettem figyelembe, azonban ekkor az  $X_S$  paramétert a teljes biológiailag bontható hányad mérésével határoztam meg (Roeleveld és Loosdrecht, 2002). A szűretlen homogén mintából 20°C-ra temperált hűtőszekrényben  $BOI_7$  mérést végeztem. A naponta leolvasott értékekre a 11. Egyenletnek megfelelő görbét illesztettem (14. ábra).

A görbe illesztéssel megkapható a  $k_{BOI}$  értéke, melyet a 10. Egyenletbe behelyettesítve a  $BOI$  végtelen ( $BOI_{tot}$ ) értéke számítható.

$$BOI_{tot} = \frac{1}{1 - e^{-k_{BOI}t}} BOI_t \quad (11)$$



**14. ábra:** BOI végtelen meghatározása

A biológiailag oxidálható teljes KOI értékének (BKOI) meghatározásához az  $f_{BOI}$  korrekciós faktor használata szükséges 12. Egyenlet. Ezen faktor alkalmazása szükséges ahhoz, hogy figyelembe vegyük a teszt során mikroorganizmusok elhalásának eredményeként képződő biológiailag nem bontható maradék mennyiségét. Ennek értéke a települési szennyvíztisztítási gyakorlatban 0,1-0,2-nek, átlagosan 0,15-nek vehető (Roeleveld és van Loosdrecht, 2002).

$$BKOI = \frac{1}{1 - f_{BOI}} BOI_{tot} \quad (12)$$

A fentieknek megfelelően a lassan bontható KOI frakció (SBKOI) kivonással határozható meg a 13. Egyenlet szerint.

$$SBKOI = BKOI - RBKOI \quad (13)$$

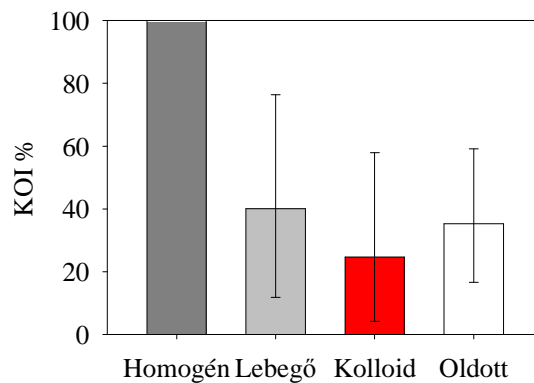
ahol: SBKOI Lassan bontható oldott KOI ( $X_S - S_{COL}$ )  
 BKOI Biológiailag bontható KOI  
 RBKOI Könnyen bontható oldott KOI ( $S_S$ )  
 $S_{COL}$  Kolloid frakció

Az  $X_I$  értékét a fentieknek megfelelően a 14. Egyenlet alapján határoztam meg.

$$X_I = KOI_{T,INF} - S_I - S_S - X_S \quad (14)$$

ahol:	$X_I$	Biológiailag inert lebegő frakció
	$KOI_{T,INF}$	Összes befolyó KOI
	$S_I$	Biológiailag inert oldott frakció
	$S_S$	Könnyen bontható oldott frakció
	$X_S$	Lassan bontható lebegő frakció

A 3. módszer esetén a KOI frakciók egyszerű fizikai kezelésén alapuló meghatározásához kizárólag hagyományos szűrési megoldásokat használtam. Az eljárás során a 13. Táblázatban bemutatott pórusátmérőjű szűrőket használtam, melyek segítségével az egyes frakciók elkülöníthetők. Ennek megfelelően a kapott eredményeket a 15. ábraán látható grafikonok szerint értékeltem ki. A lebegő frakció meghatározását a homogén KOI, valamint a 2 $\mu$ m pórusátmérőjű szűrést követő KOI mérés különbsége adta. A kolloidnak elnevezett frakciót a 2 $\mu$ m, valamint a 0,45 $\mu$ m pórusátmérőjű szűrést követő koncentrációkülönbségből számoltam, az oldott frakciót pedig a 0,45 $\mu$ m-es szűrést esetén mérhető KOI eredménye adata.



**15. ábra:** KOI frakciók szűréssel történő szétválasztása

A 15. ábraán bemutatottak alapján készítettem az egyéb vizsgált paraméterekre vonatkozó grafikonokat is.

## 2.3 EREDMÉNYEK, ÉRTÉKELEÉS

### 2.3.1 ÜZEMELÉS ADATOKBÓL LEVONHATÓ KÖVETKEZTETÉSEK, GYAKORLATI TAPASZTALATOK A VIZSGÁLT SZENNYVÍZTISZTÍTÓKBAN

Korábban említésre került, hogy a szennyvíztisztítók igen változatos technológiai kialakítások mellett kerültek kiépítésre. Éppen ezért minden telepre érvényes általános következtetés igen nehezen vonható le, azonban az átlagértékek jó támpontot biztosítanak ökol szabályok létrehozásához, a meglévők alkalmazhatóságának ellenőrzéséhez. Az adatok összességének figyelembevétele, az adott tisztító továbbiakhoz viszonyított értékeinek vizsgálata az üzemeltetők számára hasznos segítséget nyújthat a technológia-optimalizálás lehetséges irányainak meghatározásához.

A vizsgált tisztítókról elmondható (14. Táblázat), hogy azok hidraulikai terhelései alapján átlagosan 28,6 órás tartózkodási idő mellett valósítják meg az adott hatásfokú tisztítást. Ezen belül az előülepítőben 2,6 óra, a biológiában 16,3 óra, az utóülepítőben pedig 9,6 órás átlagos hidraulikai tartózkodási idő a jellemző.

Már a hidraulikai tartózkodási idők is jól mutatják, hogy az egyes telepek túl-, vagy alulterheltek. Pontosíthatók egyes telepek szűk keresztmetszetei (pl: Hódmezővásárhely - biológia, Szeged - előülepítő) és túlméretezett műtrágyai (pl: Veszprém – utóülepítő).

14. Táblázat A vizsgált szennyvíztisztítóknál kialakuló hidraulikai tartózkodási idők

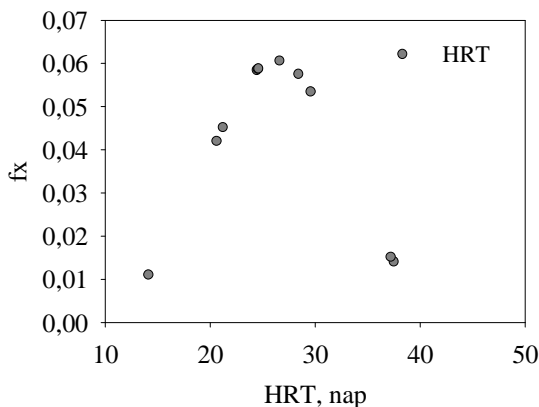
	HRT				
	LE	h (előülepítő)	h (biológia)	h (utóülepítő)	h (összes)
<i>Ajka</i>	35 661	3,2	15,7	9,8	28,7
<i>Debrecen</i>	382 066	3,9	18,7	7,8	30,4
<i>Gyöngyös</i>	48 473	2,6	27,9	9,3	39,7
<i>Győr</i>	197 733	3,4	12,0	9,0	24,4
<i>Hódmezővásárhely</i>	95 215	-	4,0	10,3	14,2
<i>Kecskemét</i>	164 432	3,9	16,1	14,7	34,7
<i>Nyíregyháza</i>	302 455	1,2	13,2	5,0	19,3
<i>Sopron</i>	101 209	1,6	19,1	6,6	27,3
<i>Szeged</i>	268 809	0,9	15,9	10,2	27,0
<i>Székesfehérvár</i>	171 400	4,1	14,9	10,2	29,1
<i>Szombathely</i>	155 862	2,8	16,5	5,7	25,1
<i>Veszprém</i>	103 155	3,2	22,2	17,2	42,6
<b>ÁTLAG</b>	<b>168 872</b>	<b>2,6</b>	<b>16,3</b>	<b>9,6</b>	<b>28,6</b>
<b>MAX.</b>	<b>382 066</b>	<b>4,1</b>	<b>27,9</b>	<b>17,2</b>	<b>42,6</b>
<b>MIN.</b>	<b>35 661</b>	<b>-</b>	<b>4,0</b>	<b>5,0</b>	<b>14,2</b>
<b>DARAB</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>

A 15. Táblázat mutatja a vizsgált szennyvíztisztítók rothasztóinak a terhelés adatait. Eszerint a rothasztók átlagosan 1,23 kg szerves anyag/m<sup>3</sup>.d terhelés mellett üzemelnek. Ebből a szennyvíziszapra alkalmazható 1,5 kg KOI/kg MLVSS faktor felhasználásával 1,85 kgKOI/m<sup>3</sup>.d terhelés adódik.

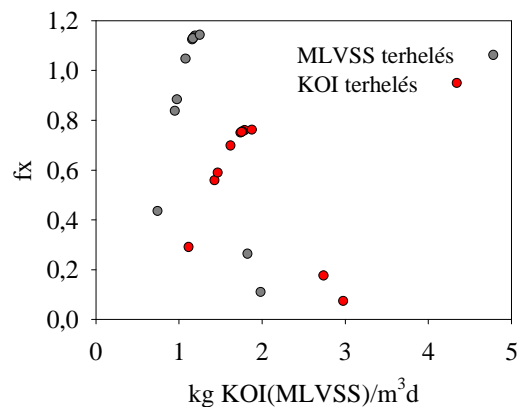
15. Táblázat: Vizsgált rothasztók terhelési adatai

	HRT	TERHELÉS	
	D	kg MLVSS/m <sup>3</sup> *d	kg KOI/ m <sup>3</sup> *d
Ajka	37,5	1,08	1,62
Debrecen	14,1	1,83	2,74
Gyöngyös	26,6	1,20	1,79
Győr	24,4	0,95	1,43
Hódmezővásárhely	n.a.	n.a.	n.a.
Kecskemét	37,2	0,98	1,47
Nyíregyháza	24,6	1,99	2,98
Sopron	24,6	1,18	1,77
Szeged	28,4	1,16	1,74
Székesfehérvár	29,6	0,75	1,12
Szombathely	20,6	1,17	1,76
Veszprém	21,2	1,25	1,88
<b>ÁTLAG</b>	<b>26,3</b>	<b>1,23</b>	<b>1,85</b>
<b>MAX.</b>	<b>37,5</b>	<b>1,99</b>	<b>2,98</b>
<b>MIN.</b>	<b>14,1</b>	<b>0,75</b>	<b>1,12</b>
<b>DARAB</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>

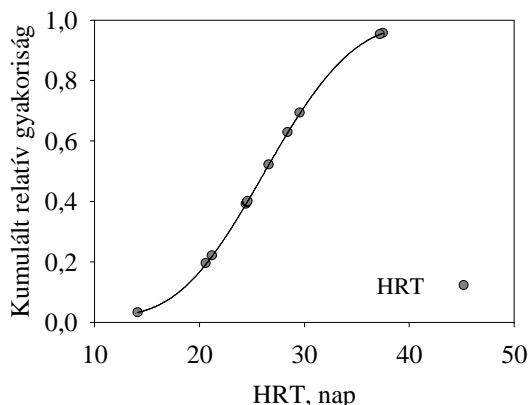
A rothasztók átlagos terhelési adatait, valamint a kialakuló hidraulikai tartózkodási időket mutatják a 16-17. ábrák. Látható (16-17. ábrák), hogy a vizsgált telepek esetén mind a hidraulikus tartózkodási idő, mind pedig a terhelés adatokban igen nagy változatosság jellemző. A terhelések tekintetében megfigyelhető azonban, hogy két rothasztó (Nyíregyháza, Debrecen) terhelése mintegy 1,5 szerese az átlagos értékeknek. Ez a terhelés azonban csak Debrecen esetében párosul jóval az átlag alatti HRT-vel. A 18-19. ábrán látható kumulált relatív gyakoriság görbék is jól mutatják, hogy mind a HRT-k, mind pedig a vizsgált rothasztók fajlagos szervesanyag terhelése igen széles tartományban mozog.



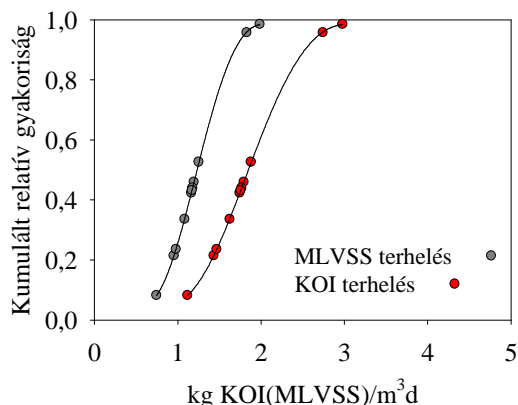
16. ábra: Rothasztóban kialakuló HRT



17. ábra: Rothasztó terhelése



**18. ábra:** Rothasztóban kialakuló HRT kumulált relatív gyakorisága



**19. ábra:** Rothasztó terhelés kumulált relatív gyakorisága

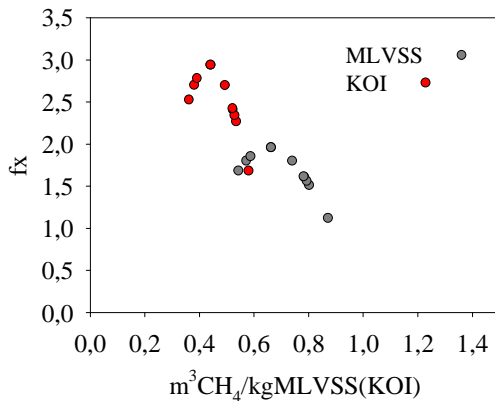
A különböző telepeken számolható fajlagos biogázhozamokat tartalmazza a 16. Táblázat. Eszerint látható, hogy minden kg lebomlott MLVSS esetén 0,71, lebomlott KOI esetén 0,47 m<sup>3</sup>-es átlagos metánhozammal számolhatunk. Más fajlagosok számításakor azt kaphatjuk, hogy mintegy 13,9 m<sup>3</sup> metán nyerhető 1000 LE terhelésből és mintegy 10,3 m<sup>3</sup> 1000 m<sup>3</sup> szennyvízből.

Értékes tapasztalatokat szerezhetünk, ha a 16. Táblázat adatait összehasonlítjuk a 4. Táblázat fajlagos értékeivel. Ezek alapján elmondható, hogy a hazai rothasztó üzemeltetés melletti fajlagos metánhozamok – az eltávolított KOI-ra vonatkoztatva – némileg nagyobbak (átlagosan 0,47 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgKOI) adódnak a 0,35-0,38 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/kgKOI értéknél. Az 1000 lakosra vonatkoztatott érték, a kapott 13,9 m<sup>3</sup>CH<sub>4</sub>/10<sup>3</sup>LE metán mennyiségéből 60%-os átlagos metánhozammal visszszámolva, pedig némileg elmarad (átlagosan 21,4 m<sup>3</sup> biogáz/10<sup>3</sup>LE) a 4. Táblázatban feltüntetett 28 m<sup>3</sup> biogáz/10<sup>3</sup>LE értéktől. A hazai vízminőségek mellett kialakuló átlagos metán hozam a befolyó vízmennyiség 1000 m<sup>3</sup>-ére vetítve 102,8 m<sup>3</sup>.

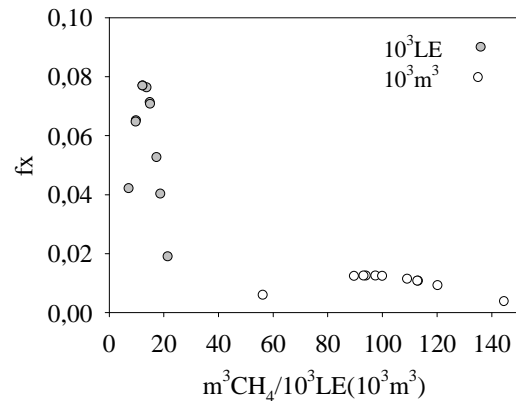
**16. Táblázat:** A rothasztás során kialakuló metánhozam fajlagosok

	METÁNHOZAM FAJLAGOSOK			
	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg MLVSS	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /kg KOI	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /10 <sup>3</sup> LE	m <sup>3</sup> CH <sub>4</sub> /10 <sup>3</sup> m <sup>3</sup>
<i>Ajka</i>	0,80	0,54	15,0	89,7
<i>Debrecen</i>	0,66	0,44	9,9	97,5
<i>Gyöngyös</i>	0,54	0,36	17,4	120,3
<i>Győr</i>	0,79	0,52	13,8	94,0
<i>Hódmezővásárhely</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	
<i>Kecskemét</i>	0,79	0,53	12,3	113,1
<i>Nyíregyháza</i>	0,57	0,38	7,2	100,0
<i>Sopron</i>	0,78	0,52	21,5	109,2
<i>Szeged</i>	0,74	0,49	9,8	56,3
<i>Székesfehérvár</i>	0,87	0,58	18,8	144,6
<i>Szombathely</i>	0,66	0,44	15,1	93,2
<i>Veszprém</i>	0,59	0,39	12,3	112,9
<b>ÁTLAG</b>	<b>0,71</b>	<b>0,47</b>	<b>13,9</b>	<b>102,8</b>
<b>MAX.</b>	<b>0,87</b>	<b>0,58</b>	<b>21,5</b>	<b>144,6</b>
<b>MIN.</b>	<b>0,54</b>	<b>0,36</b>	<b>7,2</b>	<b>56,3</b>
<b>DARAB</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>

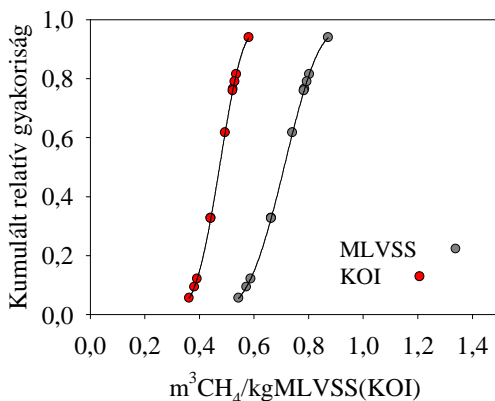
A 20-24. ábrákon igen kis számú pont került feltüntetésre. Ez megnehezíti a mély szakmai következtetések levonásának lehetőségét, azonban az egyértelműen megítélhető, hogy a rothasztás során lebomlott KOI-ban, és MLVSS-ben kifejezett szerves anyagok esetén a különböző telepeken egymásnak akár 1,5-2-szeres értékei is számíthatók (20., 22. ábrák). Még nagyobb a különbség a befolyó szennyvíz mennyiségére vonatkoztatott metánhozam tekintetében, ahol a legkisebb és a legnagyobb érték között mintegy 2,5-3 szoros különbség tapasztalható (21., 23. ábrák).



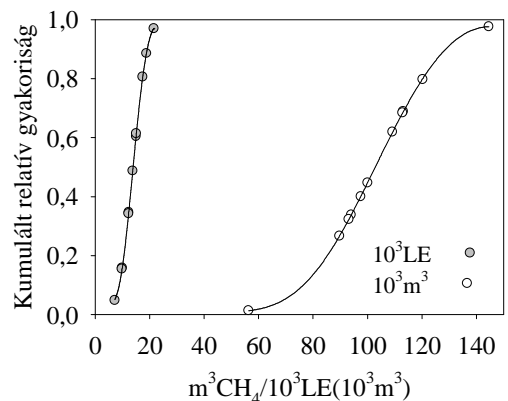
20. ábra: Fajlagos biogázhozam



21. ábra: Rothasztó terhelése

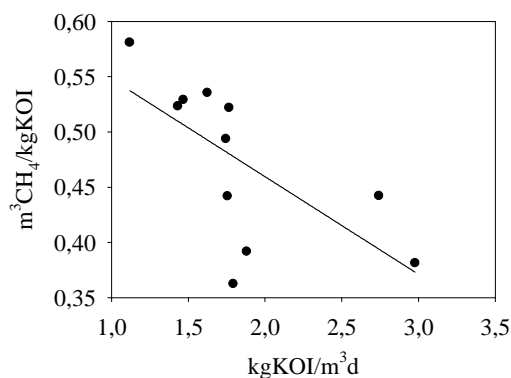


22. ábra: Fajlagos biogázhozam kumulált relatív gyakorisága



23. ábra: Rothasztó terhelés kumulált relatív gyakorisága

Érdekes tapasztalatokkal szolgál, ha a fajlagos terhelési adatokat összevetjük a képződő biogáz mennyiségéből számolható fajlagos értékkel. Eszerint (24. ábra) a vizsgált rothasztókban a fajlagos KOI terhelés növekedésével az egységnyi lebontott KOI-ból kinyerhető metán mennyiség csökken. Az optimálisnak tartott 0,8-2 kg KOI/m<sup>3</sup>d terhelési tartomány (Malina és Pohland, 1992) felső határán, valamint azon túl eső pontok az 1-1,5-ös tartomány fajlagos hozamánál mintegy 20-25%-al kevesebb metánt eredményeznek. A gyakorlati tapasztalatok birtokában további hasznos információt nyújtaná ezen telepek anaerob rothasztási technológiájának, azok üzemállapotainak részletes felülvizsgálata.



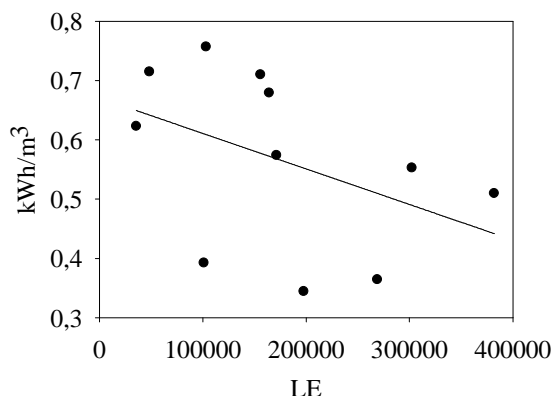
**24. ábra:** A fajlagos rothasztó terhelés és a fajlagos metánhozam viszonya

A 17. Táblázat mutatja a vizsgált szennyvíztisztítók villamosenergia fajlagosait. Eszerint a tisztítóokban minden m<sup>3</sup> biogáz hasznosítása esetén 1,81 kWh villamos energia termelhető. Ez a telepeken átlagosan 50,5 %-os energia fedezetet biztosít a 0,57 kWh/m<sup>3</sup> energiaigényű tisztításhoz.

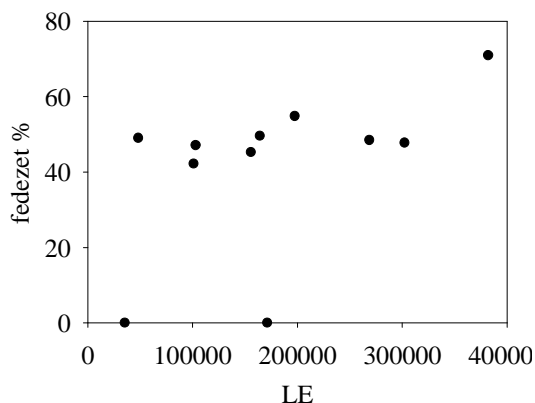
**17. Táblázat:** A vizsgált tisztítók villamosenergia fajlagosai

	<b>ENERGIA</b>			
	<b>LE</b>	<b>kWh/m<sup>3</sup> biogáz</b>	<b>%</b>	<b>kWh/ m<sup>3</sup> sz.v.</b>
<i>Ajka</i>	35 661	0	0	0,62
<i>Debrecen</i>	382 066	2,15	70,9	0,51
<i>Gyöngyös</i>	48 473	1,89	49,0	0,71
<i>Győr</i>	197 733	1,30	54,8	0,34
<i>Hódmezővásárhely</i>	95 215	n.a.	n.a.	n.a.
<i>Kecskemét</i>	164 432	2,08	49,6	0,68
<i>Nyíregyháza</i>	302 455	1,68	47,7	0,55
<i>Sopron</i>	101 209	1,00	42,2	0,39
<i>Szeged</i>	268 809	2,21	48,4	0,36
<i>Székesfehérvár</i>	171 400	0	0	0,57
<i>Szombathely</i>	155 862	2,24	45,2	0,71
<i>Veszprém</i>	103 155	1,74	47,1	0,76
<b>ÁTLAG</b>	<b>168 872</b>	<b>1,81</b>	<b>50,5</b>	<b>0,57</b>
<b>MAX.</b>	<b>382 066</b>	<b>2,24</b>	<b>70,9</b>	<b>0,76</b>
<b>MIN.</b>	<b>35 661</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0,34</b>
<b>DARAB</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>

A 25-26. ábrákon látható, hogy a tisztítás fajlagos villamos energia igénye a telepméret növekedésével csökken, azonban a tisztító villamos energia fedezete alapjaiban nem függ a telepmérettől. A 25. ábrán látható két 0 fedezetű pont: Székesfehérvár és Ajka, mely telepek jelenleg nem rendelkeznek gázmotorral.



**25. ábra:** A tisztítás fajlagos energia igénye



**26. ábra:** A tisztítók villamosenergia fedezete

A hazai szennyvíztisztító telepek általános üzemi adatainak áttekintésből egyértelműen kiderült, hogy azok igen változatos üzemeltetési körülmények mellett dolgoznak. Egyesek esetében kizárólag a helyszínen keletkezett szennyvíziszapot rothasztják, mások esetében külső szennyvíziszapot, egyéb biometanizálható szervesanyagot is befogadnak rothasztás céljából. Mindez nemcsak a rothasztás körülményeit, az elérhető gázhozamokat, hanem vélhetően az iszapvíztelenítés során keletkező iszapvizek minőségét is nagyban befolyásolja.

### 2.3.2 AZ ISZAPVÍZ KOI FRAKCIÓINAK FIZIKAI/BIOLÓGIAI MÓDSZERREL TÖRTÉNŐ MEGHATÁROZÁSA

A laboratóriumi vizsgálati eredmények bemutatása előtt a következő megjegyzéseket teszem:

1. A vizsgált minták lebegőanyag-tartalma 100-400 mg/l között változott (átlagérték ~250 mg/l). Voltak azonban olyan iszapvíz minták is, amelyek kezdeti lebegőanyag-tartalma meghaladta a 1 g/l-es értéket 4,8 g/l-es maximummal. Ezen mintákat a különböző vizsgálatok elvégzése előtt ülepítettem. Az ülepítéssel a lebegőanyag tartalom 300 mg/l környékére volt csökkenthető, amely megfelel az üzemzavar nélkül elvárható, jó víztelenítés mellett kapott átlagos eredményeknek.
2. A minták pontminták voltak. A mintákat szállítás, valamint a laborba történő beérkezést követően azonnal analizáltam.
3. A korlátozott minta-előkészítési, valamint az analitikai módszer/készülék adottságok miatt nem vizsgáltam a homogén iszapvizek TN,  $Mg^{2+}$  tartalmát. Ezen paraméterek esetén a 100%-os értéknek (arányok esetén viszonyítási alapnak) a 15  $\mu m$  pórusátmérőjű szűrőn átszűrt eredményeket tekintettem.
4. A vizsgált iszapvíz esetén a TN paraméter egyenlő a TKN paraméterrel, mivel anaerob környezetből érkező iszapvíz esetén nem számolhatunk nitrát és nitrit jelenlétével, vagyis TN- $NH_4-N$  egyenlő a szerves N mennyiségével.
5. A rendelkezésre álló eszközállományt használva a lebegőanyagként a  $>2 \mu m$ , a kolloid frakciónak a  $2-0,45 \mu m$ , oldott frakciónak pedig a  $< 0,45 \mu m$  alatti tartományt neveztem meg.

6. A  $X_S$  KOI frakcióban a vizsgálati módszerek megfelelően benne foglaltatik a 9. ábraán jelölt  $X_{HET}$ ,  $X_{AUT}$ ,  $X_{PAO}$ , vagyis a biomassza mennyisége is, továbbá az  $S_{COL}$ , amely a kolloid frakció KOI mennyiségét jelöli.
7. Egyes vizsgált paraméterek esetén Gauss görbén, valamint kumulált gyakoriság görbéken kívánom bemutatni a kapott eredményeket. Az Gauss jellegű görbéken az y tengelyen a Gauss függvény értékeit, az x tengelyen pedig a vizsgált paraméter értékét mutatom be. A grafikus ábrázolás célja, hogy az egyes mért értékek átlagos érték körüli „tömörülését”, sűrűsödését szemléltessem. Cél tehát a grafikus szemléltetés, nem pedig annak bizonyítása, hogy az eredmények normál eloszlást követnek vagy sem. Erre vonatkozó statisztikai számításokat nem végeztem, mivel az nem képezte dolgozatom tárgyát, valamint a vizsgált minták száma erre nem elégséges.

Az elvégzett laboratóriumi vizsgálatok eredményeként megállapítható, hogy a vizsgált minták KOI értéke igen széles tartományban változott. A maximum és a minimum értékek között megfigyelhető háromszoros különbség nem az analitikai vizsgálatok pontosságát, pontatlanságát mutatja, hanem azt, hogy akár ugyanazon telep esetében két egymást követő napon is rendkívül különböző KOI értékek mérhetők. Ugyanezt támasztják alá maguk az üzemeltetők is.

A különbségek elsősorban a víztelenítés technológiájában, annak üzemeltetésében keresendők. A kezelő figyelmessége, az alkalmazott polielektrolit megfelelősége, a berendezés műszaki állapota meghatározó a képződő iszapvíz minősége tekintetében. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a KOI frakciók, valamint a BKOI érték esetén a minták lebegőanyag és polielektrolit tartalma is okoz analitikai szempontból meghatározó különbségeket. Így véleményem szerint az adatok említett nagy szórását inkább a fenti különbségek okozzák, nem pedig a rothasztók eltérő működése.

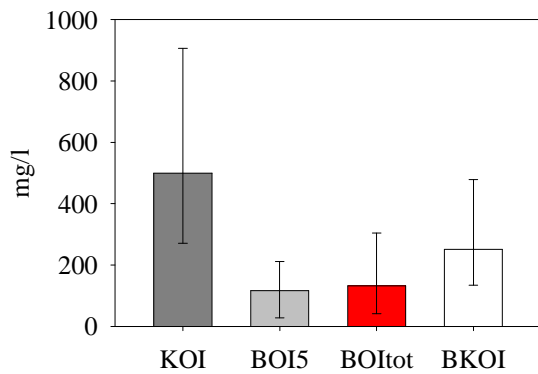
A 18. Táblázat adataiból jól látszik, hogy a 12 telepen az iszapvíz kémiai oxigénigényének átlagos értéke ~500 mg/l-nek adódott. Emellett volt mérhető a 116 mg/l-es  $BOI_5$  átlag és a BOI görbe lefutásából meghatározható 133 mg/l-es  $BOI_{tot}$  érték. Az 1. és 2. vizsgálati módszer együttes alkalmazásával pedig 250 mg/l-es BKOI értéket határoztam meg. A 18. Táblázatban ugyancsak látható a 0,56  $d^{-1}$ -os átlaggal jellemezhető kBOI érték, valamint a 0,46-os átlagú fBOI faktor. A  $BOI_5/KOI$  faktor átlaga a vizsgált minták esetén 0,23-nak adódott, ami mellett 0,49-es BKOI/KOI arány volt számolható.

**18. Táblázat:** A biológiai minősítő vizsgálatok eredményeként kapott értékek

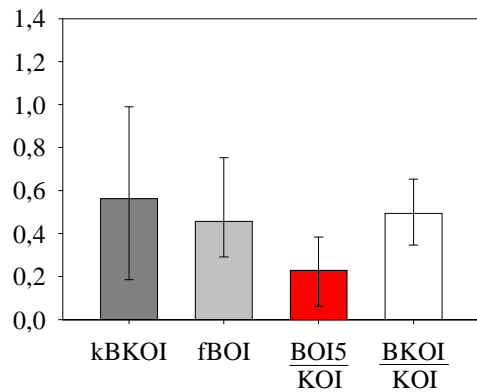
		<i>DB.</i>	<i>ÁTLAG</i>	<i>MAX</i>	<i>MIN</i>
<i>KOI</i>	<i>mg/l</i>	39	499	907	271
<i>BOI<sub>5</sub></i>		39	116	211	28
<i>BOI<sub>tot</sub></i>		39	133	304	41
<i>BKOI</i>		29	250	478	134
		<i>DB.</i>	<i>ÁTLAG</i>	<i>MAX</i>	<i>MIN</i>
<i>kBOI</i>	<i>d<sup>-1</sup></i>	39	0,56	0,99	0,19
<i>fBOI</i>	-	28	0,46	0,75	0,29
<i>BOI<sub>5</sub>/KOI</i>	-	39	0,23	0,38	0,06
<i>BKOI/KOI</i>	-	29	0,49	0,65	0,35

A 18. Táblázat adatainak grafikus ábrázolása (23-26. ábrák) alapján is megállapítható, hogy a vizsgált iszapvizek  $BOI_5/KOI$  aránya elmarad a települési vizek hasonló paraméterétől, annak mintegy fele-harmada. A hosszú időtartamú vizsgálatok eredményeként az is kiderült, hogy a KOI-val mért oxidálható anyag tartalom mintegy 50%-a bontható biológiailag.

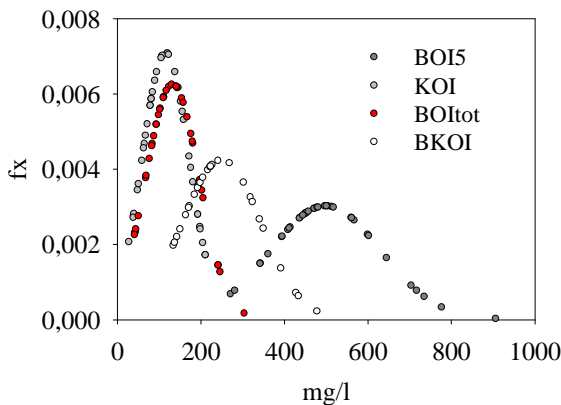
A haranggörbéről (27-32. ábrák) könnyen leolvashatók az egyes paraméterek esetén mért átlagok és a mért értékek átlag körüli eloszlása. Minél csúcsosabb az adott görbe, annál kisebb az adott minták esetén mért eredmények eltérése az átlagtól. Eszerint megállapítható, hogy a vizsgált minták esetén a maximum és a minimum értékektől „függetlenül” a  $BOI_5$ ,  $BOI_{tot}$  értékek esnek leginkább az átlag érték köré, és a laposabb KOI görbe esetén tapasztalható az értékek legnagyobb változatossága. A kumulált relatív gyakoriság görbék is jól mutatják (31-32. ábrák), hogy az átlagtól a  $BOI_{tot}$ , valamint a  $BOI_5$  értékek térnek el legkevésbé. A vizsgálatok során a különböző paraméterek a maximum és a minimum értékek között csaknem egyenletesen oszlanak el.



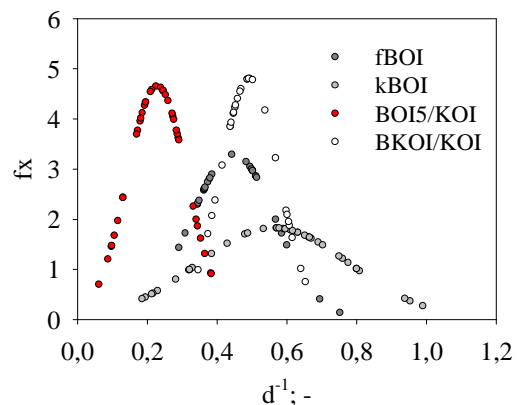
27. ábra: Főbb vízminőségi paraméterek



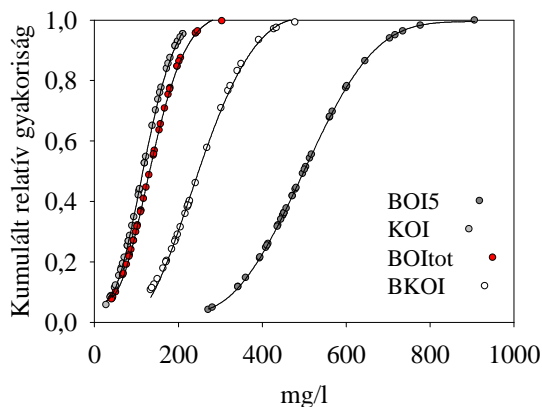
28. ábra: Főbb paraméterek aránya



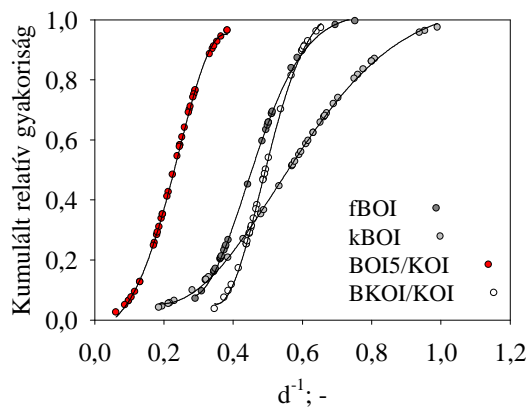
29. ábra: Főbb paraméterek haranggörbéje



30. ábra: Főbb paraméterek arányának haraggörbéje



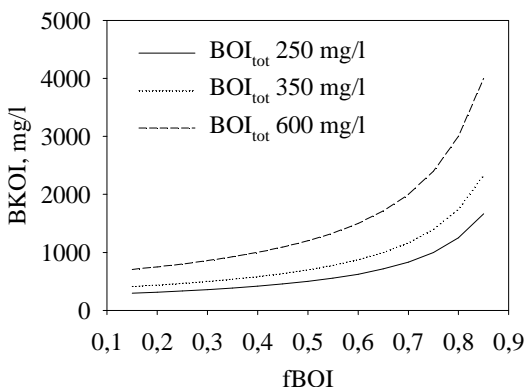
**31. ábra:** Főbb paraméterek kumulált relatív gyakorisága



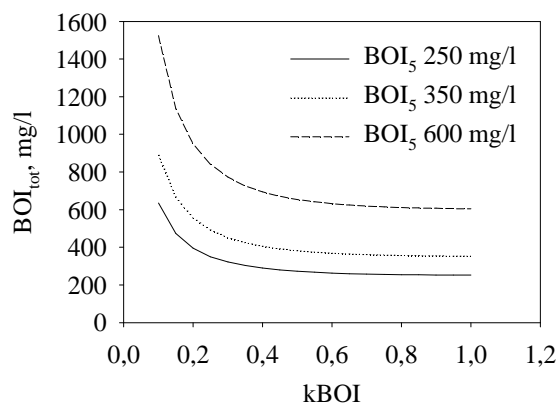
**32. ábra:** Főbb paraméterek arányának kumulált relatív gyakorisága

Az 1. és a 2. KOI frakcionálási módszer párhuzamos alkalmazását kezdetben a két módszer által adott eredmények összehasonlítása miatt kívántam elvégezni, azonban már az első néhány vizsgálat eredményeként kiderült, hogy a két eljárással kapott értékek jelentősen eltérnek egymástól. Az eltérés oka a települési szennyvizeknél alkalmazott 0,1-0,2 fBOI faktor volt.

A laboratóriumi vizsgálatok során született felismerés eredményeként a két módszert az iszapvizek esetén jellemző fBOI érték meghatározására is felhasználtam. Erre szükség volt, hiszen a 33. ábrán jól látható, hogy a BOI mérésel meghatározható  $BOI_{tot}$  értékek esetén a különböző fBOI értékek alkalmazása más-más BKOI koncentrációt eredményez. Minél nagyobb fBOI érték adódik azonos  $BOI_{tot}$  értékek esetén, annál nagyobb BKOI érték várható. A 34. ábra pedig azt mutatja, hogy a  $BOI_{tot}$  értéke hogyan változik a kBOI faktor változásának megfelelően.



**33. ábra:** A BKOI alakulása különböző  $BOI_{tot}$  és fBOI értékek esetén



**34. ábra:** A  $BOI_{tot}$  alakulása különböző  $BOI_5$  és kBOI értékek esetén

Véleményem szerint a fent ismertetett megfigyelések nem jelentik azt, hogy az iszapvíz BOI mérésénél a mikroorganizmusok a települési szennyvíz esetén folytatott méréstől eltérően nagyobb mennyiségű inert anyagot termelnek (vagyis ez nem bizonyítható ezzel a megoldással), hanem valószínűbb, hogy a kisebb  $BOI_5/KOI$  faktor, tehát a rosszabb biológiai bonthatóság miatt a hagyományos  $BOI_{5,7}$  méréssel pontosan nem

határozható meg a  $BOI_{tot}$ , így a BKOI értéke sem. Erre a számos minta esetén csak a 70-80 napig folytatott lebontási vizsgálatok ( $X_I$ ,  $S_I$  meghatározás) adtak lehetőséget.

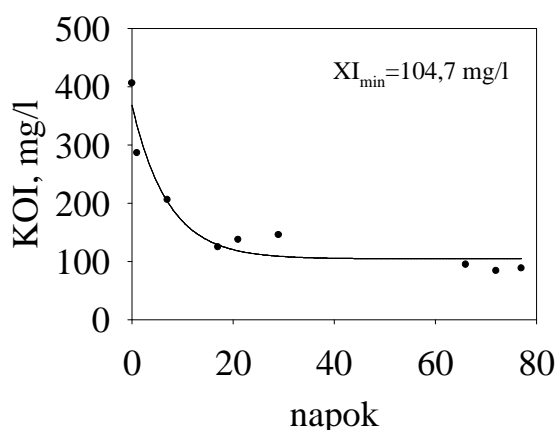
Ezen megfontolások alapján az iszapvizek BKOI értékének meghatározásához egy új faktor bevezetését javaslom (fISZ) amelynek értéke így az iszapvízre meghatározott 0,46 és a lakossági vizekre ajánlott 0,15 (fBOI) értékek különbsége. Az fISZ értéke javaslatom szerint 0,31 átlagérték (0,6-0,14 tartománnyal). A javaslatnak megfelelően BKOI értékének számítása a 15. Egyenletnek megfelelően módosul.

$$BKOI = \frac{1}{1 - (fBOI + fISZ)} BOI_{tot} \quad (15)$$

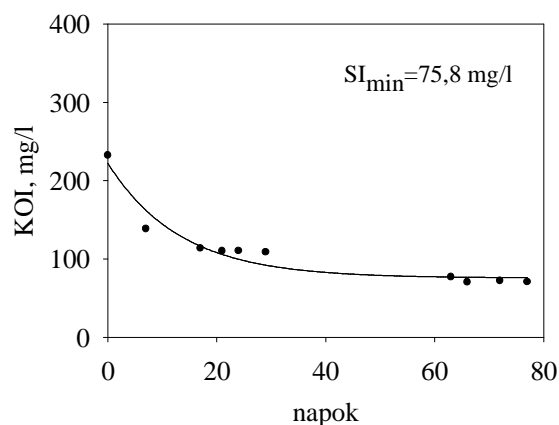
ahol:	BKOI	Biológiailag bontható KOI
	fBOI	Települési vizek esetén javasolt érték (0,15)
	fISZ	Iszapvíz biológiailag bontható szerves anyagaira jellemző faktor
	$BOI_{tot}$	BOI mérés körülményeiből számítható teljes BOI

Az fISZ faktorial az fBOI faktor által figyelembe vett mikroorganizmus elhaláson túl figyelembe vehető az iszapvíz biológiailag igen lassan bontható frakciójának aránya, így a teljes biológiailag bontható rész (BKOI) pontosabban adható meg.

A 35-36. ábrákon látható, hogy az  $S_I$ , valamint  $X_I$  vizsgálatok esetén a görbék 20-40 nap közötti tartományban érték el a minimum értéküket. Ennek vélhetően az volt az oka, hogy az iszapvíz nehezen bontható komponenseket tartalmaz, amelyek biológiai bonthatóságát a víztelenítés során a vízfázisban maradó polielektrolit tovább rontotta. A polielektrolit hosszú molekuláinak feldarabolásához, struktúrájának felbontásához, valamint a nehezen bontható anyagok oxidációjához az adott körülmények között annyi idő kellett, amely a települési vizek esetén várható néhány napos mérést több hétig is elnyújtotta.



35. ábra: Ajka 01-es minta  $X_I$  értéke



36. ábra: Ajka 01-es minta  $S_I$  értéke

Az eredmények alapján így elmondható, hogy a két módszer jelenlegi munkában történő részletes alkalmazásával lehetőség nyílt arra, hogy a későbbi vizsgálatok során az iszapvizek gyorsabb minősítéséhez az 5-7 napos BOI mérést alkalmazzák és az fBOI mellett az fISZ-t 0,31 átlagértékkel vegyék figyelembe (0,60-0,14 maximum és minimum értékek).

A fent értelmezett különbségek felismerésével a továbbiakban lehetőség nyílik az 1. és 2. módszer párhuzamos alkalmazásával más, a települési víztől eltérő biológiai bonthatóságú ipari szennyvizek kBOI, FISZ értékének a gyorsabb és pontosabb meghatározására. Ezen ismeretek a későbbiek során tovább hasznosíthatók az utóbbi típusú szennyvizek gyorsabb analitikai vizsgálatához, valamint az összegző vízminőségi paraméterek „mögött” háttérbe szoruló egyedi komponensek jellegének megértéséhez.

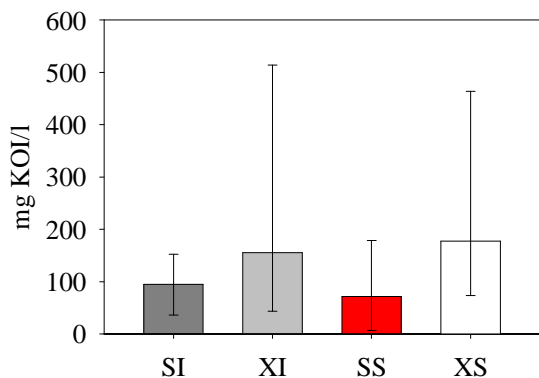
Az iszapvíz KOI frakcióinak meghatározását követően a 19. Táblázatban összefoglalt eredményeket kaptam. Az átlagos oldott inert ( $S_I$ ) frakció koncentrációja 95 mg/l-nek (20,9 %-os részarányal) adódott, amelyhez 72 mg/l-es (14,4 %-os részarányú) oldott könnyen bontható (SS) frakció tartozott.

A lebegő inert frakció esetén ( $X_I$ ) 156 mg/l-es átlagértéket (30,3 %-os részarányt), a lebegő, biológiailag lassan bontható frakció esetén pedig 178 mg/l-es átlagértéket (34,4 %-os részarányt) mértem.

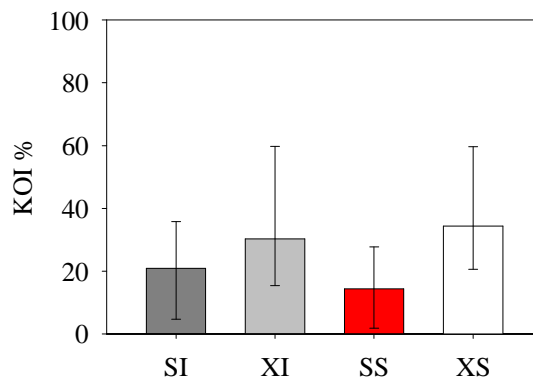
**19. Táblázat:** A fizikai/biológiai frakcionálás eredményeként kapott KOI frakciók koncentrációja, aránya

	KOI				KOI			
	DB.	ÁTLAG	MAX	MIN	DB.	ÁTLAG	MAX	MIN
		mg/l	mg/l	mg/l		%	%	%
SI	35	95	152	36	29	20,9	35,8	4,7
XI	29	156	514	43	29	30,3	59,7	15,4
SS	41	72	179	<30	29	14,4	27,8	1,9
XS	29	178	464	73	29	34,4	59,7	20,6

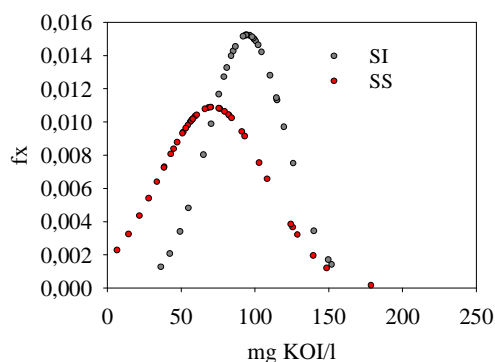
A 19. Táblázat eredményeiből készített ábrákon (37-42. ábrák) jól látszik, hogy a teljes KOI mintegy 35 %-át az oldott és mintegy 65%-át a lebegő frakciók adják. A lebegő frakció esetén a biológiailag bontható és inert komponensek megoszlása 50-50% körüli. Az oldott komponensek esetén az inert frakció aránya nagyobb, ami az iszapvíz ilyen szennyezőinek gyenge biológiai bonthatóságát támasztja alá. A 39-40. ábrákon is egyértelműen látható, hogy a vizsgált minták esetén az átlagos értékektől a lebegő frakciók tértek el leginkább (laposabb görbe, nagyobb hibaszórási tényező). Emellett azonban jól látszik az is, hogy a különböző telepek mért oldott inert frakciói igen nagy százalékban estek a 95 mg/l-es átlagértékű tartomány középső  $\pm 15\%$ -os sávjába. A kumulált relatív gyakoriság görbékről (39-40. ábrák) leolvasható, hogy a vizsgált  $X_I$  frakciók nagyobb gyakorisággal fordulnak elő a 200 mg/l-nél kisebb KOI tartományban, mint föllette. Hasonló tendencia figyelhető meg az  $X_S$  frakció esetén is. Az oldott frakciók azonban gyakorlatilag egyenletesen lefedik a vizsgált minták maximum és minimum KOI koncentrációi közötti teljes tartományt.



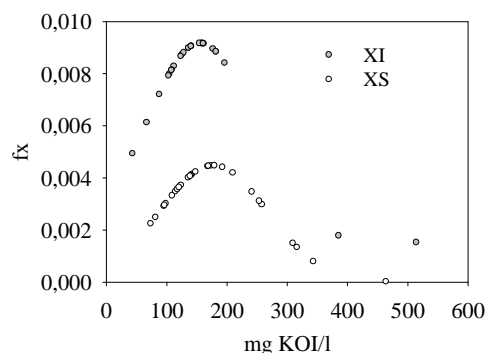
**37. ábra:** Iszapvizek KOI frakcióinak koncentrációja



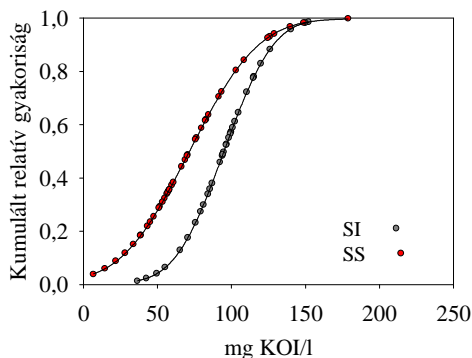
**38. ábra:** Iszapvizek KOI frakcióinak %-os eloszlása



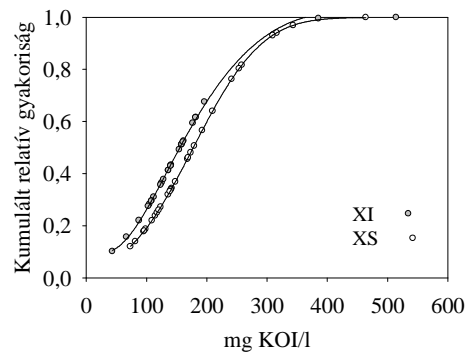
**39. ábra:** Iszapvizek KOI frakcióinak haranggörbéje



**40. ábra:** Iszapvizek KOI frakcióinak %-os eloszlásának haranggörbéje



**41. ábra:** Iszapvizek KOI frakcióinak kumulált relatív gyakorisága



**42. ábra:** Iszapvizek KOI frakcióinak %-os eloszlásának kumulált relatív gyakorisága

Az iszapvíz ilyen jellegű vizsgálata esetén kapott KOI frakciókat összehasonlítva a hazai és a nemzetközi vizsgálatok (8-9. Táblázatok) eredményeivel, a 20. Táblázatban és a 43. ábrán látható eredményeket kaphatjuk. Ezek alapján az iszapvíz a települési szennyvizek esetén tapasztalható 15-35%-os inert frakció aránynál a vártnak megfelelően nagyobb, mintegy 50%-os biológiailag nem bontható részarányal rendelkezik. A nagyobb inert részarány ugyanúgy igaz mind a lebegőanyag, mind pedig az oldott komponensek esetén is. Megállapítható továbbá, hogy a lebegő frakció aránya gyakorlatilag megegyezik a települési előülepített vízével, azonban a biológiailag bontható oldott frakció részaránya - a várakozásoknak megfelelően - messze elmarad a települési előülepített szennyvíz hasonló komponensétől.

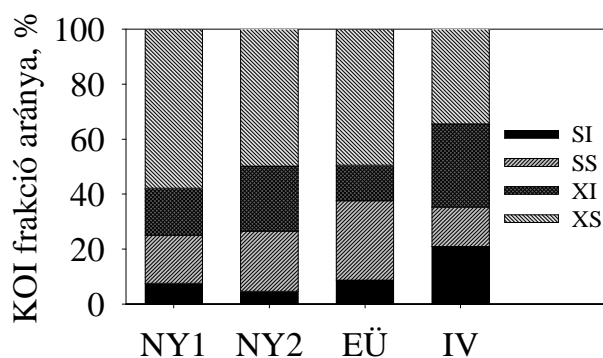
Véleményem szerint annak, hogy az iszapvíz KOI tartalmának körülbelül 50%-a bontható biológiailag, és a  $BOI_5/KOI$  arány is mindösszesen 0,23 körül alakul, meghatározó jelentősége van a különböző mellékkörös nitriten keresztül lejátszódó nitrogén eltávolítást megvalósító megoldások esetén kialakuló mikroorganizmus együttes összetételében. A minimális biológiailag bontható frakció arányát mutatja az  $S_s$  mintegy 15%-os aránya. Eszerint az ilyen rendszerekben kialakuló tartózkodási idők mellett a az iszapvíz kémiai oxigénigényének könnyen bontható frakciója, azaz 15%-a hasznosulhat. A lassan bontható 35% körüli frakció hasznosítását az adott rendszerben kialakuló hidraulikai tartózkodási idő, valamint az iszapvíz lebegőanyag tartalmának iszappelyhekhez történő adszorpciók lehetősége határozza meg.

A felismerés fontos, hiszen az ilyen eljárásokban a települési szennyvíztisztítás főágánál tapasztalhatóknál is nagyobb jelentősége van a gyorsan szaporodó heterotróf, valamint lassabban szaporodó autotróf mikroorganizmusok versenyének. Az iszapvíz ezen tulajdonsága így ugyanolyan KOI koncentráció mellett a települési szennyvizeknél egyértelműen kedvezőbb körülményeket teremt az autotrófok versenyhátrányának csökkentéséhez, és biztosítja egyes lassabban szaporodó, az ammónium és a nitrit anaerob összekapcsolásában szerepet játszó fajok koncentrálásának lehetőségét.

Ezen ismeretek felhasználásával az anaerob szennyvíziszap rothasztókból kikerülő iszapok víztelenítése során keletkező iszapvizek mellékkörös tisztítására kifejlesztett rendszerek (SHARON, ANAMMOX, DEAMON, stb.) működése a korábbiaknál jobban becsülhető. A disszertációban bemutatott eredmények felhasználásával a tervezést és a folyamatok leírását segítő szoftveres szimuláció alapadat-igénye is a korábbiaknál szélesebb körben elégíthető ki, amelyek a már meglévő, kidolgozott matematikai összefüggések (Koch *et. al.*, 2000) további pontosítását is lehetővé teszik. Az itt kapott adatokat felhasználva lehetőség nyílik az iszapvizet tisztító rendszerek nagyobb biztonsággal történő tervezésére, a folyamatok részleteinek pontosabb szimulációjára.

20. táblázat: A hazai és nemzetközi felmérések eredményeként kapott KOI frakciók megoszlása.

	rövidítés	$S_I$ %	$S_s$ %	$X_I$ %	$X_s$ %
Nyers nemzetközi	NY1	7,5	17,5	17,1	57,9
Nyers hazai	NY2	4,6	21,9	23,7	49,8
Előülepített nemzetközi	EÜ	8,7	28,9	12,9	49,5
Iszapvíz új eredmények	IV	20,9	14,4	30,3	34,4



43. ábra: A különböző szennyvizek KOI frakciói

Érdekes eredményt mutat, ha a települési szennyvíztisztításban alkalmazott fajlagos iszaphozamokat alkalmazzuk a különböző tisztítók esetén jelentkező szennyvíz minőségekből becsülhető iszaphozamok számítására (heterotrófok: 0,6 gVSS/gBOI<sub>5</sub>, autotrófok: 0,08 gVSS/gN) (21. Táblázat). Az 1 iszapkörös tisztítók esetén így átlagosan 2 % körüli nitrifikáló (autotróf) részarány alakul ki a mikroorganizmus közösségben.

Abban az esetben azonban, ha az iszapvízre számolunk hasonló, a települési vízminőségnél jellemző fajlagos iszaphozamokat (mintha külön iszapkörként működtetnék a mellékkörös tisztítást) az iszapvíz minőségi paramétereinek megfelelően átlagosan 42%-os autotróf/heterotróf arány lenne kialakítható.

Az autotróf/heterotróf arányt tovább javíthatja a megfelelő HRT biztosítása (mint a SHARON esetén), amikor is a lassabban bontható X<sub>S</sub> frakció sem kerül hasznosításra. Ennek hatása, eredménye, valamint az iszaphozam fajlagos értéke kísérleti úton pontosítandó.

**21. Táblázat:** A szennyvíz és iszapvíz minőségei esetén várható autotróf részarányok

	SZENNYVÍZ					ISZAPHOZAM				
	BOI <sub>5</sub>	TN	HET	AUT	fAUT	BOI <sub>5</sub>	TN	HET	AUT	fAUT
	mg/l	mg/l	mgVSS/l	mgVSS/l	-	mg/l	mg/l	mgVSS/l	mgVSS/l	-
<i>Ajka</i>	359	75	215	6,0	0,03	155	482	93	39	0,29
<i>Debrecen</i>	592	82	355	6,6	0,02	74	444	45	36	0,44
<i>Gyöngyös</i>	414	80	248	6,4	0,03	94	652	57	52	0,48
<i>Győr</i>	247	26	148	2,1	0,01	84	591	50	47	0,48
<i>HMVH</i>	676	138	405	11,0	n.sz.	66	614	40	49	0,55
<i>Kecskemét</i>	550	75	330	6,0	0,02	202	417	121	33	0,22
<i>Nyíregyháza</i>	832	110	499	8,8	0,02	100	604	60	48	0,45
<i>Sopron</i>	304	36	182	2,9	0,02	150	662	90	53	0,37
<i>Szeged</i>	344	51	206	4,1	0,02	63	836	38	67	0,64
<i>Székesfehérvár</i>	461	95	277	7,6	0,03	163	710	98	57	0,37
<i>Szombathely</i>	370	64	222	5,1	0,02	138	557	83	45	0,35
<i>Veszprém</i>	551	81	331	6,5	0,02	110	666	66	53	0,45
<b>ÁTLAG</b>	<b>475</b>	<b>76</b>	<b>285</b>	<b>6,1</b>	<b>0,02</b>	<b>117</b>	<b>603</b>	<b>70</b>	<b>48</b>	<b>0,42</b>
<b>MAX.</b>	<b>832</b>	<b>138</b>	<b>499</b>	<b>11,0</b>	<b>0,03</b>	<b>202</b>	<b>836</b>	<b>121</b>	<b>67</b>	<b>0,64</b>
<b>MIN.</b>	<b>247</b>	<b>26</b>	<b>148</b>	<b>2,1</b>	<b>0,01</b>	<b>63</b>	<b>417</b>	<b>38</b>	<b>33</b>	<b>0,22</b>
<b>DARAB</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>

HMVH: Hódmezővásárhely

### 2.3.3 AZ ISZAPVÍZ KOI, NH<sub>4</sub>-N, TN FRAKCIÓINAK SZŰRÉSSSEL TÖRTÉNŐ MEGHATÁROZÁSA

A szűrővel történő frakcionálás elvégzésének célja az a hazai iszapvizek szélesebb körű megismerése, valamint olyan információk nyérése, amely segíti a mellékkörös nitrogénmentesítési megoldások tervezését, és információt nyújt az iszapvizek főágon okozott vízminőségre gyakorolt hatásáról.

Jelen fejezet táblázataiban, valamint az ábrákon szereplő adatok az adott pórusátmérőjű szűrőst követően maradó komponensek mennyiségét mutatják. Eszerint például a 15 µm-el jelölt sorokban a 2 µm-es sorban szereplő értékek is beszámításra kerültek. A

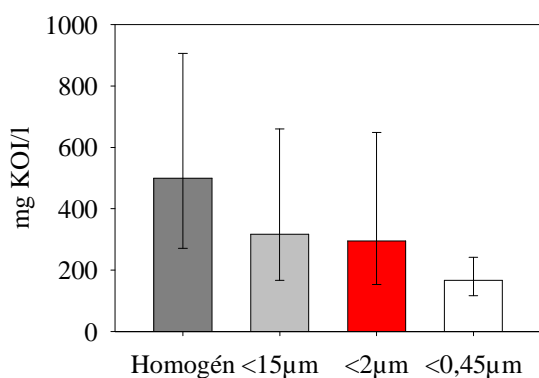
két frakció közötti mennyiség kivonással határozható meg. A százalékos értékek azonban a már ismertetett megfontolások alapján homogén, lebegő, kolloid, és oldott frakciókként kerülnek bemutatásra.

A fizikai elválasztási művelet elvégzését követően megállapítható, hogy az iszapvíz kémiai oxigénigényének oldott frakciója átlagosan mintegy 166 mg/l érték körüli átlaggal volt kimérhető. A lebegő és kolloid frakció pedig 333 mg/l-es átlagértékkel jellemezhető (22. Táblázat).

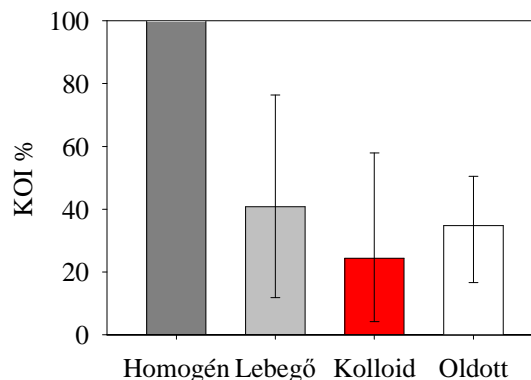
22. Táblázat: A vizsgált iszapvizek KOI értékei

	KOI			
	DB.	ÁTLAG mg/l	MAX mg/l	MIN mg/l
<b>Homogén</b>	39	499	907	271
<b>&lt;15<math>\mu</math>m</b>	39	316	660	167
<b>&lt;2<math>\mu</math>m</b>	39	295	649	154
<b>&lt;0,45<math>\mu</math>m</b>	39	166	242	116
		%	%	%
<b>Homogén</b>	39	100,0	100,0	100,0
<b>Lebegő</b>	39	40,8	76,4	11,8
<b>Kolloid</b>	39	24,4	58,0	4,2
<b>Oldott</b>	39	34,8	50,5	16,7

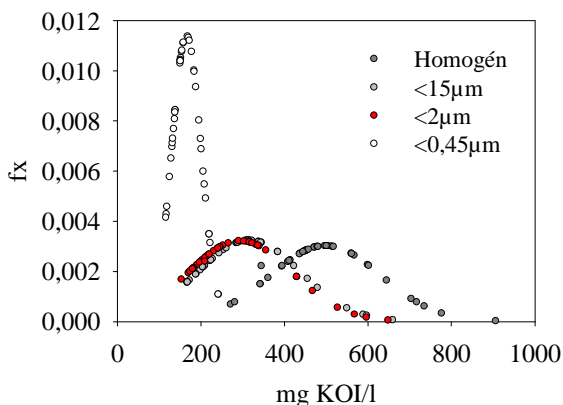
A 44-47. ábrákról egyértelműen megállapítható, hogy a kémiai oxigénigényként kimérhető szennyező komponensek mintegy 40% lebegő, 25%-a kolloid, 35%-a pedig oldott formában van jelen a vizsgált mintákban. A lebegő, valamint a kolloid frakciók részaránya azonban igen nagy szórást mutat. Ennek legfőbb oka a már említett, az iszapvizet eredményező víztelenítési technológia üzemeltetésének sajátosságaiban keresendő. Az átlag körüli legnagyobb tömörülés az oldott frakciók esetén mérhető. A haranggörbék a KOI esetén a nagyobb mérettartomány felé nagy ugrással ellaposodnak, mely a mért értékek szélesebb tartományára utal. A kumulált relatív gyakoriság görbéről (47. ábra) leolvasható, hogy a vizsgált minták minegy 70%-a esetén a homogén, a lebegő, valamint az oldott kémiai oxigénigény frakció értéke az adott KOI tartomány középső-alsó tartományába esik.



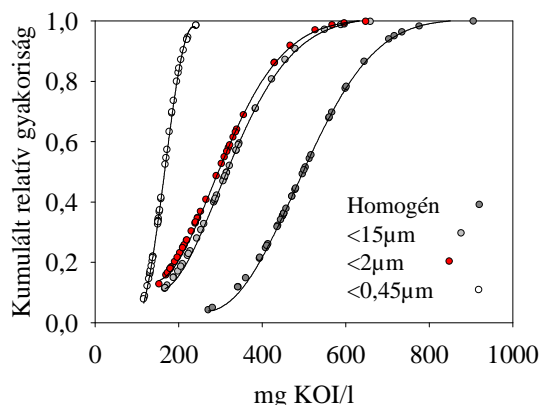
44. ábra: A vizsgált iszapvizek KOI koncentrációi



45. ábra: A vizsgált iszapvizek KOI arányai



**46. ábra:** A vizsgált iszapvizek KOI-ének haranggörbéje



**47. ábra:** A vizsgált iszapvizek KOI-ének kumulált relatív gyakorisága

Az iszapvíz ammónium- és összes nitrogén tartalmának szűréssel történő frakcionálását mutatja a 23. Táblázat. Megállapítható, hogy az ammónium 406 mg/l-es átlagértékkel fordul elő az oldott frakcióban. A kolloid és lebegő tartományban mérhető értékek összességében átlagosan 118 mg/l.

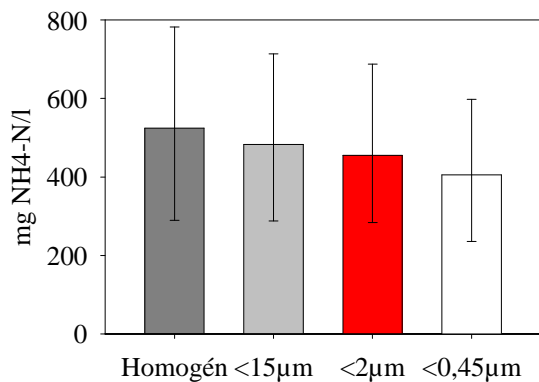
Az oldott formában lévő összes nitrogén esetén 527 mg/l átlagértéket mértem. A 2-15 µm tartományban eső frakció 70 mg/l körüli átlagos koncentrációt mutatott (23. Táblázat).

**23. Táblázat:** A vizsgált iszapvizek  $NH_4-N$  és TN értékei

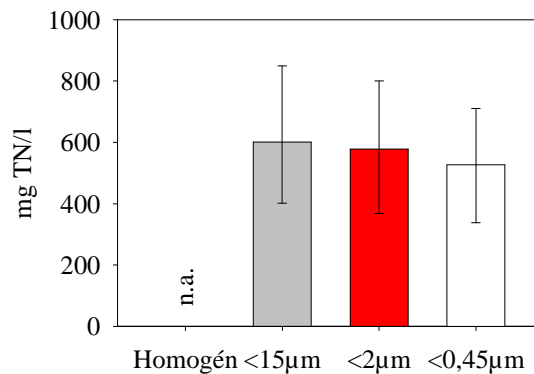
	$NH_4-N$				TN			
	DB.	ÁTLAG mg/l	MAX mg/l	MIN mg/l	DB. mg/l	ÁTLAG mg/l	MAX mg/l	MIN mg/l
<i>Homogén</i>	38	524	782	290	40	-	-	-
<i>&lt;15µm</i>	38	483	714	288	40	601	850	401
<i>&lt;2µm</i>	38	455	688	284	40	578	800	368
<i>&lt;0,45µm</i>	38	406	598	236	40	527	711	338
		%	%	%		%	%	%
<i>Homogén</i>	38	100,0	100,0	100,0	-	-	-	-
<i>Lebegő</i>	38	12,9	26,5	1,3	-	-	-	-
<i>Kolloid</i>	38	9,4	22,8	3,0	-	-	-	-
<i>Oldott</i>	38	77,7	89,3	65,2	-	-	-	-

A 23. Táblázat eredményeiből készített 48-54. ábrákról leolvasható, hogy az ammónium-nitrogén csaknem 80%-a oldott formában van jelen. Az 51. ábráról leolvasható, hogy minden  $NH_4-N$  frakció gyakorlatilag hasonló szórással rendelkezik.

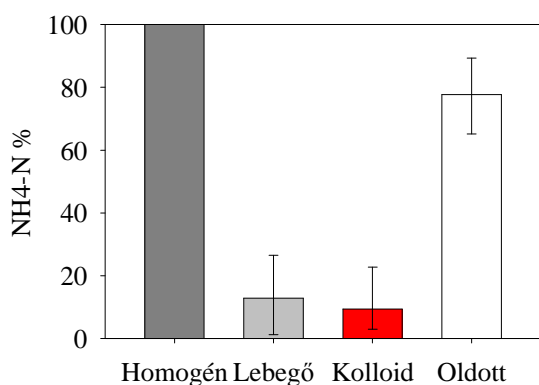
Az összes nitrogén esetén az oldott frakció a 15 µm szűrést követően kapott mintákban mérhető összes nitrogén mennyiségének átlagosan 90%-át teszi ki, és az ammónium-nitrogén esetén megállapítható igen hasonló szórással rendelkeznek. A kumulált relatív gyakoriság görbéken látható (53-54. ábrák), hogy a mért értékek gyakorlatilag egyenletesen oszlanak meg a maximum és minimum koncentrációk közötti tartományban.



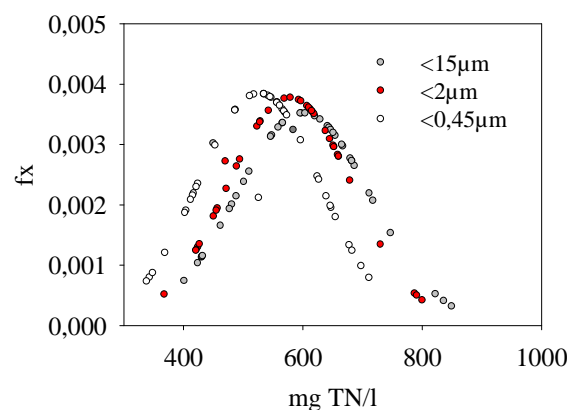
**48. ábra:** A vizsgált iszapvizek  $\text{NH}_4\text{-N}$  koncentrációi



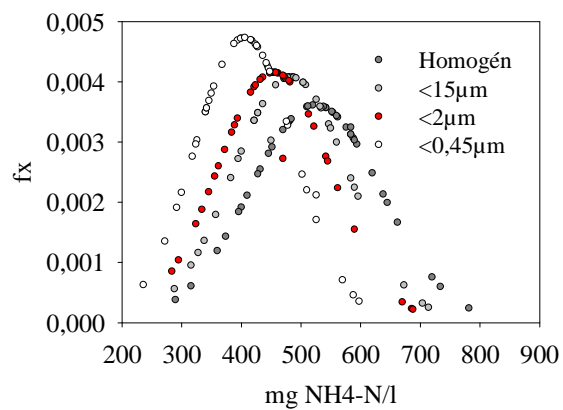
**49. ábra:** A vizsgált iszapvizek TN koncentrációi



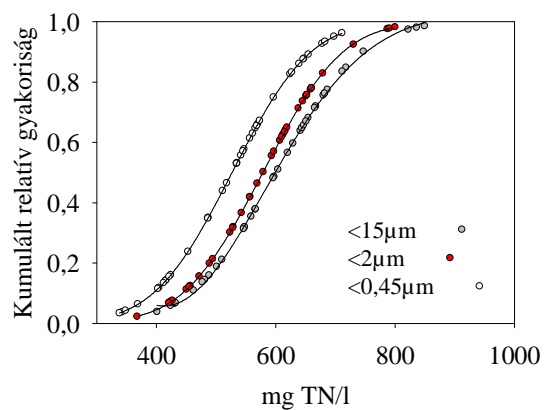
**50. ábra:** A vizsgált iszapvizek  $\text{NH}_4\text{-N}$  arányai



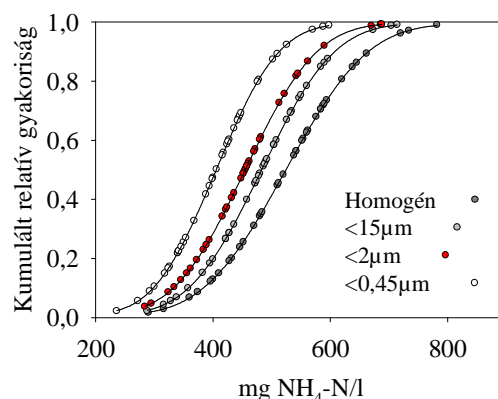
**51. ábra:** A vizsgált iszapvizek TN tartalmának haranggörbéje



**52. ábra:** A vizsgált iszapvizek  $\text{NH}_4\text{-N}$  tartalmának haranggörbéje



**53. ábra:** A vizsgált iszapvizek TN tartalmának kumulált relatív gyakorisága



**54. ábra:** A vizsgált iszapvizek  $\text{NH}_4\text{-N}$  tartalmának kumulált relatív gyakorisága

Az összes foszfor, valamint az ortofoszfát-foszfor és a  $\text{Mg}^{2+}$  mért értékeit mutatja a 24. Táblázat. Az összes foszfor esetén a homogén mintákból nagy intervallumban változó értékeket mértem. A 4,7 mg/l-es minimum, 204,1 mg/l-es maximum érték mellett 54,4 mg/l-es átlagérték fordult elő.

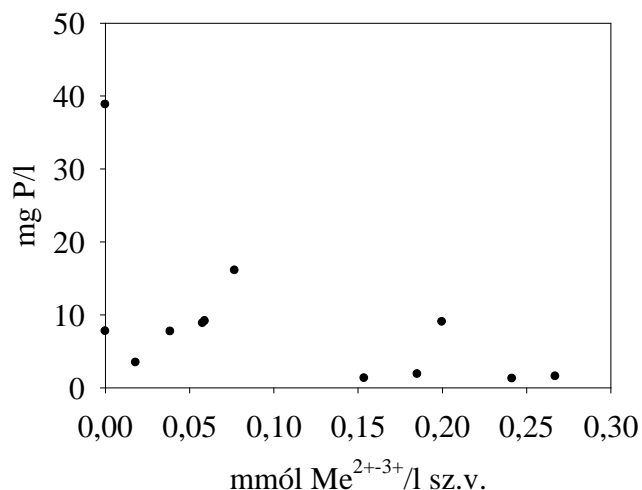
Az ortofoszfát-foszfor esetén 9,4 mg/l-es átlagértéket kaptam 42,0 mg/l-es maximummal és 0,9 mg/l-es minimummal. A minimum és a maximum értékek között nagy különbség oka nem kizárólag a rothasztott iszap víztelenítésében keresendő, hanem eltérések lehetnek a szennyvíztisztítás során alkalmazott foszforeltávolítási megoldástól, vegyszeradagolás mértékétől függően is.

Az iszapvíz oldott frakciójának magnéziumtartalma 38,8 mg/l átlagértéknek adódott, azonban a 2-15  $\mu\text{m}$  tartományra mindösszesen 8 mg/l körüli átlagértéket mértem.

**24. Táblázat:** A vizsgált iszapvizek  $\text{TP}/\text{PO}_4\text{-P}$  és  $\text{Mg}^{2+}$  értékei

	$\text{TP}/\text{PO}_4\text{-P}$				$\text{Mg}^{2+}$			
	DB.	ÁTLAG mg/l	MAX mg/l	MIN mg/l	DB. mg/l	ÁTLAG mg/l	MAX mg/l	MIN mg/l
<b>Homogén</b>	41	54,4	204,1	4,7	41	-	-	-
<b>&lt;15<math>\mu\text{m}</math></b>	-	-	-	-	41	46,5	79,7	5,5
<b>&lt;2<math>\mu\text{m}</math></b>	-	-	-	-	41	43,7	76,2	4,9
<b>&lt;0,45<math>\mu\text{m}</math></b>	41	9,4	42,0	0,9	41	38,8	73,9	4,2
		%	%	%		%	%	%
<b>Homogén</b>	-	-	-	-	41	-	-	-
<b>lebegő</b>	-	-	-	-	41	6,5	24,8	0,4
<b>kolloid</b>	-	-	-	-	41	9,8	29,8	0,1
<b>Oldott</b>	-	-	-	-	41	83,7	96,0	67,6

A 55. ábrán mutatom be a szennyvíztisztítási technológiában alkalmazott vegyszer dózisok és a szűrt iszapvíz ortofoszfát-foszfor koncentrációjának alakulását (25. Táblázat). A görbe értékei a 25. Táblázatban kerültek összefoglalásra. Ez alapján megállapítható, hogy az iszapvízben a főági tisztítás során alkalmazott vegyszer dózis növelésével a 15  $\mu\text{m}$  szűrést követően mérhető  $\text{PO}_4\text{-P}$  koncentráció egyértelműen csökken.



**55. ábra:** A szűrt iszapvíz minták ortofoszfát-foszfor koncentrációja és a tisztítás során alkalmazott fém koncentrációja

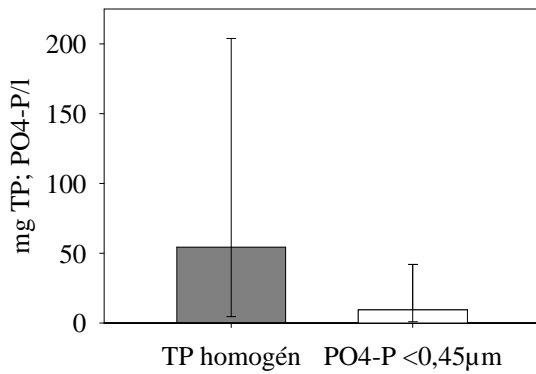
**25. Táblázat:** A telepeken adagolt fémsó mennyiségek és az iszapvíz foszfor koncentrációja

	TP ÁTLAG		Iszapvíz kg/d	PO <sub>4</sub> -P	Vegyszer	Vegyszer
	Szennyvíz Mg/l	Iszapvíz mg/l		Iszapvíz mg/l	Fe és Al kgMe <sup>2+(3+)/d</sup>	Fe és Al mmól Me <sup>2+(3+)/l</sup>
<i>Ajka</i>	19,7	23,7	-	3,5	6,0	0,018
<i>Debrecen</i>	11,4	49,2	31,3	8,9	125,3	0,058
<i>Gyöngyös</i>	8,0	12,3	1,1	1,9	72,8	0,185
<i>Győr</i>	6,6	31,3	9,6	9,1	96,0	0,059
<i>Hódmezővásárhely</i>	19,7	161,2	n.a.	38,9	-	-
<i>Kecskemét</i>	17,5	120,2	8,0	7,8	-	-
<i>Nyíregyháza</i>	23,7	83,0	13,5	16,1	93,7	0,077
<i>Sopron</i>	15,0	35,0	6,3	1,3	128,8	0,154
<i>Szeged</i>	8,1	7,6	2,1	1,6	700,6	0,267
<i>Székesfehérvár</i>	15,0	69,7	29,2	7,7	48,0	0,038
<i>Szombathely</i>	9,3	21,6	6,3	1,3	256,2	0,241
<i>Veszprém</i>	13,7	37,5	6,2	9,0	94,2	0,200
<b>ÁTLAG</b>	<b>14,0</b>	<b>54,4</b>	<b>10,3</b>	<b>8,9</b>	<b>135,1</b>	<b>0,108</b>
<b>MAX.</b>	<b>23,7</b>	<b>161,2</b>	<b>31,3</b>	<b>38,9</b>	<b>700,6</b>	<b>0,267</b>
<b>MIN.</b>	<b>6,6</b>	<b>7,6</b>	<b>-</b>	<b>1,3</b>	<b>-</b>	<b>-</b>
<b>DARAB</b>	<b>12,0</b>	<b>12,0</b>	<b>11,0</b>	<b>12,0</b>	<b>12,0</b>	<b>12,0</b>

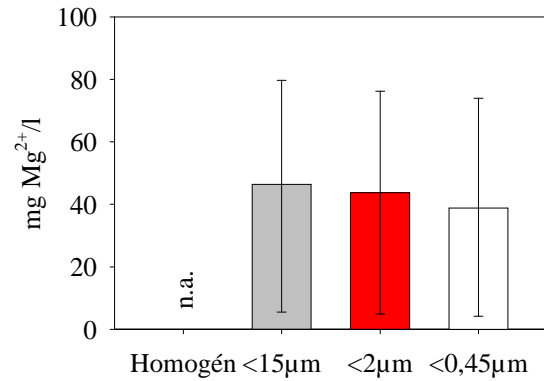
Az 56., 58. ábráról leolvasható, hogy a minták összes foszfortartalma mintegy ötszöröse a 0,45 µm-es pórusátmérőjű szűrést követően mérhető ortofoszfát-foszfor értéknek. Ugyanez az arány érvényes a maximum és a minimum értékek összehasonlítása esetén is.

Az 57., 59. ábrákon egyértelműen látható, hogy a 15 µm-es szűrőn átszűrt iszapvíz magnéziumtartalmának mintegy 85%-a oldott formában van jelen. A fennmaradó frakciók az oldott frakcióban szereplő értékekhez hasonló szórással (61. ábra) a fennmaradó 15 %-ot teszik ki, 9 kolloid és 6%-os lebegő frakció arányban. A foszfor formák esetén készített kumulált relatív gyakorisági görbén (60. ábra) jól látszik, hogy az összes foszfor koncentráció mekkora változatosságot mutat. A különböző

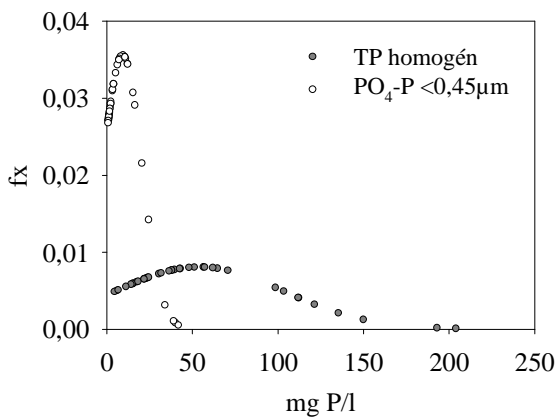
helyszínekről, különböző időpontokban vett minták mintegy 60%-ának TP koncentrációja <75mg/l értéknél, azonban előfordulnak jóval 150 mg/l feletti koncentrációk is. A magnézium tekintetében az eredmények eloszlása csaknem egyenletesnek tekinthető (61. ábra).



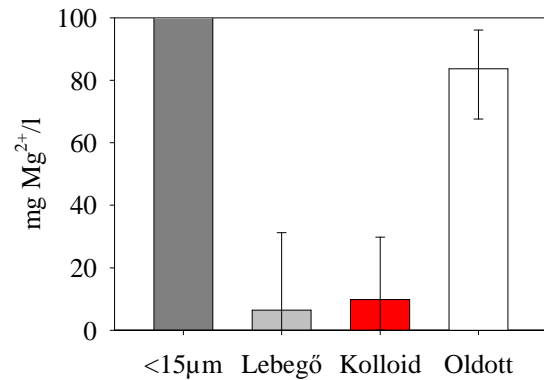
**56. ábra:** Az iszapvíz minták foszfor koncentrációja



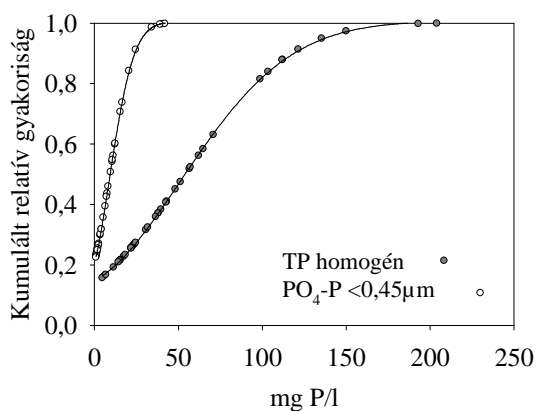
**57. ábra:** Az iszapvíz minták magnézium koncentrációja



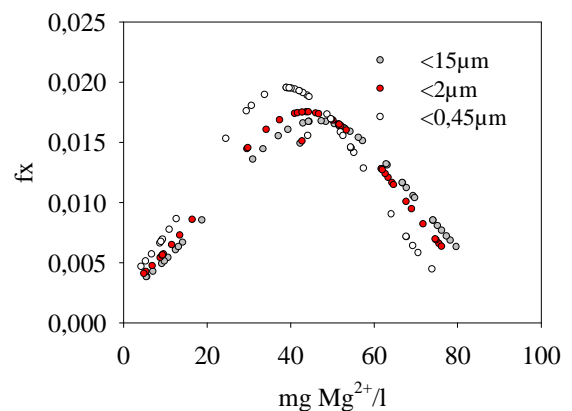
**58. ábra:** Az iszapvíz minták foszfor tartalmának haranggörbéje



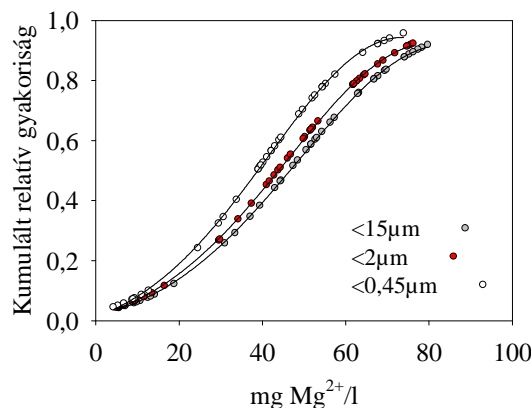
**59. ábra:** Az iszapvíz magnézium arányai



**60. ábra:** Az iszapvíz minták foszfor tartalmának kumulált relatív gyakorisága



**61. ábra:** A vizsgált iszapvizek magnézium tartalmának haranggörbéje



**62. ábra:** A vizsgált iszapvizek magnézium tartalmának kumulált relatív gyakorisága

A különböző vízminőségi paraméterek arányát meghatározva (26. Táblázat) kijelenthető, hogy az ammónium értékeknek mintegy 1,3 szorososa a mérhető összes nitrogén értéke. Ez a települési szennyvizeknél tapasztalt 1,2-es faktornál némileg magasabb érték.

A KOI/TN esetén átlagosan 0,45 arány számolható. Az oldott frakció esetén ez az arány 0,32-re csökken, a lebegő frakciót is tartalmazó minta esetén pedig 0,53-ra növekszik.

Hasonló a tendencia a KOI/NH<sub>4</sub>-N arány esetén is. Ezen arányszám esetén az átlag azonban 0,57-re tehető.

**26. Táblázat:** Az iszapvíz esetén mért egyes paraméterek egymáshoz viszonyított aránya

	<i>DARAB</i>	<i>TN/NH<sub>4</sub>-N</i>	<i>KOI/TN</i>	<i>KOI/NH<sub>4</sub>-N</i>
<i>Homogén</i>	-	-	-	-
<i>&lt;15µm</i>	41	1,24	0,53	0,65
<i>&lt;2µm</i>	41	1,27	0,51	0,65
<i>&lt;0,45µm</i>	41	1,30	0,32	0,41
<i>ÁTLAG</i>		1,27	0,45	0,57
<i>MAX</i>		1,30	0,53	0,65
<i>MIN</i>		1,24	0,32	0,41

#### 2.3.4 AZ ISZAPVIZEK TELEPÜLÉSI SZENNYVÍZTISZTÍTÓKBAN OKOZOTT TERHELÉSEI

A települési szennyvíz tisztításban a denitrifikáció tekintetében meghatározó paraméter a biológiai műtárgyakra jutó szennyvíz KOI/TN aránya. A nyers települési szennyvizek LE fajlagos terhelésekből számolható KOI/TN aránya 120/11, tehát 10,9 körül alakul (ATV-DVWK-A 131E, 2000), melyet az ipari behatások a 8-14-es tartományba is eltolhatnak.

A vizsgált anaerob rothasztóval rendelkező telepeken ez az arány a 27. Táblázatnak megfelelően átlagosan 13-nak adódik. Azon telepek esetében, ahol anaerob iszaprothasztó nem üzemel az előülepítést követően a már említett 8-14-es arány 6-10 körülire is csökkenhet, ami már nagyban rontja a nitráton keresztül lejátszódó heterotróf denitrifikáció megvalósításának esélyét.

27. Táblázat: A vizsgált telepeken jellemző KOI/TN arány

	KOI/TN		
	LE	NYERS SZENNYVÍZ	ISZAPVÍZ
1. Ajka	35 661	8	1,02
2. Debrecen	382 066	15	0,73
3. Gyöngyös	48 473	13	0,61
4. Győr	197 733	20	0,77
5. Hódmezővásárhely	95 215	n.a.	0,74
6. Kecskemét	164 432	15	1,86
7. Nyíregyháza	302 455	12	1,01
8. Sopron	101 209	18	0,86
9. Szeged	269 546	10	0,58
10. Székesfehérvár	171 400	8	0,71
11. Szombathely	155 862	11	1,09
12. Veszprém	103 155	11	0,68
<b>ÁTLAG</b>	<b>168 934</b>	<b>13</b>	<b>0,9</b>
<b>MAX.</b>	<b>382 066</b>	<b>20</b>	<b>1,9</b>
<b>MIN.</b>	<b>35 661</b>	<b>8</b>	<b>0,6</b>
<b>DARAB</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>12</b>

Az anaerob rothasztóval rendelkező telepek esetén a nyers szennyvizek KOI/TN arányát tovább rontja a rothasztott iszap víztelenítése során keletkező iszapvíz visszavezetése. A romlás mértéke azonban igen nehezen becsülhető, hiszen a legtöbb telep esetében a visszavezetett iszapvizet időszakosan belemérhetik a befolyó szennyvíz minőségébe. Azon telepek esetén, ahol az iszapvíz a befolyó szennyvíz mintázási pontját követően kerül visszavezetésre, ülepítés után gyakran a befolyónál nagyobb TN koncentrációt mérnek.

Ennek megfelelően, számos példán látva, meghatározó jelentősége van a visszavezetett víz fent ismertetett minőségi jellege mellett az általa okozott terhelés mennyiségi meghatározásának is.

A 28. Táblázatban az egyes telepekre befolyó szennyvizek KOI, TN, TP koncentrációját valamint az adott telep iszapvízéből mért hasonló paramétereket foglaltam össze. Látható (28. Táblázat), hogy mind a nyers szennyvizek mind pedig az iszapvizek KOI tartalma telepenként igen nagy változatosságot mutat. Ugyanez a %-os eltérés az összes nitrogén tekintetében már nem mondható el. A legnagyobb szórás az iszapvizek összes foszfortartalma között tapasztalható.

28. Táblázat: Nyersvíz és iszapvíz KOI, TN és TP paramétereinek összehasonlítása

	KOI ÁTLAG		TN ÁTLAG		TP ÁTLAG	
	Szennyvíz mg/l	Iszapvíz mg/l	Szennyvíz mg/l	Iszapvíz mg/l	Szennyvíz mg/l	Iszapvíz mg/l
1. Ajka	614	493	75	482	11,0	23,7
2. Debrecen	1 205	325	82	444	11,4	49,2
3. Gyöngyös	1 022	398	80	652	8,0	12,3
4. Győr	508	456	26	591	6,6	31,3
5. Hódmezővásárhely	1 475	458	138	614	19,7	161,2
6. Kecskemét	1 100	776	75	417	17,5	120,2
7. Nyíregyháza	1 295	611	110	604	23,7	83,0
8. Sopron	654	568	36	662	15,0	35,0
9. Szeged	515	483	51	836	8,1	7,6
10. Székesfehérvár	1 029	507	95	710	7,9	69,7
11. Szombathely	680	607	64	557	9,3	21,6
12. Veszprém	851	452	81	666	13,7	37,5
<b>ÁTLAG</b>	<b>912</b>	<b>511</b>	<b>76</b>	<b>603</b>	<b>12,7</b>	<b>54,4</b>
<b>MAX.</b>	<b>1 475</b>	<b>776</b>	<b>138</b>	<b>836</b>	<b>23,7</b>	<b>161,2</b>
<b>MIN.</b>	<b>508</b>	<b>325</b>	<b>26</b>	<b>417</b>	<b>6,6</b>	<b>7,6</b>
<b>DARAB</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>	<b>12</b>

A szennyvíztisztítók terhelési adatait figyelembe véve (29. Táblázat) megállapítható, hogy az iszapvízzel a telepekre érkező terhelések a KOI tekintetében átlagosan 0,7 %-kal, a TN tekintetében 10,3 %-kal, a TP esetén pedig 3,5 %-kal növelik meg a biológia terhelését.

Értékes tapasztalat azonban, hogy például Sopron, Győr és Székesfehérvár esetében ez az érték már 15% körüli, amely a méret függvényében már felveti a mellékkörös nitrogénel távolítás kiépítésének észszerűségét.

Tovább árnyalja a képet, hogy az adott rothasztási technológiát követő víztelenítő megoldásban képződő iszapvíz esetén az üzemeltetők Győrben 600-800 mg/l, Debrecenben 600-650 mg/l, Nyíregyházán 600-900 mg/l, Szombathelyen 550-650 mg/l-es átlagos NH<sub>4</sub>-N koncentrációkat tapasztaltak. A korábban már bemutatott (26. Táblázat) 1,3 körüli TN/NH<sub>4</sub>-N arányt is felhasználva Győrben 22,5% (280 kg/d), Debrecenben 16,2% (520 kg/d), Nyíregyházán 6,6% (180 kg/d), Szombathelyen pedig 14,0% (230 kg/d) TN terhelés érkezik az iszapvízzel.

A fent említett – az üzemeltetőktől származó – értékek is jól mutatják azonban azt, hogy a mennyiségi vizsgálatokhoz, és a mellékkörös tisztítási megoldás megvalósításáról, vagy elvetéséről kizárólag hosszabb ideig tartó rendszeres mintavétel alapján célszerű dönteni. Nem elégséges kizárólag az ammónium-nitrogén mérése, hiszen a disszertáció eredményei alapján a TN mintegy 30 %-kal is nagyobb lehet annál.

Az általános felmérés nehézségét tovább növeli, hogy egyes telepeken (pl: Veszprém, Kecskemét, stb.) a befolyó koncentrációba belemérik a visszavezetett iszapvizek (és egyéb belső anyagáramok) terhelését, másol (pl: Szombathely) pedig a mechanikai tisztítás után kerülnek visszavezetésre ugyanezen áramok. Ekkor pedig az előülepítés hatékonyságának becslése válik nehézkesé.

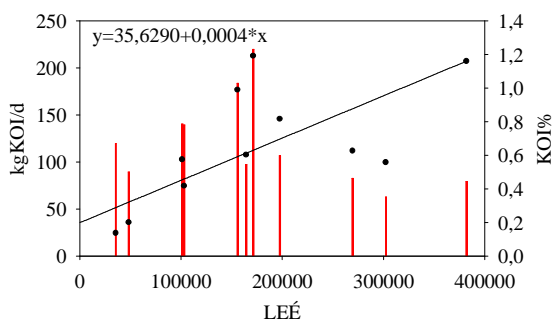
Kiváltképp igaz lehet a folyamatos mérési igény olyan telepek esetében (mint például Debrecen), ahol a rothasztóra külső beszállításból fehérjetartalmú szerves anyagokat is feladnak.

**29. Táblázat:: Vizsgált szennyvíztisztító telepek biológiai terhelése**

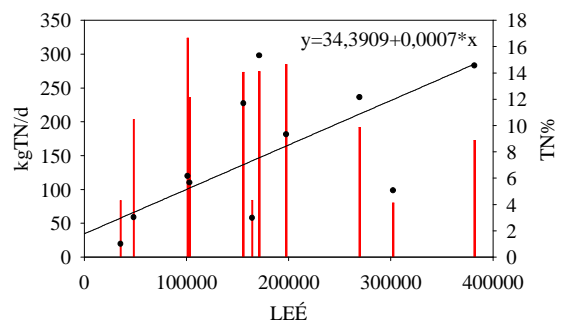
	<b>LE</b>	<b>ISZAPVÍZ KOI</b>		<b>ISZAPVÍZ TN</b>		<b>ISZAPVÍZ TP</b>	
		<b>kg/d</b>	<b>%</b>	<b>kg/d</b>	<b>%</b>	<b>kg/d</b>	<b>%</b>
<b>1. Ajka</b>	35 661	25	0,7	19	4,3	0,9	1,4
<b>2. Debrecen</b>	382 066	207	0,4	283	8,9	31,3	7,1
<b>3. Gyöngyös</b>	48 473	36	0,5	59	10,5	1,1	2,0
<b>4. Győr</b>	197 733	146	0,6	181	14,6	9,6	3,0
<b>5. Hódmezővásárhely</b>	95 215	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>	<i>n.a.</i>
<b>6. Kecskemét</b>	164 432	108	0,5	58	4,3	8,0	3,0
<b>7. Nyíregyháza</b>	302 455	100	0,4	98	4,1	13,5	4,1
<b>8. Sopron</b>	101 209	103	0,8	120	16,6	6,3	2,1
<b>9. Szeged</b>	269 546	112	0,5	236	9,9	2,1	0,5
<b>10. Székesfehérvár</b>	171 400	213	1,2	298	14,1	29,2	8,7
<b>11. Szombathely</b>	155 862	177	1,0	227	14,0	6,3	2,7
<b>12. Veszprém</b>	103 155	75	0,8	110	12,1	6,2	4,0
<b>ÁTLAG</b>	<b>168 934</b>	<b>118</b>	<b>0,7</b>	<b>153</b>	<b>10,3</b>	<b>10,4</b>	<b>3,5</b>
<b>MAX.</b>	<b>382 066</b>	<b>213</b>	<b>1,2</b>	<b>298</b>	<b>16,6</b>	<b>31,3</b>	<b>8,7</b>
<b>MIN.</b>	<b>35 661</b>	<b>25</b>	<b>0,4</b>	<b>19</b>	<b>4,1</b>	<b>0,9</b>	<b>0,5</b>
<b>DARAB</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11,0</b>	<b>11,0</b>

A biológiai terhelés adatok grafikus ábrázolása esetén egyértelműen látható az iszapvízzel a főágra kerülő biológiai terhelés növekedése (fekete pontok). Ezzel szemben a terhelés %-os növekedése nem lineáris, a különböző méretű telepek esetén nagy változatosságot mutat (63-65. ábrák).

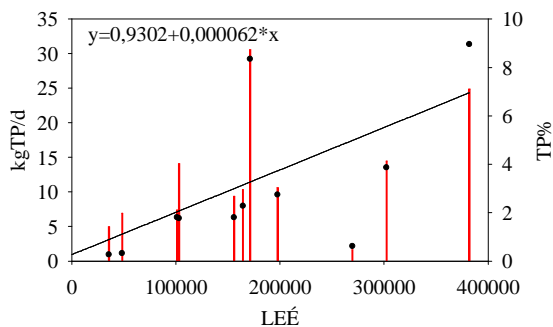
A dolgozat keretei között mért iszapvíz TN terheléseket a nemzetközi tapasztalatokkal (66. ábra) is összehasonlítottam. A piros vonal a hazai vizsgálat eredményeként kapott trendvonalat mutatja, a fekete pedig a németországi eredményeket. Megállapítható, hogy a két trendvonal lényegében hasonló tendenciát követ. Különbség kizárólag a tendenciát mutató görbe emelkedésében látható. A hazai tapasztalatok a telepméret növekedésével párhuzamosan nem mutatnak akkora emelkedést a belső nitrogén terhelés tekintetében, mint a németországi adatok.



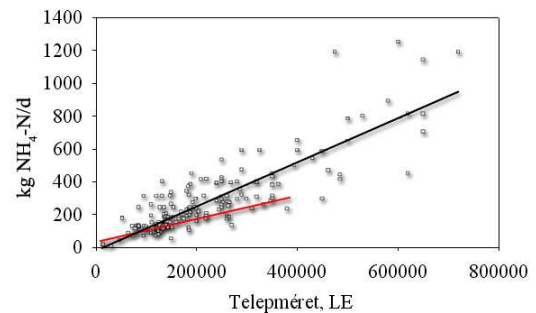
63. ábra: Tisztítók KOI terhelései



64. ábra: Tisztítók TN terhelései



65. ábra: Tisztítók TP terhelései



66. ábra: Tisztítók belső TN terhelése a nemzetközi tapasztalatok alapján

A dolgozat 6. Táblázatában található mellékkörös nitrogénmentesítési lehetőségek közül a legkisebbek 200 kgTN/d kapacitásúak. Feltételezve a 200 kg/d legkisebb gazdaságos méretet, a 29. Táblázat adataiból látható, hogy hazánkban a vizsgált telepek közül Győr, Szeged, Székesfehérvár és Debrecen sorolható ebbe a méretkategóriába. Az üzemeltetői adatokból kiindulva ide kerülhet még Szombathely és esetleg Nyíregyháza is.

A mellékkörös nitrogénmentesítés kiegészítő megoldásaként gyakran a struvit kicsapás is felmerül. Ennek megfelelően a 30-31. Táblázatokban összefoglaltam a struvitban szereplő alkotók koncentrációját és azok egymáshoz viszonyított arányát.

Eredményeim alapján azonban ennek hazai lehetőségei igencsak behatároltnak tűnnek, hiszen a 0,45 µm-es pórusátmérőjű szűrőn átszűrt iszapvizek esetén minimális 1-40 mg/l PO<sub>4</sub>-P koncentrációkat mértem (9,4 mg/l-es átlaggal). Az iszapvízben az ammónium áll rendelkezésre legnagyobb túlsúlyban, míg oldott formában csak minimális mennyiségű ortofoszfát áll rendelkezésre. Ennek megfelelően a hazai iszapvizekben a struvitképzéshez szükséges 1:1:1 Mg<sup>2+</sup>:NH<sub>4</sub><sup>+</sup>:PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> molarány nem áll rendelkezésre. A mérések alapján a legkisebb koncentrációban előforduló oldott alkotó pedig a foszfor.

A vizsgálati eredmények alapján feltételezhető tehát, hogy a struvitképződés már az anaerob rothasztó terekben lejátszódik (bizonyítják ezt a székesfehérvári tapasztalatok). Az iszaprothasztóban vélhetően kialakuló mikrokristályok, valamint egyéb szervesetlen fém-foszfátok csapadéka a 0,45 µm-es pórusátmérőjű szűrés eredményeként leválasztásra kerül. Ennek megfelelően mutatható ki minimális mennyiségű oldott ortofoszfát a 0,45 µm-es szűrést követően. Vélhetően a foszfor eltávolítás így megfelelő szűréssel is biztosítható, nem igényli speciális vegyszerek alkalmazását.

**30. Táblázat:** A struvit kristályokat alkotó komponensek koncentrációja

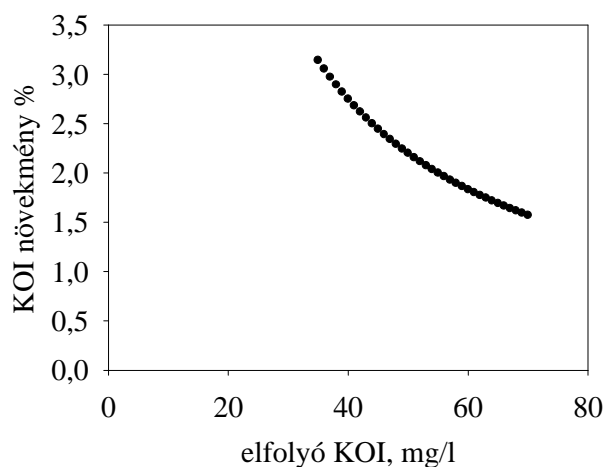
	Mg <sup>2+</sup> mg/l	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mg/l	Mg <sup>2+</sup> mmól	NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mmól	PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup> mmól
<b>Homogén</b>	-	524,4	-	-	-	-
<b>&lt;15µm</b>	46,46	483,1	-	1,91	32,19	-
<b>&lt;2µm</b>	43,73	455,0	-	1,80	30,32	-
<b>&lt;0,45µm</b>	38,79	405,6	28,81	1,60	27,03	0,30

**31. Táblázat:** A struvit kristályokat alkotó komponensek aránya

	DB.	NH <sub>4</sub> -N/Mg <sup>2+</sup>		NH <sub>4</sub> -N/PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>	
		mg/mg	mmól/mmól	mg/mg	mmól/mmól
<b>Homogén</b>	-	-	-	-	-
<b>&lt;15µm</b>	41	10,4	16,8	-	-
<b>&lt;2µm</b>	41	10,4	16,9	-	-
<b>&lt;0,45µm</b>	41	10,5	16,9	14,1	89,1
<b>ÁTLAG</b>		<b>10,4</b>	<b>16,9</b>	<b>14,1</b>	<b>89,1</b>
<b>MAX</b>		<b>10,5</b>	<b>16,9</b>	<b>14,1</b>	<b>89,1</b>
<b>MIN</b>		<b>10,4</b>	<b>16,8</b>	-	-

A mennyiségi és a minőségi vizsgálati eredmények összevetéséből egy újabb paraméter határozható meg. Mégpedig az, hogy az adott iszapvíz oldott inert koncentrációja az elfolyó KOI koncentrációt mekkora mértékben növelheti meg. A mérési eredmények, valamint a szolgáltatott adatok alapján megállapítható (32. Táblázat), hogy az iszapvíz oldott inert frakciója a nyers szennyvíz KOI terhelésnek átlagosan 0,13%-a. Az elfolyó vízben azonban 35, valamint 75 mg/l-es KOI koncentrációt feltételezve megállapítható, hogy mintegy 0,4-1,8 mg/l koncentráció növekedést okoznak a KOI-ként kimérhető, az iszapvízzel visszavezetett oldott inert anyagok. Látható, hogy települési szennyvizeknél ez a növekedés csak elméletileg adható meg, hiszen a matematikailag kimutatható növekmény a KOI mérés hibahatáránál kisebb.

Grafikusan ábrázolva a fenti megállapításokat a 67. ábrán látható görbe kapható. Eszerint 35 mg/l körüli elfolyó KOI-val működő telep esetén mintegy 3-3,5 %, 75 mg/l körüli elfolyó KOI-val üzemelő telep esetén 1,5-2 % koncentráció emelkedés várható.



**67. ábra:** Az oldott inert KOI átlagos hozzájárulása a telep elfolyó kémiai oxigénigényéhez

**32. Táblázat:** A főágra visszavezetett oldott inert KOI által okozott elfolyó KOI növekedés

	SI KOI			EMELKEDÉS KOI		
	mg/l	kg/d	%	mg/l	% (35 mg/l)	% (75 mg/l)
1. Ajka	88	4	0,10	0,6	1,7	0,8
2. Debrecen	94	60	0,13	1,5	4,4	2,1
3. Gyöngyös	104	9	0,13	1,3	3,8	1,8
4. Győr	94	29	0,12	0,6	1,7	0,8
5. Hódmezővásárhely	77	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.	n.a.
6. Kecskemét	49	7	0,03	0,4	1,1	0,5
7. Nyíregyháza	112	18	0,06	0,8	2,4	1,1
8. Sopron	140	25	0,19	1,3	3,6	1,7
9. Szeged	110	31	0,13	0,7	1,9	0,9
10. Székesfehérvár	94	40	0,17	1,8	5,1	2,4
11. Szombathely	112	32	0,19	1,3	3,7	1,7
12. Veszprém	95	16	0,16	1,4	4,0	1,9
<b>ÁTLAG</b>	<b>98</b>	<b>24,6</b>	<b>0,13</b>	<b>1,1</b>	<b>3,0</b>	<b>1,4</b>
<b>MAX.</b>	<b>140</b>	<b>59,6</b>	<b>0,19</b>	<b>1,8</b>	<b>5,1</b>	<b>2,4</b>
<b>MIN.</b>	<b>49</b>	<b>3,5</b>	<b>0,03</b>	<b>0,4</b>	<b>1,1</b>	<b>0,5</b>
<b>DARAB</b>	<b>12</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>	<b>11</b>

### 2.3.5 MÓDSZERFEJLESZTÉS, TAPASZTALATOK A VIZSGÁLATOK ELVÉGZÉSÉT KÖVETŐEN

A disszertáció korábbi szakaszaiban már említésre került, hogy a párhuzamosan elvégzett KOI frakcionálási módszereknek meghatározó jelentősége volt a települési vizek minőségétől eltérő iszapvíz esetén végzett vizsgálatoknál.

A munka során szerzett tapasztalatokból ennek megfelelően egy olyan vizsgálati módszert dolgoztam ki a Roeleveld és van Loosdrecht (*Roeleveld és van Loosdrecht, 2002*), valamint Orhon és tsai. (*Orhon et. al., 1994*) által ajánlott eljárások kombinálásával, részbeni módosításával, amely a települési szennyvizek mellett lehetővé teszi mási iparági szennyvizek, szennyvízárámok hasonló minősítésének elvégzését, s tisztításuk tervezéséhez pontosabb alapadatok biztosítását.

Az iparági vizek vizsgálatához a hivatkozott módszerekben azonban a következők miatt javaslok módosításokat:

1. Az iszapvíz, de számos ipari szennyvíz esetén sem áll rendelkezésre olyan szeparált szennyvíztisztítási megoldás, melyben az  $S_I$  frakció koncentrációja Roeleveld és van Loosdrecht (*Roeleveld és van Loosdrecht, 2002*) ajánlása szerint becsülhető. Javaslatuk alapján a települési szennyvíznél az  $S_I$  a kis terhelésű rendszerek esetén az elfolyó KOI (szűrt) 90%-a, nagy terhelésű rendszerek esetén az elfolyó KOI (szűrt) 90%-ából kivonandó az 5 napos  $BOI_5$  másfélszeres értéke.
2. Mamais et. al. ajánlása (*Mamais et al., 1993*) alapján az  $S_S$  frakció meghatározható egy előzetes cink-szulfátos kicsapatást követő 0,45  $\mu\text{m}$ -es pórusátmérőjű szűrést után. Ezen szűrletet azonban Orhon (*Orhon et. al., 1994*) ajánlása alapján egy reaktorban kívántam tovább kezelni az oldott inert frakció meghatározása érdekében. Az előzetes cink-szulfátos csapadékképzés, azonban szinte teljes mennyiségben ( $\text{PO}_4\text{-P}$  koncentráció  $<0,1$  mg/l) eltávolítja a mikrobiológiai folyamatokhoz szükséges foszfort.
3. Egyes szennyvizek fizikai-kémiai előkezelése során polielektrolit adagolással kell számolnunk. A hosszú szénláncú szerves vegyület biológiailag ugyan bontható, de a lebontás sebessége lassú, valamint megnehezíti a mintavétel megoldását is. Továbbá az  $S_I$ ,  $X_I$  paraméterek meghatározásánál a reaktorhoz adott eleveniszapot „összeragasztja”, meggátolva az első időszakban a megfelelő biológiai aktivitást, elnyújtva a mérés időtartalmát.
4. Roeleveld és van Loosdrecht (*Roeleveld és van Loosdrecht, 2002*) települési vizek esetén  $kBOI$  értékre 0,15-0,8 értéket (holland tapasztalatok),  $fBOI$  értékére pedig 0,1-0,2 értéket javasol. Az ipari vizek települési víztől eltérő tulajdonságai miatt azonban szükségessé vált az  $fBOI$  paraméter mellé egy újabb  $fISZ$  paraméter bevezetése is, amely a biológiailag bontható frakció becslésében az enélkül meglévő pontatlanságokat csökkenti.
5. A levegőztetett nyitott reaktorok víztartalma a kipárolgás miatt folyamatosan csökken.

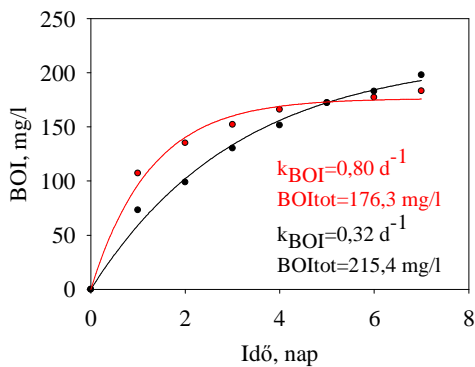
Az  $fBOI$  érték esetén említett pontatlanság okát részletesen a következőkben ismertetem. A 68. ábrán ugyanolyan  $BOI_5$  értékkel rendelkező vízminták  $BOI$  görbét mutatom be. Fekete színnel látható egy jellemző települési szennyvíz  $BOI$  görbéje pirossal pedig egy iszapvíz oxigénfelvételének az alakulása látható. A két  $BOI_5$  érték ugyan megegyezik, azonban a görbék lefutása miatt  $kBOI$  értéke különbözőnek adódik. Ebből következik, hogy a nagyobb  $kBOI$  értékű szennyvíz esetén kisebb  $BOI_{tot}$  érték határozható meg.

A 69. ábrán a különböző faktorok használata mellett számítható biológiailag bontható KOI (BKOI) értékét mutatom be. Az A, B, C oszlopok értékeiben a 33. Táblázatban felsorolt értékeket vettem alapul.

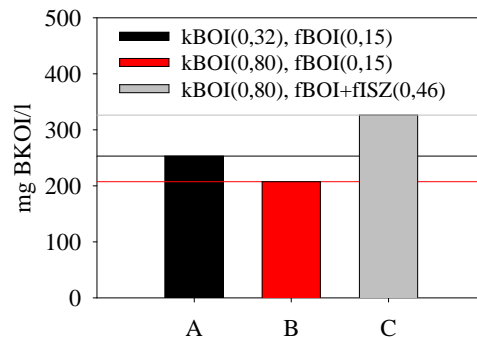
**33. Táblázat:** Az 68-69. ábrákon bemutatott BKOI értékek, valamint a felhasznált faktorok

	$BOI_{tot}$	$BOI_5$	kBKOI	fBOI+fISZ	BKOI
Települési szennyvíz	215,40	172	0,32	0,15	253,4
Iszapvíz	176,30	172	0,80	0,15	207,4
Iszapvíz	176,30	172	0,80	0,46	326,5

Látható a 69. ábrán, hogy a települési szennyvíz esetén a BOI mérés eredményeként kapott  $BOI_{tot}$  értéket és a Roeleveld és van Loosdrecht (Roeleveld és van Loosdrecht, 2002) által javasolt 0,15-ös fBOI értéket használva a BKOI értéke 253,4 mg/l-nek adódik (fekete oszlop). Ugyanitt az iszapvíz esetén mért  $BOI_{tot}$  értéket, valamint a már említett 0,15 fBOI értéket felhasználva BKOI-ra 207,4 mg/l értéket kapunk (piros oszlop). A hosszútávú  $S_1$ ,  $X_1$  mérés eredményei alapján meghatározott BKOI értéket és a 176,3 mg/l-es  $BOI_{tot}$  értéket felhasználva megkapott fBOI+fISZ érték pedig 0,46-nek adódik, így eredményezve a két módszerrel meghatározható BKOI értékek egyezőségét (326,5 mg/l, szürke oszlop).



**68. ábra:** Azonos  $BOI_5$  melletti kBKOI értékek



**69. ábra:** fBOI értékek szerepe BKOI értékében

A fent említett körülmények miatt a települési szennyvizektől eltérő szennyvízáramok KOI frakcióinak meghatározására a következőkben összefoglalt eljárást javaslom:

1. Az  $S_5$  paraméter meghatározásához a nyers víz előkezelése, vizsgálata Mamais ajánlása alapján célszerű (Mamais et al., 1993).
2. Az  $S_1$  paraméter meghatározáshoz az előzőleg kezelt minta pH-ját a mikroorganizmusok számára kedvező 7-7,5 tartományba kell csökkenteni, foszforsav adagolásával. Ennek eredményeként a kedvező pH tartomány elérhető és a mikrobiológiai folyamatok szempontjából nélkülözhetetlen  $PO_4$ -P mennyisége is biztosítható. *Megjegyzendő azonban, ha az  $S_5$  meghatározásához a STOWA ajánlása alapján (STOWA, 2001) előkezelés nélküli 0,1  $\mu$ m-es szűrést, vagy Dold és Bagg javaslata alapján az ultraszűrést választják (Dold and Bagg, 1986), ez a lépés elhagyható.* Az  $S_1$  paraméter ezt követő meghatározása Orhon (Orhon et. al., 1994) 2 reaktoros megoldásának analógiájával javasolható.

3. Az  $X_I$  paraméter mérése Orhon (Orhon et. al., 1994) 2 reaktoros megoldásával megfelelő.
4. Az  $X_I$ ,  $S_I$  paraméterek meghatározására a vízszintek egyszerű, pontos meghatározására alkalmas reaktort javaslok, amelyen az aktuális szintet bejelölve biztosítható az adott vizsgálati ciklusban elpárolgó folyadék mennyiségének desztillált vízzel történő egyszerű pótlása.
5. Az  $X_S$  paraméter meghatározása a Roeleveld és van Loosdrecht (Roeleveld és van Loosdrecht, 2002) által leírt BOI méréssel javasolható, amelyet megfelelően kiegészítenek az Orhon (Orhon et. al., 1994) által leírt 2 reaktoros megoldás esetén kimért eredmények.
6. A fentieknek megfelelően a szennyvízminta ismeretlen fISZ faktora számítható. Ezt követően néhány átlagminta esetén meghatározott fISZ, valamint fBOI faktor alkalmazásával a Roeleveld és van Loosdrecht (Roeleveld és van Loosdrecht, 2002) által javasolt rutinszerűen végezhető BOI<sub>5,7</sub> mérés is megfelelő a szennyvizek BKOI értékének meghatározásához.

A javasolt módszer részletesen a következő:

A frakciók meghatározásához alap összefüggésként 16. Egyenlet alkalmazandó.

$$KOI_{T,INF} = S_I + S_S + X_I + X_S \quad (16)$$

ahol:	$KOI_{T,INF}$	Összes befolyó KOI
	$S_I$	Biológiailag inert oldott frakció
	$S_S$	Könnyen bontható oldott frakció
	$X_S$	Lassan bontható lebegő frakció
	$X_I$	Biológiailag inert lebegő frakció

A  $KOI_{T,INF}$  szabvány szerinti fotometriás meghatározása a nyers felkevert/homogenizált mintából történhet. Erősen inhomogén minták esetén laboratóriumi homogenizátor alkalmazása javasolt.

$S_S$  értékét a következők szerint kell meghatározni:

- egy ml 100 g/l-es cink szulfát oldatot kell hozzáadni minden 100 ml szennyvízhez,
- ezt követően a mintát legalább egy percen keresztül megfelelően homogenizálni kell,
- a minta pH-ját 6 M-os NaOH oldattal 10,5-re kell beállítani,
- a mintát ülepíteni kell hagyni, és a tiszta fázist 0,45  $\mu\text{m}$ -es pórusátmérőjű szűrőn kell átszűrni, majd meghatározni a minta kémiai oxigénigényét.

Az  $S_S$  értéke ezt követően a későbbiekben mért  $S_I$  érték kivonása után adható meg.

$S_I$  értékének meghatározását célszerűen egy 500 ml hasznos térfogatú, 1. számú, levegőztethető, kevertethető, oldalán szintjelzéssel ellátott reaktorban kell elvégezni. A cink-szulfátos flokkulációt követő szűrés után a pH-t 7-7,5 értékre kell foszforsavval visszaállítani. Ezt követően a reaktort mintegy 2,5 ml ismert koncentrációjú szennyvíziszappal kell beoltani. A biológiailag bontható frakció jellemzőitől függően a vizsgálatot néhány naptól akár néhány hétig is célszerű folytatni. A mintavételek

gyakorisága a lehetőségektől, igényektől függ. A mintavételeket követően a kivett mintákat szűrni kell (0,45 µm).

A mért KOI eredményeket az idő függvényében kell ábrázolni. A minimum érték többszöri ismételt mérése esetén a 17. Egyenlet szerinti görbe illesztése célszerű. Az illesztett görbe minimum értéke adja az  $S_I$  értékét.

$$y = y_0 + a * e^{-bx} \quad (17)$$

Az  $X_I$  értékét az  $S_I$ -nél ismertetett módon kell elvégezni azzal a különbséggel, hogy ebben az esetben a nyers kezeletlen mintát kell az 1. reaktorral párhuzamosan üzemeltetett 2. számú reaktorba helyezni. A 2. számú reaktor hasonló beoltása is javasolt. A mintavételt a reaktor teljes felkeverését követően kell elvégezni majd a mintát szűrés nélkül kell minősíteni. Az eredmények kiértékelése előtt az adott mintavétel esetén mért értékből a korábban meghatározott  $S_I$  értéket le kell vonni, majd ábrázolni és kiértékelni a már ismertetett módon.

A számított  $S_I$ ,  $X_I$  értékeket a következő összefüggésben felhasználva BKOI értéke az egyik módszer oldaláról számolható (18. Egyenlet).

$$BKOI = KOI_{T,INF} - (S_I + X_I) \quad (18)$$

ahol: BKOI      Biológiailag bontható KOI mennyisége  
 $KOI_{T,INF}$     Összes befolyó KOI  
 $S_I$             Biológiailag inert oldott frakció  
 $X_I$             Biológiailag inert lebegő frakció

Az 1. és a 2. számú reaktorral párhuzamosan legalább 5 napos BOI mérés elvégzése javasolt. A napi értékeket leolvasva, az idő függvényében ábrázolva az 19. Egyenlet illesztése javasolt. A görbe maximuma  $BOI_{tot}$  értékét,  $b$  értéke pedig  $kBOI$  értékét adja meg.

$$y = a(1 - e^{-bx}) \quad (19)$$

A kapott  $BOI_{tot}$  értéket, valamint az  $X_I$ ,  $S_I$  értékek felhasználásával számolt BKOI értéket a 20. Egyenletbe behelyettesítve  $fISZ$  értéke meghatározható.

$$fISZ = \frac{BKOI - BOI_{tot}}{BKOI} - fBOI \quad (20)$$

ahol:  $fISZ$       Iszapvíz biológiailag bontható szerves anyagaira jellemző faktor  
BKOI      Biológiailag bontható KOI  
 $fBOI$       Települési vizek esetén javasolt érték (0,15)  
 $BOI_{tot}$     BOI mérés körülményeiből számítható teljes BOI

Az ilyen módon meghatározott  $fISZ$  értéke a későbbi vizsgálat során megfelelő biztonsággal alkalmazható a települési víztől eltérő szennyvízáramok rutinszerű BOI alapú frakcionálásához (minden víztípus esetén külön faktor határozandó meg).

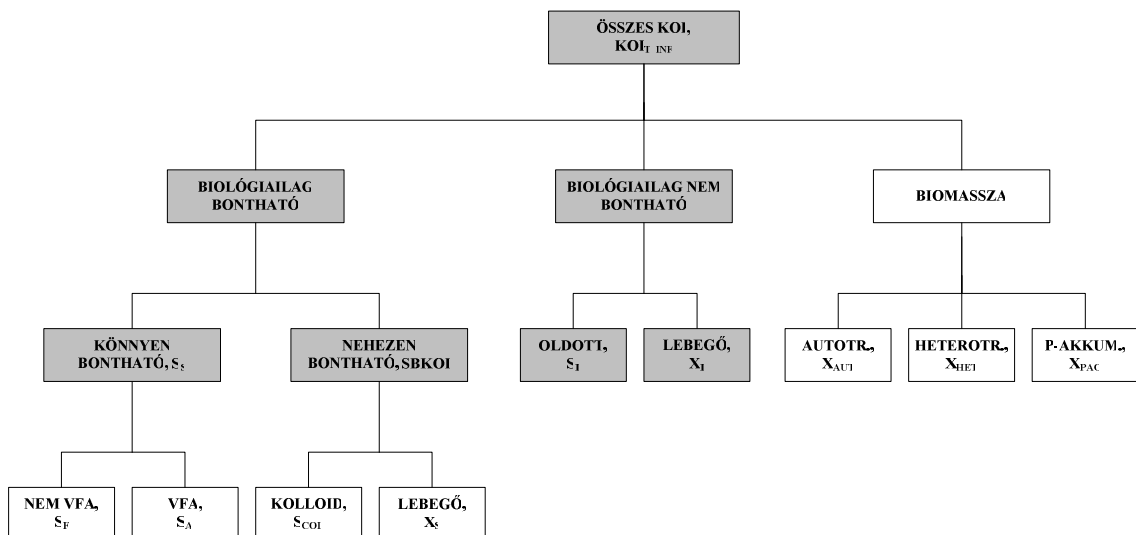
Az egyszerűbb BOI mérésen alapuló módszerhez továbbá szükséges az  $S_I$  koncentrációjának egyedi, vagy a  $KOI_{T,INF}$  arányában meghatározható ismerete is. Ezt követően a gyors minősítésekkel az  $X_I$  értéke a 21. Egyenletnek megfelelően egyszerűen számolható.

$$X_I = KOI_{T,INF} - S_I - S_S - X_S \quad (21)$$

ahol:  $KOI_{T,INF}$  Összes befolyó KOI  
 $S_I$  Biológiailag inert oldott frakció  
 $S_S$  Könnyen bontható oldott frakció  
 $X_S$  Lassan bontható lebegő frakció  
 $X_I$  Biológiailag inert lebegő frakció

A fent nevezett vizsgálat a 70. ábrán sötét háttérrel kiemelt paraméterek szerinti frakcionálást teszi lehetővé. A vizsgálati módszer nem nyújt azonban lehetőséget a 9. ábra szerinti teljes analízisre, de lehetőséget ad további mélyebb frakcionálásra is, amely a korábbiakban már ismertetett megoldások szerint történhet.

Ennek megfelelően a javasolt vizsgálattal az  $X_S$  értékbe bemérésre kerül a biomassza ( $X_{HET}$ ,  $X_{AUT}$ ,  $X_{PAO}$ ), valamint a kolloid frakció teljes mennyisége ( $S_{COL}$ ).



**70. ábra:** KOI frakciók az ASM modellcsaládban

## ÚJ EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA

A disszertáció célkitűzéseinek megfelelően a hazai, szennyvíziszap rothasztóval rendelkező szennyvíztisztító telepek üzemelési adatai kerültek összegyűjtésre, valamint lehetőségeim szerint ezen tisztítók iszapvíz mintáinak a laboratóriumi minősítése történt meg.

A szennyvíztisztító telepek változatos technológiai kialakítása, az iszaprothasztás és víztelenítés különböző körülményei, valamint az egyes telepekre kívülről beszállított biometanizálható anyagok hasznosítása olyan összetett helyzetet teremtett, amely ellehetetlenítette a szakmailag minden oldalról megalapozott összefüggések keresését az iszapvizek KOI,  $\text{NH}_4\text{-N}$ , TN koncentrációi és az adott szennyvíztisztítási, iszaprothasztási technológiai paraméterek között. Ennek ellenére egyes könnyebben értelmezhető, kevesebb hatásra változást szenvedő komponensek (foszfor formák) esetén lehetőség nyílt egyedi, a technológiára visszavezetett megállapítások megtételére, azonban a legtöbb vizsgált paraméterből általános érvényű következtetéseket vontam le.

A laboratóriumi vizsgálatok eredményeként egyértelművé vált, hogy a települési szennyvizek esetén alkalmazott KOI frakcionálási módszer módosításra szorul annak érdekében, hogy az iszapvizek vizsgálata során a vízminőségüket pontosabban jellemző, reprodukálható eredményeket kapjunk.

A párhuzamosan végzett BOI alapú, hosszú időtartamú, a biológiai bonthatóságot, és az inert frakciók mennyiségét meghatározó vizsgálatok eredményeként a BKOI érték hagyományosan alkalmazott matematikai számítása kiegészítésre került. fISZ néven új faktor került bevezetésre, amely a települési szennyvizek esetén alkalmazott fBOI faktor biomassa elhalásának figyelembe vételén túl magába foglalja az iszapvíz települési vizektől eltérő biológiai bonthatóságának hatását. A több ponton is módosított vizsgálati módszerek segítségével a jövőben lehetőség nyílik más, a települési vizektől eltérő szennyvíz típusok alapvizsgálatára, valamint a szükséges faktorok meghatározását követően gyors BOI alapú mérések rutinszerű elvégzésére.

A vizsgált hazai iszapvizek KOI frakcióinak meghatározását követően világossá vált, hogy az átlagosan 500 mg/l KOI koncentrációjú vizek esetén mintegy 95 mg/l-es oldott inert ( $S_1$ ) frakcióval (20,9 %), 72 mg/l-es (14,4 %) oldott könnyen bontható (SS) frakcióval számolhatunk. A lebegő komponensek esetén inert frakcióként ( $X_1$ ) 156 mg/l-es átlagértéket (30,3 %), a biológiailag lassan bontható frakcióként pedig 178 mg/l-es (34,4 %) mértem. Ezen adatok a következőkben felhasználhatók a mellékkörös szennyvíztisztítási megoldások szoftveres szimulációjára, de a hagyományos tisztítási megoldásokban a rothasztókról a főágra érkező terhelések figyelembevételére is értékes támpontot nyújtanak.

Az iszapvíz biológiailag bontható frakcióinak feltérképezése (BKOI/KOI~0,49; BOI<sub>5</sub>/KOI~0,23) eredményeként, valamint a részletesebb frakcionálás adatainak felhasználásával a speciális mellékkörös tisztítási megoldások egyes folyamatai könnyebben megérthetőek, szemléltethetőek. Az eredmények segítséget nyújtanak abban, hogy közelebbről becsüljük az ilyen vizek szeparált tisztítása során kialakuló heterotróf/autotróf mikroorganizmus arányt, és ne kizárólag a KOI érték

figyelembevételével számoljuk azok keletkezését, a rendelkezésre álló szerves anyagok és nitrogén formák arányát.

Az iszapvíz egyéb részletes vizsgálatának eredményeként megállapítható, hogy a hazai iszapvizek átlagosan 500 mg/l körüli kémiai oxigénigénnyel (~35% oldott), 80 mg/l körüli összes szerves szénrel (~72% oldott) 520 mg/l körüli ammónium nitrogén koncentrációval (~78% oldott) és 600 mg/l körüli (~82% oldott) összes nitrogén tartalommal rendelkeznek.

Az összes foszfor (~ 55 mg/l átlag), valamint az ortofoszfát foszfor (~9 mg/l átlag) koncentrációja telepenként igen nagy változatosságot mutat. Az azonban egyértelműen kiderült, hogy az iszapvízben oldott formában lévő ortofoszfát koncentrációja rendre csökken a tisztítás során alkalmazott fémsó dózisának növelésével.

A hazai üzemeltetési körülményeknek megfelelően, így gyakorlatilag az ortofoszfát válik a struvit képzés limitáló komponensévé. Eredményeim alapján látható, hogy az ammónium mintegy 90-szeres, a magnézium pedig mintegy 6-szoros túlsúlyban van az 1:1:1 magnézium:ammónium:ortofoszfát arányhoz képest. Ennek megfelelően valószínű, hogy a hazai vegyszerfelhasználás mellett nincs reális értelme a struvitképzés iszapvizekből történő megvalósításának. Az azonban valószínűsíthető, hogy a struvitképződés spontán az anaerob reaktorban is lejátszódik. Ennek eredménye az, hogy vélhetően a rothasztás során keletkező mikrokristályok (struvit, szervesetlen fém-foszfátok) az ortofoszfát-foszfor meghatározásának mintaelőkészítési lépésében (0,45 µm-es szűrés) eltávolításra kerülnek a folyadék fázisból.

A vizsgálati eredmények azt mutatják, hogy a hazai iszapvizek a 1,27 TN/NH<sub>4</sub>-N; 0,45 KOI/TN és 0,57 KOI/NH<sub>4</sub>-N átlagértékekkel jellemezhetők.

A szennyvíztisztítók üzemi körülményeinek vizsgálata alapján kiderült, hogy az anaerob rothasztás iszapvize átlagosan 0,7% KOI, 10,3% TN, és 3,5%-os TP növekedést eredményez a tisztítás főágára visszavezetve. Saját mérési eredményeimre támaszkodva megállapítható, hogy egyes szennyvíztisztító telepeken a nitrogénterhelés akár 15-16%-a is eredhet a belső terhelésből. Ezen túlmenően pedig az üzemeltetők mérési eredményeire hivatkozva kijelenthetjük, hogy egyes telepek esetében a 15-16%-os értéknél nagyobb is lehet az ilyen belső terhelés. A vizsgált minták nagy változatossága, a víztelenítés nehezen standardizálható körülményei miatt előfordul, hogy ugyanazon szennyvíztisztító telep esetében az iszapvíznél egyik napról a másikra akár kétszeres redukált nitrogén koncentrációk is mérhetők.

A tisztító telepek terhelési adatain túl érdekes tapasztalat, hogy a főágra visszavezetett iszapvíz oldott inert frakciója átlagosan mindösszesen 1,1 mg/l-es elfolyó KOI növekményt jelenthet.

A szennyvíztisztító telepek üzemelési adataiból látszik, hogy azok mintegy 0,57 kWh/m<sup>3</sup> villamos energia felhasználás mellett valósítják meg a szennyvizek tisztítását, és a gázmotorral rendelkező telepek átlagosan saját villamos energia igényük mintegy 50,5 %-át képesek fedezni az iszap rothasztása során nyert biogázból.

A rothasztók esetében átlagosan 26,3 napos HRT-vel számolhatunk, terhelésük pedig 1,85 kgKOI/m<sup>3</sup>\*d, vagy 1,23 kgMLVSS/m<sup>3</sup>\*d átlagérték körül alakul. Mindezen

körülmények mellett a biogáz, vagy metán termelés  $0,71 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kg MLVSS}$ ,  $0,47 \text{ m}^3\text{CH}_4/\text{kg KOI}$ ,  $13,9 \text{ m}^3\text{CH}_4/10^3\text{LE}$ ,  $102,8 \text{ m}^3\text{CH}_4/10^3 \cdot \text{m}^3$  szennyvíz fajlagos értékekkel vehető figyelembe.

## TÉZISEK

1. A hagyományos biológiai oxigénigény alapú, a  $BOI_{tot}$  érték alapján történő SBKOI frakció meghatározás az iszapvíz esetében módosításra szorul. Ezt az iszapvíz lassan bontható KOI frakcióját alkotó szerves anyagok nyers szennyvizétől eltérő minősége miatt kell elvégezni.
  - 1.1. A települési vizektől eltérő anaerob rothasztó iszapvize esetén a BOI alapú mérést, valamint az inert frakciók meghatározását biztosító hosszú időtartamú BOI mérést párhuzamosan kell elvégezni.
  - 1.2. Az fBOI faktor mellé egy újabb faktor bevezetését kell megtenni, amelyet fISZ-nek neveztem el (22. *Egyenlet*). fISZ értéke a hazai iszapvizeket megvizsgálva átlagosan 0,31-nek adódott (0,14-0,6 tartományban). Az iszapvizek esetén későbbiekben végezni kívánt BKOI meghatározások esetén fISZ értéke használható, BKOI értéke az egyenlet átrendezésével és egyszerű BOI mérés alapján kiszámítható.

$$fISZ = \frac{BKOI - BOI_{tot}}{BKOI} - fBOI$$

ahol:	fISZ	Iszapvíz biológiailag bontható szerves anyagaira jellemző faktor
	BKOI	Biológiailag bontható KOI
	fBOI	Települési vizek esetén javasolt érték (0,15)
	$BOI_{tot}$	BOI mérés körülményeiből számítható teljes BOI

2. Az iszapvizek tisztítására alkalmazott technológiák szoftveres tervezéséhez a hazai telepekről begyűjtött iszapvizek esetén az általam módosított eljárással határoztam meg a KOI frakciókat:
  - 2.1. Az átlagos oldott inert ( $S_I$ ) frakció koncentrációja 95 mg/l-nek adódott (20,9 %-os részarány), amelyhez 72 mg/l-es (14,4 %-os részarányú) oldott könnyen bontható (SS) frakció tartozott. A lebegő inert frakció ( $X_I$ ) 156 mg/l-es átlagértékű (30,3 %-os részarány), a lebegő, biológiailag lassan bontható frakció átlagosan 178 mg/l koncentrációjú (34,4 %-os részarányt).
  - 2.2. A hazai iszapvizek KOI frakciói a települési szennyvizek esetén tapasztalható 15-35%-os inert frakció aránynál nagyobb, mintegy 50%-os biológiailag nem bontható részarányal rendelkeznek. A nagyobb inert részarány ugyanúgy igaz mind a lebegőanyag, mind pedig az oldott komponensek esetén is. A lebegő frakció aránya gyakorlatilag megegyezik a települési előülepített szennyvizével, azonban a biológiailag bontható oldott frakció részaránya messze elmarad a települési előülepített szennyvíz hasonló komponensétől.
  - 2.3. Azok biológiailag bontható KOI frakciója ( $BKOI/KOI_{tot}$ ) 0,49,  $BOI_5/KOI$  aránya pedig átlagosan 0,23 értékkel, a  $TN/NH_4-N$  arány 1,27, a  $KOI/TN$  0,45, a  $KOI/NH_4-N$  0,57-es átlagértékekkel jellemezhető.
  - 2.4. A TN tartalom mintegy 88%-a, az  $NH_4-N$  tartalom mintegy 89%-a oldott formában van jelen.
3. Az anaerob rothasztást követően keletkező iszapvizek foszfor, illetve ammónium tartalmának struvitként történő eltávolítási lehetőségének elvi tisztázása érdekében a hazai iszapvizekből megvizsgáltam azok foszfor/ortofoszfát, ammónium-nitrogén és magnézium tartalmát. Az eredmények alapján megállapítottam, hogy a hazai anaerob rothasztást követően keletkező iszapvizek esetén nincs realitása azok

nitrogén és foszfor tartalmának struvitként történő mesterséges eltávolításának. Erre a megállapításra az alábbi mérési adatokból jutottam:

- 3.1. az oldott formában mérhető ortofoszfát koncentrációja átlagosan 28,8 mg/l (2,8-128,7 mg/l minimum és maximum értékekkel),
  - 3.2. az oldott ortofoszfát mennyisége az iszapvízben a szennyvíztisztítás során alkalmazott fémsódózis növelésével csökken,
  - 3.3. a limitáló tényező az oldott formában lévő ortofoszfát. Az 1:1:1  $Mg^{2+}:NH_4^+:PO_4^{3-}$  molarány nem biztosított a víztelenítő berendezések után vett mintákból,
  - 3.4. az ammónium:magnézium molarányt átlagosan 17-nek, az ammónium:ortofoszfát molarányt átlagosan 89-nek, a magnézium:ortofoszfát molarányt 5-nek mértem,
  - 3.5. az iszapvíz minták ortofoszfát-foszfor tartalmának mintegy 5-szöröse összes foszfort tartalmaznak, melynek átlagos értéke 54,4 mg/l-nek adódott.
4. A hazai anaerob rothasztóval rendelkező telepek általános üzemelési adatainak összegyűjtése, valamint az iszapvíz főágra történő visszavezetésének eredményeként kialakuló belső terhelés meghatározása, a telepeken nyerhető biogáz mennyisége, annak hasznosítása, és a tisztítás általános villamosenergia igényének összefoglalása érdekében üzemeltetői adatszolgáltatáson alapuló felülvizsgálatot végeztem. A felülvizsgálat eredményeivel adatokat szolgáltatok hazai anaerob rothasztók műszaki és üzemeltetési költség-tervezéséhez. Megállapítottam, hogy:
- 4.1. az iszapvízzel a főágra kerülő KOI terhelés átlagosan mintegy 0,7, a TN terhelés átlagosan 10,3; a TP terhelés átlagosan mintegy 3,5 százalékban növeli annak terhelését,
  - 4.2. az iszapvizek oldott inert KOI-je átlagosan mintegy 1,1 mg/l értékkel növeli az adott szennyvíztelepről elfolyó KOI-t,
  - 4.3. a rothasztás során mintegy 0,71  $m^3CH_4/kg$  MLVSS, 0,47  $m^3CH_4/kg$  KOI, 13,9  $m^3CH_4/10^3LE$ , 102,8  $m^3CH_4/10^3m^3$  szennyvíz biogáz fajlagos értékekkel számolhatunk,
  - 4.4. a rothasztókban átlagosan 1,85 kg KOI/ $m^3d$  és 1,23 kgMLVSS/ $m^3d$  terhelés alakul ki a 26,3 napos HRT értékek mellett.

## FELHASZNÁLT SZAKIRODALOM

- (Abman *et al.*, 2006) Abman W. R., Schultz C. E., Mulder J. W., M. C. M. van Loosdrecht, van der Star W. R. L., Strous M. (2006) *Full scale Granular Sludge ANAMMOX process*, Biofilm Systems VI. Conference Amsterdam RAI, 24-27 September
- (Abman *et al.*, 2007) W. Abma, C. Schultz, J.-W. Mulder, M. van Loosdrecht, W. van der Star, M. Strous, T. Tokutomi (2007) *The advance of Anammox*, Water21, Februar
- (Agence de l'eau, 2006) Agence de l'eau (2006) *La méthanisation des effluents industriels*
- (ATV-DVWK-A 131E, 2000) ATV-DVWK-A 131E (2000) *Dimensioning of Single-Stage Activated Sludge Plants*, German Association for Water, Wastewater and Waste 2000 May
- (Bányai és tsai., 2009) Bányai Zs., Thury P., Kárpáti Á. (2009) *Energiahatékonyság a szennyvíztisztítóban*, Magyar Szennyvíztechnikai Szövetség, X. Országos Konferencia, Lajosmizse 2009. Május 26-27.
- (Battistoni *et al.*, 2000) P. Battistoni, P. Pavan, M. Prisciandaro, F. Cecchi, (2000) *Struvite Crystallization: A Feasible and Reliable Way to Fix Phosphorus in Anaerobic Supernatants*, Wat. Res., 34, 3033-3041
- (Begert, 1985) Begert, A. (1985) *Summen- und Gruppenparameter für organische Stoffe von Wasser und Abwasser*. Wiener Mitt. Wasser, Abwasser, Gewässer 57. G1-G29.
- (Bhuiyan *et al.*, 2007) M.I. Bhuiyan, D.S. Mavinic, R.D. Beckie (2007) *A solubility and thermodynamic study of struvite*, Environ Technol. Sep;28(9):1015-26.
- (Bowden *et al.*, 2007) Bowden G., Wett B., Takacs I., Murthy S., Deur A., Musabyimana M. and Love N. (2007) *Evaluation of the single sludge deammonification process for the treatment of plant recycle streams containing a high ammonium concentration*, WEFTEC 2007
- (Broda, 1977) Broda, E. (1977) *Two kinds of lithotrophs missing in the nature*, Z. Allg. Microbiologie, 17 (6) 491-93.
- (Celen *et al.*, 2001) Celen, I., Türker, M. (2001) *Recovery of Ammonia as Struvite from Anaerobic Digester Effluents*. Environmental Technology 22, 1263-1272.
- (Choi, 2007) E. Choi (2007) *Piggery waste management: towards a sustainable future*, IWA Publishing
- (de-Bashan *et al.*, 2004) de-Bashan Luz E., Bashan Y. (2004) *Recent advances in removing phosphorous from wastewater and its future use as fertilizer (1997-2003)*. Water Research 38 4222-4246.
- (Deublein és Steinhauser, 2008) Deublein D., Steinhauser A. (2008) *Biogas from Waste and Renewable Resources: An Introduction* WILEY-VCH
- (Dirkzwager és L'Hermite, 1998) Dirkzwager H. és L'Hermite P. (1998) *Sewage Sludge Treatment and Use, New Developments, Technological Aspects and Environmental Effects*, Elsevier Applied Sciences, London and New York
- (Diwani *et al.*, 2007) Diwani G. El, Rafie Sh. El, El Ibiari N. N., El-Aila H I. (2007) *Recovery of ammonia nitrogen from industrial wastewater treatment as struvite slow releasing fertiliser*. Desalination 214, 200-214.
- (Dold and Bagg, 1986) Dold, P.L., W.K. Bagg, and G.v.R. Marais. 1986. *Measurement of the readily biodegradable COD fraction (S<sub>bs</sub>) in municipal wastewater by ultrafiltration*. Research Report No.W57, Cape Town, South Africa: University of Cape Town.
- (Dostaa *et al.*, 2008) J. Dostaa, I. Fernándezb, J.R. Vázquez-Padínb, A. Mosquera-Corralb, J.L. Camposb, J. Mata-Álvarez and R. Méndezb (2008) *Short- and long-term effects of temperature on the Anammox process*, Journal of Hazardous Materials Volume 154, Issues 1-3, Pages 688-693
- (Doyle és Parsons, 2002) Doyle J. D. and Parsons S. A (2002) *Struvite formation, control and recovery*. Wat. Res. 36. (16) 3925-3940.
- (Egli *et al.*, 2001) Egli K, Fanger U, Alvarez PJJ, Siegrist H, van der Meer JR, Zehnder AJB. (2001) *Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium rich leachate*. Arch Microbiol 175:198– 207.

- (Frost et al., 2004) R. L. Frost, M. L. Weier, K. L. Erickson (2004) *Thermal decomposition of struvite –implications for the decomposition of kidney stones*, Journal of Thermal Analysis and Calorimetry, 76(3): p. 1025-1033
- (Hamatschek et al., 2008) Hamatschek E, Mocker M., Quicker P, Faulstich M. (2008) *Thermise klärschlammverwertung*, C.A.R.M.E.N. – Fachkongress Alternative Rohstoffe für Bioenergie, Rosenheim, 07. November 2008
- (Hellinga et al., 1998) Hellinga C, Schellen AAJC, Mulder JW, van Loosdrecht MCM, Heijnen JJ. (1998) *The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater*. Water Sci Technol 37:135– 42.
- (Henze et al., 1996) Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J. and Arvin, E. (1996) *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*, 2nd edition, Springer, Heidelberg. 1996.
- (Henze et al., 1997) Henze M., Harremoes P., Jansen J. LA. C., Arvin E. (1997) *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes 1997* Springer-Verlag Telos
- (Hong et al., 2009) Y. Hong, M. Li, J. Gu (2009) *Bacterial anaerobic ammonia oxidation (Anammox) in the marine nitrogen cycle--a review*, Wei Sheng Wu Xue Bao 49 (3):281-6
- (Isaka et al., 2007) K. Isaka, T. Sumino, S. Tsuneda (2007) *High Nitrogen Removal Performance at Moderately Low Temperature Utilizing Anaerobic Ammonium Oxidation Reactions*, J. BIOSCI. BIOENG., Vol. 103, 486-490
- (Jaffer et al., 2002) Jaffer Y., Clark, T. A., Pearce P., Parsons S.A. *Potential phosphorus recovery by struvite formation*, Water Research, Volume 36, Issue 7, April, 2002, 1834-1842
- (Jensen, 2009) Jensen T. (2009) *A DANVAS (Dán Víz és Szennyvíz Szövetség) energia optimalizálás a víz és szennyvíz szektorban c. Programjának tanulásai*, Magyar Szennyvíztechnikai Szövetség, X. Országos Konferencia, Lajosmizse 2009. Május 26-27
- (Jetten et al., 2001) Jetten MSM, Wagner M, Fuerst J, van Loosdrecht M, Kuenen G, Strous M. (2001) *Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('ANAMMOX') process*. Curr Opin Biotechnol 12:283– 8.
- (Jetten et al., 2002) Jetten MSM, Schmid M, Schmidt I, Wubben M, van Dongen U, Abma W, et al. (2002) *Improved nitrogen removal by application of new nitrogen cycle bacteria*. Rev Environ Sci Bio/Technol 1:51– 63.
- (Jetten et al., 1997) Jetten MSM, Horn SJ, van Loosdrecht MCM. (1997) *Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system*. Water Sci Technol 35:171– 80.
- (Jetten et al., 1999) Jetten MSM, Strous M, van de Pas-Schoonen KT, Schalk J, van Dongen UGJM, van de Graaf AA, et al. (1999) *The anaerobic oxidation of ammonium*. FEMS Microbiol Rev 22:421– 37.
- (Kárpáti és tsai., 2008) Kárpáti Á., Thury P., Fazekas B. Pitás V. Bányai Zs. (2008) *A hőmezővársárhelyi szennyvíztisztító nitrifikációs kapacitásbővítésének féllüzemi vizsgálata*, Pannon Egyetem Kutatási jelentés
- (Kárpáti, 2002) *Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel*. Ismeretgyűjtemény, Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, 2002. Összeállította: Kárpáti Árpád.
- (Khin és Annachhatre , 2004) Khin T., Annachhatre A. P. (2004) *Novel microbial nitrogen removal processes*, Biotechnology Advances 22 519–532
- (Kim et al, 2009) D. Kim, J. Kim, H.-D. Ryu, S.-I. Lee (2009) *Effect of mixing on spontaneous struvite precipitation from semiconductor wastewater*. Bioresource technology, 100, 74-78.
- (Koch et al., 2000) Koch G, Egli K, Van der Meer JR & Siegrist (2000). *Mathematical modeling of autotrophic denitrification in a nitrifying biofilm of a rotating biological contactor*. Water Science & Technology, 41(4-5), 191-198.
- (Kuai és Verstraete, 1998) Kuai L, Verstraete W. (1998) *Ammonium Removal by the Oxygen-Limited Autotrophic Nitrification-Denitrification System*, Appl Environ Microbiol. 64(11): 4500–4506

- (Lesjean et al., 2004) Lesjean B., Rosenberger S., Schrotter J.-C. (2004) *Membrane aided biological wastewater treatment – overview on applied systems and their fields of application*, Membrane Technology, August 2004.
- (Malina és Pohland, 1992) Malina, Jr. J. F. - Pohland, F. G. (Eds.) (1992) *Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes*. Water Quality Management Library, Vol. 7. Technomic, Lancaster
- (Mamais et al., 1993) Mamais, D., D. Jenkins, and P. Pitt. (1993) *A rapid physical-chemical method for the determination of readily biodegradable soluble COD in municipal wastewater*. Water Res. 27(1):195-197.
- (McCarty et al., 1974) McCarty, P. L. (1974) *Anaerobic Processes*, paper presented at the Birmingham Short Course on Design Aspects of Biological Treatment, International Association of Water Pollution Research, England
- (Melcer et al., 2003) Melcer H., Dold P. L., Jones R. M., Bye C. M., Takacs I.m, Stensel H. D., Wilson P. W, Sun P., Bury S. (2003) *Methods for Wastewater Characterization in Activated Sludge Modeling*, IWA Publishing
- (Metcalf és Eddy, 2003) Metcalf and Eddy (2003) *Wastewater engineering, treatment and reuse*, Metcal and Eddy Inc. 4th edition/revised 2003
- (MI-10 127/2:1984) MI-10 127/2:1984 *Településről származó szennyvizek tisztítótelepei: A szennyvíz és szennyvíziszap mennyisége, minősége és a befogadó terhelhetősége*
- (MI-10 127/3 1977) MI-10 127/3 1977 *Településről származó szennyvizek tisztítótelepei: Mechanikai tisztítás*
- (MI-10 127/3 1977) MI-10 167/2:1987 *A hálózatot terhelő fajlagos vízmennyiségek*
- (Mulder et al., 1995) Mulder A, van de Graaf AA, Robertson LA, Kuenen JG. (1995) *Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor* FEMS Microbiol Ecol 16:177– 84.
- (Mustovo et al, 2000) Musvoto, E.V., Wentzel, M.C., Ekama, G.A. (2000) *Integrated chemical–physical processes modelling-II. Simulating aeration treatment of anaerobic digester supernatants*. Water Research 34 1868–1880.
- (Obuli és Kurian, 2007) P. K. Obuli. és J. Kurian “ANAMMOX” *A novel process for nitrogen management in bioreactor landfills – a review* (2007) Centre for Environmental Studies, Anna University, Chennai – 25.
- (Okamoto et al., 2009) H. Okamoto, Y. Uchihashi, L. N. Khanh, T. Miyahara, K. Kawamura, K. Furukawa (2009) *Removal of Nitrogen from Pretreated Brewery Wastewater by Anammox Process*, KAGAKU KOGAKU RONBUNSHU, Vol. 35, No. 3
- (Orhon et al., 1994) Orhon D., Artan N. and Ateş E. (1994) *A Description of Three Methods for the Determination of the Initial Inert Particulate Chemical Oxygen Demand of Wastewater*, J. Chem. Tech. Biotechnol., 61, 73-80.
- (Orhon et al., 2009) Orhon D., Germirli Babuna F., Karahan O. (2009), *Industrial Wastewater Treatment by Activated Sludge*, IWA Publishing 02 Feb 2009
- (Öllös, 1991) Öllös Géza (1991) *Csatornázás- szennyvíz- tisztítás I.-II.*, AQUA kiadó, Bp., 1991
- (Pastor et al, 2008) Pastor, L., Marti, N., Bouzas, A., Seco, A. (2008) *Sewage sludge management for phosphorous recovery as struvite in EBPR wastewater treatment plants*. Bioresource Technology 99 4817-4824.
- (Pastor et al., 2008) Pastor, L., Marti, N., Bouzas, A., Seco, A. (2008) *Sewage sludge management for phosphorous recovery as struvite in EBPR wastewater treatment plants*. Bioresource Technology 99 4817-4824.
- (Pásztor és tsai., 2004) Pásztor I., Pulai J., Kárpáti Á. (2004) *Foszforeltávolítás lehetősége és távlatai a szennyvíz tisztításánál*. Kárpáti Á., Pásztor I., Pulai J., Thury P.: A felhasznált víz és szennyezőinek hatása a szennyvíztisztítás lehetőségeire és távlataira, Tanulmánygyűjtemény, 9. füzet, Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék 69-82.o.
- (Pásztor és tsai., 2009) Pasztor I, Thury P, Pulai J. (2009) *Chemical oxygen demand fractions of municipal wastewater for modeling wastewater treatment*, Int. J. Environ. Sci. Tech., 6 (1), 51-56, Winter 2009

- (Pathak et al., 2007) B. K. Pathak, F. Kazama, Y. Tanaka, K. Mori, T. Sumino (2007) *Quantification of anammox populations enriched in an immobilized microbial consortium with low levels of ammonium nitrogen and at low temperature*, Applied Microbiology and Biotechnology, Vol. 76, No. 5
- (phosphorus, 2009) <http://www.phosphorus-recovery.tu-darmstadt.de>
- (Picioreanu et al., 1997) Picioreanu C, van Loosdrecht MCM, Heijnen JJ. (1997) *Modelling of the effect of oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor*. Water Sci Technol 36:147–56.
- (Pynaert et al., 2002) Pynaert K., Wyffels S., Sprengers R., Boeckx P., van Cleemput O., Verstraete W. (2002) *Oxygen-limited nitrogen removal in a lab-scale rotating biological contactor treating an ammonium-rich wastewater*, Water Science and Technology Vol 45 No 10 pp 357–363
- (Qasim, 1999) Qasim S. R. (1999) *Wastewater treatment plants: planning, design, and operation*, Technomic publishing
- (Quintana et al, 2008) Quintana, M., Colmenarejo, M. F., Barrera, J., Sánchez, E., García, G., Travieso, L., Borja, R. (2008) *Removal of phosphorous through struvite precipitation using a by-product of magnesium oxide production (BMP): Effect of the mode of BMP preparation*. Chemical Engineering Journal 136 204-209.
- (Radács és tsai, 2004) Radács A., Sulák V., Buzsáki K., Nagy E. (2004) *Szennyvíziszap szárítása napenergia felhasználásával*, XXII. Országos Hidrológiai Vándorgyűlés, Keszthely, Konferencia cd-kiadvány 5. szekció
- (Roeleveld és Loosdrecht, 2002) Roeleveld P.J and van Loosdrecht M.C.M. (2002) *Experiences with guidelines for wastewater characterization in The Netherlands*, Wat. Sci. Tech. Vol. 4, No. 6, pp. 77-87.
- (Ryu et al, 2008) Ryu, H. D., Kim, L., Lee, S-I. (2006) *Application of struvite precipitation in treating ammonium-nitrogen from semiconductor wastewater*. Journal of Hazardous Materials 156 163-169.
- (Schmid et al., 2000) Schmid M, Twachtmann U, Klein M, Strous M, Juretschko S, Jetten MSM, et al. (2000) *Molecular evidence for genus level diversity of bacteria capable of catalyzing anaerobic ammonia oxidation*. Syst Appl Microbiol 23:93– 106.
- (Schmid et al., 2003) Schmid M., Walsh K., Webb R., Rijnstra W I., van de Pas-Schoonen K., Verbruggen M. J., Hill T., Moffett B., Fuerst J., Schouten S., Sinninghe Damsté J. S., Harris J., Shaw P., Jetten M., Strous M., (2003) *Candidatus “Scalindua brodae”, sp. nov., Candidatus “Scalindua wagneri”, sp. nov., Two New Species of Anaerobic Ammonium Oxidizing Bacteria*, Systematic and Applied Microbiology Volume 26, Issue 4, 2003, Pages 529-538
- (Schön és Jardin, 2001) Schön, G., Jardin, N. (2001) *Foszfóreltávolítása a szennyvíztisztításban. A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században – eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei*. Összeállította: Kárpáti Á., Veszprémi Egyetem, Veszprém, 63-102.
- (Sibel, 2008) U. D. Sibel (2008) *A Study on Nutrient Removal from Municipal Wastewater by Struvite Formation Using Taguchi's Design of Experiments* Environmental Engineering Science Volume: 25 Issue 1: January 23
- (SOLARGO, 2001) SOLARGO (2001) *La digestion anaérobique des bous urbaines, état des lieux, état de l'art*
- (Sorensen et al., 1993) Sorensen B. H., Jorgensen S. E. (1993) *The Removal of Nitrogen Compounds from Wastewater*, Elsevier
- (Spinosa és Vesilind, 2001) Spinosa, L., Vesilind, A. (2001). *Sludge into Biosolids*, IWA Publishing.
- (STOWA, 2001) STOWA (2001) *Physical-chemical treatment of wastewater, physical-chemical fractionation and characterisations of wwtp influent* (in Dutch), STOWA report 2001-19, Hageman Fulfilment, Zwijndrecht, Th Netherlands
- (Strous et al., 1999) Strous M, Fuerst JA, Kramer EHM, Logemann S, Muyzer G, van de Pas-Schoonen KT (1999) *Missing lithotroph identified as new Planctomycete*. Nature 400:446– 9.

- (Sütő-Homola, 2008) Sütő V. – Homola A. (2008) *Szennyvíziszap hasznosítás, elhelyezés jelene és jövője Magyarországon*, BÁCSVÍZ Zrt. Csatornaszolgáltatási Ágazat, Tanulmány
- (Thury és Kárpáti, 2009) Thury P., Kárpáti Á. (2009) Nagy ammóniumkoncentrációjú csurgalékvizek nitrogénmentesítése, Hidrológiai Társaság Csatornázási és Szennyvíztisztítási Szakosztályának ülése, Budapest, 2009 március 17.
- (Türker et al, 2007) Türker, M., Celen, I. (2007) *Removal of ammonia as struvite from anaerobic digester effluents and recycling of magnesium and phosphate*. Bioresource Technology 98 1529-1534.
- (UTB, 2009) UTB Envirotec Kft. Szakmai nap, Budapest Hotel Ibis, 2009.
- (van de Graaf et al., 1996) van de Graaf AA, de Bruijn P, Robertson LA, Jetten MSM, Kuenen JG. (1996) *Autotrophic growth of anaerobic ammonium oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor* Microbiology 142:2187 – 96.
- (van Dongen et. al., 2001) van Dongen U, Jetten MSM, van Loosdrecht MCM. (2001) *The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater*. Water Sci Technol 44:153– 60.
- (van Hulle., 2005) S. Van Hulle (2005) *Modellin, simulation and optimization of autotrophic nitrogen removal processes*, Ph.D dissertation, Universitate Gent, Faculteit Bio-ingenieurswetenschappen, Gent
- (van Kempen et. al., 2001) van Kempen R, Mulder JW, Uijterllnde CA, van Loosdrecht MCM. (2001) *Overview: full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering*. Water Sci Technol 44:145–52.
- (van Loosdrecht et.al., 1998) van Loosdrecht MCM, Jetten MSM. (1998) *Microbiological conversions in nitrogen removal*. Water Sci Technol 38:1– 7.
- (Wett és Degg, 2006) Wett B, Degg J. (2006) *Verfahrens- und Betriebsoptimierungen am Beispiel der ARA-Strass*, Wiener Mitteilungen (2006) Band 195, 253-288
- (Wett et. al., 2007) Wett, B. Murthy, S. Takács, I. Hell, M. Bowden, G. Deur, A. O'Shaughnessy, M. (2007) *Key Parameters for Control of DEMON Deammonification Process* Proc. Nutrient Removal 2007, Baltimore
- (Wyffels et. al., 2004) Wyffels S., Boeckx P., Pynaert K., Zhang D., van Cleemput O., Chen G., Verstraete W. (2004) *Nitrogen removal from sludge reject water by a two-stage oxygen-limited autotrophic nitrification denitrification process*, Water Science and Technology Vol 49 No 5–6 pp 57–64
- (Young-Ho Ahn, 2006) Young-Ho Ahn (2006) *Sustainable nitrogen elimination biotechnologies: A review*, Process Biochemistry Volume 41, Issue 8, Pages 1709-1721

## MELLÉKLETEK

- I. számú melléklet: Felméréshez alkalmazott adattábla
- II. számú melléklet: Vizsgált telepek összefoglaló adatai
- III. számú melléklet: Az iszapvíz minták KOI, TN, NH<sub>4</sub>-N adatai

I. számú melléklet: Felméréshez alkalmazott adattábla

Tisztító neve:	Információkat adta:		megjegyzés
		2008.	
<b>SZENNYVÍZ ADATOK</b>			
Napi átlagos szennyvízmenyiség	m <sup>3</sup> /d		
Befolyó szennyvíz átlagos KOI koncentráció	g/m <sup>3</sup>		
Befolyó szennyvíz átlagosBOI koncentráció	g/m <sup>3</sup>		
Befolyó szennyvíz átlagos TN koncentráció	g/m <sup>3</sup>		
Befolyó szennyvíz átlagos TSS koncentráció	g/m <sup>3</sup>		
Befolyó szennyvíz átlagos TP koncentráció	g/m <sup>3</sup>		
Éves átlagos szennyvízmenyiség	m <sup>3</sup> /a		
Biológiai reaktor térfogat	m <sup>3</sup>		
<b>ISZAPADATOK-ROTHAZTÁS</b>			
Napi adagolt Fe mennyisége	kg Fe/d		
Éves átlagos primeriszap mennyiség (előülepítőből)	m <sup>3</sup> /a		
Napi átlagos primeriszap mennyiség (előülepítőből)	m <sup>3</sup> /d		
Átlagos primeriszap koncentráció	kg TSS/m <sup>3</sup>		
Szárazanyagtartalom	m/m %		
Primer iszap szervesanyagtartalma	%		
Éves átlagos fölösiszap mennyiség (utóülepítőből)	m <sup>3</sup> /a		
Napi átlagos fölösiszap mennyiség (utóülepítőből)	m <sup>3</sup> /d		
Átlagos fölösiszap koncentráció	kg TSS/m <sup>3</sup>		
Szárazanyagtartalom (fölösiszap)	%		
Szerves hányad (fölösiszap)	%		
Külső iszapbeszállítás	m <sup>3</sup> /a		
Külső iszapbeszállítás	m <sup>3</sup> /d		
Átlagos koncentráció (külső)	kg TSS/m <sup>3</sup>		
Szárazanyagtartalom (külső)	m/m %		
Szerves hányad (külső)	%		
Rothasztóra feladott iszapmennyiség	m <sup>3</sup> /s		
Rothasztóra feladott iszapmennyiség	m <sup>3</sup> /d		
Feladott iszap szárazanyagtartalma	m/m %		
Feladott iszap szervesanyagtartalma	%		
Becsült HRT a rothasztóban	d		
Rothasztó térfogata	m <sup>3</sup>		
Iszapvíztelenítés megoldása	centrifuga/szalag		
Rothasztóról lejövő iszap (víztelenítés előtt)	m <sup>3</sup> /a		
Rothasztóról lejövő iszap (víztelenítés előtt)	m <sup>3</sup> /d		
Rothasztóról lejövő (rothasztott) iszap szárazanyagtartalma (víztelenítés előtt)	m/m %		
Rothasztóról lejövő (rothasztott) iszap szervesanyagtartalma	%		
Éves átlagos iszapmennyiség (levíztelenített)	t/a		
Napi átlagos iszapmennyiség (levíztelenített)	t/d		
Víztelenített iszap szárazanyagtartalma	m/m%		
<b>BIOGÁZADATOK</b>			
Napi átlagos biogáz mennyiség	m <sup>3</sup> /d		
Éves biogáz mennyiség	m <sup>3</sup> /a		
Becsült/mért összetétel*	CH <sub>4</sub> v/v%		
Becsült/mért összetétel*	CO <sub>2</sub> v/v%		
Becsült/mért összetétel*	H <sub>2</sub> S v/v%		
Becsült/mért energiatartalom*	MJ/m <sup>3</sup>		
Becsült/mért energiatartalom*	KWh/m <sup>3</sup>		
<b>ENERGIATERMELÉS</b>			
Gáztartály térfogata	m <sup>3</sup>		
Előisztítás	van/nincs		

Előtisztítás megoldása	mosás/PSA, stb.		
Előtisztítás során eltávolított komponensek	NH3, H2S, stb.		
Gázmotor	van/nincs		
Gázmotor villamos hatásfoka	%		
Gázmotor hőtechnikai hatásfoka	%		
Gázmotor teljesítménye	kW		
Gázmotorra feladott napi biogáz mennyiség	m <sup>3</sup> /d		
Gázmotorra feladott éves biogáz mennyiség	m <sup>3</sup> /a		
Gázmotor éves üzemideje	d/a		
Kazán	van/nincs		
Kazán tényleges hatásfoka	%		
Kazán teljesítménye	kW		
Kazánra feladott napi biogáz mennyiség	m <sup>3</sup> /d		
Kazánra feladott éves biogáz mennyiség	m <sup>3</sup> /a		
Kazán éves üzemideje	d/a		
Biogáz égetésből nyert energia	MJ/a		
Fáklya	van/nincs		
Fáklyára feladott napi biogáz mennyiség	m <sup>3</sup> /d		
Fáklyára feladott éves biogáz mennyiség	m <sup>3</sup> /a		
Fáklya éves üzemideje	d/a		
<b>VILLAMOS-ENERGIA</b>			
Fűtés céljára felhasznált energia	MJ/a		
Termelt Hőenergia	MJ/a		
Villamosenergiaigény	kWh/a		
Összes felhasznált energiamennyiség a tisztítóban (hő+villamos)	kWh/a		
Termelt villamosenergia mennyisége	kWh/d		
Termelt villamosenergia mennyisége	kWh/d		
Éves vásárolt villamosenergia mennyiség	kWh/a		
Vásárolt villamosenergia mennyiség	kWh/d		
Vételi ár(áramszolgáltatótól vásároltra)	Ft/kWh		
Éves vásárolt gáz mennyiség (fűtésre)	m <sup>3</sup> /a		
Földgázból termelt hőenergia mennyisége	KJ/a		
Gázvásárlás ára	Ft/m <sup>3</sup>		
Földgázból termelt hőenergia felhasználás időszaka	d/a		
* megfelelő aláhúzendő			

II. számú melléklet: Vizsgált telepek összefoglaló adatai

		SZEG	GYŐ	KECS	VP	SOP	SZH	DEB	GYGY	HMVH	NYIR	ZEG	AJ	SZF
Terhelés														
	ezer m <sup>3</sup> /d	46,9	48,0	17,9	11,2	18,9	25,3	38,7	7,0	8,5	21,8	14,2	5,9	22,4
	ezer LE	269	198	164	103	129	156	382	48	95	302	113	35	175
	kg KOI/d	24 115	24 400	19 732	9 558	19 845	17 187	46 661	7 154	12 473	28 246	14 241	3 614	23 615
	kg BOI <sub>5</sub> /d	16 129	11 864	9 866	6 189	7 711	9 352	22 924	2 898	5 716	18 147	6 758	2 113	10 511
	kg TN/d	2 388	1 239	1 345	756	624	1 618	3 195	560	1 167	2 399	1 148	444	2 102
	kg TSS/d	12 317	14 794	6 278	-	12 058	9 655	21 298	3 472	6 410	10 688	6 745	65	12 165
Vízminőség														
	mg KOI/l	515	508	1 100	851	1 050	680	1 205	1 022	1 475	1 295	1 001	614	1 056
	mg BOI <sub>5</sub> /l	344	247	550	551	408	370	592	414	676	832	475	359	470
	mg TN/l	51	26	75	67	33	64	83	80	138	110	81	76	94
	mg TSS/l	263	308	350		638	382	550	496	758	490	474	11	544
Reaktorok														
	m <sup>3</sup> előülepítő	1 750	6 754	2 940	1 520	1 275	3 000	6 300	750	-	1 070	-	785	3 800
	m <sup>3</sup> szelektor	-	-	-	700	-	-	-	136	-	-	-	-	-
	m <sup>3</sup> anaerob	3 927	-	-	1 500	2 125	3 600	-	810	-	-	3 818	424	-
	m <sup>3</sup> anoxikus	11 088	6 400	-	1 500	2 500	4 400	13 792	1 916	-	4 000	3 623	722	1 985
	m <sup>3</sup> oxikus	16 088	17 600	12 000	7 400	10 400	9 400	16 380	5 410	1 396	8 000	16 246	2 700	11 876
	m <sup>3</sup> közbülső ülepítő	-	-	-	-	-	-	-	-	2 170	-	-	-	-
	m <sup>3</sup> utóülepítő	19 880	18 000	11 000	8 038	5 200	6 000	12 600	2 700	3 615	4 500	-	2 404	9 500
	m <sup>3</sup> biológia	31 103	24 000	12 000	10 400	15 025	17 400	30 172	8 136	1 396	12 000	23 687	3 846	13 861
	m <sup>3</sup> totál	52 733	48 754	25 940	19 958	21 500	26 400	49 072	11 586	5 011	17 570	23 687	7 035	27 161
	szelektor/biol, %	-	-	-	7	-	-	-	2	-	-	-	-	-
	anaerob/biol, %	13	-	-	14	14	21	-	10	-	-	16	11	-
	anox/biol, %	36	27	-	14	17	25	46	24	-	33	15	19	14
	aerob/biol, %	52	73	100	71	69	54	54	66	100	67	69	70	86
	biol/total, %	59	49	46	52	70	66	61	70	28	68	100	55	51

SZEG: Szeged, GYŐ: Győr, KECS: Kecskemét, VP: Veszprém, SOP: Sopron, SZH: Szombathely, DEB: Debrecen: GYGY: Gyöngyös, HMVH: Hódmezővásárhely, NYIR: Nyíregyháza, ZEG: Zalaegerszeg, AJ: Ajka, SZF: Székesfehérvár

		SZEG	GYŐ	KECS	VP	SOP	SZH	DEB	GYGY	HMVH	NYIR	ZEG	AJ	SZF
Üzemi adatok														
	HRT eü., h	0,9	3,4	3,9	3,2	1,6	2,8	3,9	2,6	-	1,2	-	3,2	4,1
	HRT szelektor, h	-	-	-	1,5	-	-	-	0,5	-	-	-	-	-
	HRT anaerob, h	2,0	-	-	3,2	2,7	3,4	-	2,8	-	-	6,4	1,7	-
	HRT anox., h	5,7	3,2	-	3,2	3,2	4,2	8,5	6,6	-	4,4	6,1	2,9	2,1
	HRT aerob, h	8,2	8,8	16,1	15,8	13,2	8,9	10,2	18,5	4,0	8,8	27,4	11,0	12,7
	HRT közbü, h	-	-	-	-	-	-	-	-	6,2	-	-	-	-
	HRT uü., h	10,2	9,0	14,7	17,2	6,6	5,7	7,8	9,3	10,3	5,0	-	9,8	10,2
	HRT biol., h	15,9	12,0	16,1	22,2	19,1	16,5	18,7	27,9	4,0	13,2	40,0	15,7	14,9
	HRT totál, h	27,0	24,4	34,7	42,6	27,3	25,1	30,4	39,7	14,2	19,3	40,0	28,7	29,1
	iszapkoncentráció, kg MLSS/m <sup>3</sup>	5,5	5,0	4,0	3,5	4,0	5,5	4,0	2,5	6,2	5,5	4,8	6,2	4,0
	Előületési hatásfoka (BOI <sub>5</sub> -re), %	34	45	30	35	30	44	35	45	-	40	-	30	28
	Eü. utáni terhelés kg BOI <sub>5</sub> /d	10 645	6 525	6 906	4 023	5 398	5 237	14 901	1 594	-	10 888	6 758	1 479	7 568
	kg BOI <sub>5</sub> /m <sup>3</sup> *d	0,34	0,27	0,58	0,39	0,36	0,30	0,49	0,20	4,09	0,91	0,29	0,38	0,55
	kg BOI <sub>5</sub> /kg MLSS*d	0,06	0,05	0,14	0,11	0,09	0,05	0,12	0,08	0,66	0,16	0,06	0,06	0,14
	kg TN/m <sup>3</sup> *d	0,08	0,05	0,11	0,07	0,04	0,09	0,11	0,07	0,84	0,20	0,05	0,12	0,15
	kg TN/kg MLSS*d	0,01	0,01	0,03	0,02	0,01	0,02	0,03	0,03	0,13	0,04	0,01	0,02	0,04

SZEG: Szeged, GYŐ: Győr, KECS: Kecskemét, VP: Veszprém, SOP: Sopron, SZH: Szombathely, DEB: Debrecen: GYGY: Gyöngyös, HMVH: Hódmezővásárhely, NYIR: Nyíregyháza, ZEG: Zalaegerszeg, AJ: Ajka, SZF: Székesfehérvár

(1) Nitrogénterhelések a befolyóból számolva.

III. számú melléklet: Az iszapvíz minták KOI, TN, NH<sub>4</sub>-N adatai

	KOI, mg/l			
	<i>Homogén</i>	<i>&lt;15µm</i>	<i>&lt;2µm</i>	<i>&lt;0,45µm</i>
<i>Ajka01</i>	449,3	384,0	339,5	152,1
<i>Ajka02</i>	567,3	345,5	331,0	168,2
<i>Ajka03</i>	472,0	384,5	356,0	150,3
<i>Ajka04</i>	560,3	309,6	203,4	151,4
<i>Ajka05</i>	414,3	315,5	310,0	138,9
<i>Debrecen01</i>	342,7	198,4	191,0	138,9
<i>Debrecen02</i>	271,2	188,4	179,3	131,3
<i>Debrecen03</i>	361,0	173,1	182,9	117,1
<i>Gyöngyös01</i>	408,9	228,0	219,5	170,1
<i>Gyöngyös02</i>	504,0	291,7	290,5	154,2
<i>Gyöngyös03</i>	281,3	168,2	153,5	129,0
<i>Győr01</i>	438,0	166,9	170,0	137,0
<i>Győr02</i>	471,8	254,0	253,0	195,4
<i>Győr03</i>	496,7	168,0	174,0	151,2
<i>Győr04</i>	394,0	209,7	197,3	172,5
<i>Győr05</i>	479,3	310,3	303,3	242,1
<i>Hódmezővásárhely01</i>	599,5	222,0	211,0	125,2
<i>Hódmezővásárhely02</i>	342,3	284,7	246,2	132,1
<i>Hódmezővásárhely03</i>	452,3	286,6	239,9	133,0
<i>Hódmezővásárhely04</i>	436,3	306,5	245,6	135,0
<i>Kecskemét01</i>	645,0	206,0	181,0	118,8
<i>Kecskemét02</i>	906,5	261,0	214,0	151,0
<i>Kecskemét03</i>	-	-	-	-
<i>Nyíregyháza01</i>	735,3	659,7	648,5	222,3
<i>Nyíregyháza02</i>	395,0	322,3	230,8	183,8
<i>Nyíregyháza03</i>	704,0	479,5	467,5	199,2
<i>Sopron01</i>	412,0	338,0	319,5	158,1
<i>Sopron02</i>	513,5	315,0	316,0	138,4
<i>Sopron03</i>	777,0	589,0	568,0	154,7
<i>Szeged01</i>	481,0	338,3	322,5	205,8
<i>Szeged02</i>	450,0	243,9	241,1	184,2
<i>Szeged03</i>	517,7	288,5	265,9	188,1
<i>Székesfehérvár01</i>	-	-	-	-
<i>Székesfehérvár02</i>	452,7	344,0	336,5	220,0
<i>Székesfehérvár03</i>	561,3	455,5	430,0	242,0
<i>Szombathely01</i>	717,0	597,5	597,0	211,5
<i>Szombathely02</i>	602,0	550,0	527,5	220,0
<i>Szombathely03</i>	501,0	423,0	429,5	177,9
<i>Veszprém01</i>	452,5	311,5	210,0	116,3
<i>Veszprém02</i>	458,0	187,7	180,4	158,5
<i>Veszprém03</i>	445,0	224,3	219,9	201,3
<b>ÁTLAG</b>	<b>499,21</b>	<b>316,16</b>	<b>294,94</b>	<b>166,07</b>
<b>MAX</b>	<b>906,50</b>	<b>659,70</b>	<b>648,50</b>	<b>242,10</b>
<b>MIN</b>	<b>271,20</b>	<b>166,90</b>	<b>153,50</b>	<b>116,30</b>
<b>DARAB</b>	<b>39</b>	<b>39</b>	<b>39</b>	<b>39</b>

	KOI, %			
	<i>Homogén</i>	<i>lebegő</i>	<i>kolloid</i>	<i>oldott</i>
<i>Ajka01</i>	100	24,4	41,7	33,9
<i>Ajka02</i>	100	41,7	28,7	29,6
<i>Ajka03</i>	100	24,6	43,6	31,8
<i>Ajka04</i>	100	63,7	9,3	27,0
<i>Ajka05</i>	100	25,2	41,3	33,5
<i>Debrecen01</i>	100	44,3	15,2	40,5
<i>Debrecen02</i>	100	33,9	17,7	48,4
<i>Debrecen03</i>	100	49,3	18,2	32,4
<i>Gyöngyös01</i>	100	46,3	12,1	41,6
<i>Gyöngyös02</i>	100	42,4	27,0	30,6
<i>Gyöngyös03</i>	100	45,4	8,7	45,9
<i>Győr01</i>	100	61,2	7,5	31,3
<i>Győr02</i>	100	46,4	12,2	41,4
<i>Győr03</i>	100	65,0	4,6	30,4
<i>Győr04</i>	100	49,9	6,3	43,8
<i>Győr05</i>	100	36,7	12,8	50,5
<i>Hódmezővásárhely01</i>	100	64,8	14,3	20,9
<i>Hódmezővásárhely02</i>	100	28,1	33,3	38,6
<i>Hódmezővásárhely03</i>	100	47,0	23,6	29,4
<i>Hódmezővásárhely04</i>	100	43,7	25,3	30,9
<i>Kecskemét01</i>	100	71,9	9,6	18,4
<i>Kecskemét02</i>	100	76,4	6,9	16,7
<i>Kecskemét03</i>	-	-	-	-
<i>Nyíregyháza01</i>	100	11,8	58,0	30,2
<i>Nyíregyháza02</i>	100	41,6	11,9	46,5
<i>Nyíregyháza03</i>	100	33,6	38,1	28,3
<i>Sopron01</i>	100	22,5	39,2	38,4
<i>Sopron02</i>	100	38,5	34,6	27,0
<i>Sopron03</i>	100	26,9	53,2	19,9
<i>Szeged01</i>	100	33,0	24,3	42,8
<i>Szeged02</i>	100	46,4	12,6	40,9
<i>Szeged03</i>	100	48,6	15,0	36,3
<i>Székesfehérvár01</i>	-	-	-	-
<i>Székesfehérvár02</i>	100	25,7	25,7	48,6
<i>Székesfehérvár03</i>	100	23,4	33,5	43,1
<i>Szombathely01</i>	100	16,7	53,8	29,5
<i>Szombathely02</i>	100	12,4	51,1	36,5
<i>Szombathely03</i>	100	14,3	50,2	35,5
<i>Veszprém01</i>	100	53,6	20,7	25,7
<i>Veszprém02</i>	100	60,6	4,8	34,6
<i>Veszprém03</i>	100	50,6	4,2	45,2
<b>ÁTLAG</b>	<b>100</b>	<b>40,8</b>	<b>24,4</b>	<b>34,8</b>
<b>MAX</b>	<b>100</b>	<b>76,4</b>	<b>58,0</b>	<b>50,5</b>
<b>MIN</b>	<b>100</b>	<b>11,8</b>	<b>4,2</b>	<b>16,7</b>
<b>DARAB</b>	<b>39</b>	<b>39</b>	<b>39</b>	<b>39</b>

	<b>NH<sub>4</sub>-N, mg/l</b>			
	<i>Homogén</i>	<i>&lt;15µm</i>	<i>&lt;2µm</i>	<i>&lt;0,45µm</i>
<i>Ajka01</i>	400,0	382,5	345,6	326,0
<i>Ajka02</i>	360,0	357,5	355,5	292,0
<i>Ajka03</i>	410,0	395,0	372,5	340,0
<i>Ajka04</i>	446,0	428,0	422,0	340,0
<i>Ajka05</i>	374,0	328,0	324,0	300,0
<i>Debrecen01</i>	470,0	422,0	362,0	342,0
<i>Debrecen02</i>	432,0	428,0	394,0	324,0
<i>Debrecen03</i>	396,0	338,0	334,0	318,0
<i>Gyöngyös01</i>	480,0	458,0	454,0	418,0
<i>Gyöngyös02</i>	520,0	436,0	416,0	394,0
<i>Gyöngyös03</i>	554,0	534,0	462,0	444,0
<i>Győr01</i>	542,0	486,0	472,0	388,0
<i>Győr02</i>	482,0	480,0	436,0	400,0
<i>Győr03</i>	484,0	472,0	424,0	399,0
<i>Győr04</i>	638,0	596,0	590,0	570,0
<i>Győr05</i>	428,0	422,0	384,0	368,0
<i>Hódmezővásárhely01</i>	452,0	400,0	389,0	350,0
<i>Hódmezővásárhely02</i>	584,0	504,0	482,0	446,0
<i>Hódmezővásárhely03</i>	562,0	490,0	480,0	448,0
<i>Hódmezővásárhely04</i>	594,0	547,0	542,0	478,0
<i>Kecskemét01</i>	316,0	316,0	295,0	272,0
<i>Kecskemét02</i>	-	-	-	-
<i>Kecskemét03</i>	-	-	-	-
<i>Nyíregyháza01</i>	560,0	526,0	522,0	476,0
<i>Nyíregyháza02</i>	510,0	488,0	452,0	342,0
<i>Nyíregyháza03</i>	552,0	492,0	456,0	416,0
<i>Sopron01</i>	512,0	508,0	452,0	346,0
<i>Sopron02</i>	588,0	504,0	432,0	406,0
<i>Sopron03</i>	662,0	584,0	562,0	526,0
<i>Szeged01</i>	720,0	673,0	670,0	588,0
<i>Szeged02</i>	734,0	714,0	686,0	598,0
<i>Szeged03</i>	782,0	704,0	688,0	510,0
<i>Székesfehérvár01</i>	-	-	-	-
<i>Székesfehérvár02</i>	620,0	560,0	545,0	502,0
<i>Székesfehérvár03</i>	590,0	590,0	460,0	427,5
<i>Szombathely01</i>	290,0	288,0	284,0	236,0
<i>Szombathely02</i>	542,0	478,0	458,0	354,0
<i>Szombathely03</i>	576,0	472,0	448,0	424,0
<i>Veszprém01</i>	645,0	532,5	513,0	436,0
<i>Veszprém02</i>	538,0	474,0	458,0	442,0
<i>Veszprém03</i>	584,0	550,0	470,0	426,0
<b>ÁTLAG</b>	<b>524,4</b>	<b>483,1</b>	<b>455,0</b>	<b>405,6</b>
<b>MAX</b>	<b>782,0</b>	<b>714,0</b>	<b>688,0</b>	<b>598,0</b>
<b>MIN</b>	<b>290,0</b>	<b>288,0</b>	<b>284,0</b>	<b>236,0</b>
<b>DARAB</b>	<b>38</b>	<b>38</b>	<b>38</b>	<b>38</b>

	NH <sub>4</sub> -N, %			
	<i>Homogén</i>	<i>lebegő</i>	<i>kolloid</i>	<i>oldott</i>
<i>Ajka01</i>	100	13,6	4,9	81,5
<i>Ajka02</i>	100	1,3	17,6	81,1
<i>Ajka03</i>	100	9,1	7,9	82,9
<i>Ajka04</i>	100	5,4	18,4	76,2
<i>Ajka05</i>	100	13,4	6,4	80,2
<i>Debrecen01</i>	100	23,0	4,3	72,8
<i>Debrecen02</i>	100	8,8	16,2	75,0
<i>Debrecen03</i>	100	15,7	4,0	80,3
<i>Gyöngyös01</i>	100	5,4	7,5	87,1
<i>Gyöngyös02</i>	100	20,0	4,2	75,8
<i>Gyöngyös03</i>	100	16,6	3,2	80,1
<i>Győr01</i>	100	12,9	15,5	71,6
<i>Győr02</i>	100	9,5	7,5	83,0
<i>Győr03</i>	100	12,4	5,2	82,4
<i>Győr04</i>	100	7,5	3,1	89,3
<i>Győr05</i>	100	10,3	3,7	86,0
<i>Hódmezővásárhely01</i>	100	13,9	8,6	77,4
<i>Hódmezővásárhely02</i>	100	17,5	6,2	76,4
<i>Hódmezővásárhely03</i>	100	14,6	5,7	79,7
<i>Hódmezővásárhely04</i>	100	8,8	10,8	80,5
<i>Kecskemét01</i>	100	6,6	7,3	86,1
<i>Kecskemét02</i>	-	-	-	-
<i>Kecskemét03</i>	-	-	-	-
<i>Nyíregyháza01</i>	100	6,8	8,2	85,0
<i>Nyíregyháza02</i>	100	11,4	21,6	67,1
<i>Nyíregyháza03</i>	100	17,4	7,2	75,4
<i>Sopron01</i>	100	11,7	20,7	67,6
<i>Sopron02</i>	100	26,5	4,4	69,0
<i>Sopron03</i>	100	15,1	5,4	79,5
<i>Szeged01</i>	100	6,9	11,4	81,7
<i>Szeged02</i>	100	6,5	12,0	81,5
<i>Szeged03</i>	100	12,0	22,8	65,2
<i>Székesfehérvár01</i>	-	-	-	-
<i>Székesfehérvár02</i>	100	12,1	6,9	81,0
<i>Székesfehérvár03</i>	100	22,0	5,5	72,5
<i>Szombathely01</i>	100	2,1	16,6	81,4
<i>Szombathely02</i>	100	15,5	19,2	65,3
<i>Szombathely03</i>	100	22,2	4,2	73,6
<i>Veszprém01</i>	100	20,5	11,9	67,6
<i>Veszprém02</i>	100	14,9	3,0	82,2
<i>Veszprém03</i>	100	19,5	7,5	72,9
<b>ÁTLAG</b>	<b>100</b>	<b>12,9</b>	<b>9,4</b>	<b>77,7</b>
<b>MAX</b>	<b>100</b>	<b>26,5</b>	<b>22,8</b>	<b>89,3</b>
<b>MIN</b>	<b>100</b>	<b>1,3</b>	<b>3,0</b>	<b>65,2</b>
<b>DARAB</b>	<b>38</b>	<b>38</b>	<b>38</b>	<b>38</b>

	TN, mg/l			
	Homogén	<15 $\mu$ m	<2 $\mu$ m	<0,45 $\mu$ m
Ajka01	-	488,3	471,8	416,8
Ajka02	-	510,2	489,1	424,0
Ajka03	-	430,3	424,2	415,3
Ajka04	-	501,0	494,5	487,1
Ajka05	-	481,0	456,8	368,9
Debrecen01	-	477,0	450,3	404,0
Debrecen02	-	423,8	421,7	343,0
Debrecen03	-	431,0	427,0	338,0
Gyöngyös01	-	628,9	612,4	535,0
Gyöngyös02	-	643,9	616,5	570,0
Gyöngyös03	-	682,0	619,0	566,0
Győr01	-	641,4	593,2	541,7
Győr02	-	686,7	660,1	517,8
Győr03	-	597,3	597,0	568,3
Győr04	-	566,0	557,0	547,0
Győr05	-	462,0	455,0	412,0
Hódmezővásárhely01	-	546,8	523,6	486,6
Hódmezővásárhely02	-	644,0	607,0	545,3
Hódmezővásárhely03	-	647,0	610,0	556,7
Hódmezővásárhely04	-	620,0	615,0	534,5
Kecskemét01	-	432,0	421,0	402,3
Kecskemét02	-	-	-	-
Kecskemét03	-	401,1	367,8	348,3
Nyíregyháza01	-	667,0	652,0	596,5
Nyíregyháza02	-	548,0	529,0	421,5
Nyíregyháza03	-	596,0	569,0	511,0
Sopron01	-	679,7	637,9	561,2
Sopron02	-	654,6	651,0	647,6
Sopron03	-	651,0	645,3	624,4
Szeged01	-	822,4	787,4	697,8
Szeged02	-	849,6	790,9	711,1
Szeged03	-	836,4	800,1	677,7
Székesfehérvár01	-	747,2	730,2	682,7
Székesfehérvár02	-	665,4	652,3	646,2
Székesfehérvár03	-	717,8	658,7	654,7
Szombathely01	-	566,2	556,7	534,7
Szombathely02	-	546,1	528,1	453,0
Szombathely03	-	558,8	542,4	486,4
Veszprém01	-	711,4	678,9	626,8
Veszprém02	-	604,0	579,0	573,0
Veszprém03	-	682,0	660,0	639,0
<b>ÁTLAG</b>	-	<b>601,1</b>	<b>578,5</b>	<b>526,8</b>
<b>MAX</b>	-	<b>849,6</b>	<b>800,1</b>	<b>711,1</b>
<b>MIN</b>	-	<b>401,1</b>	<b>367,8</b>	<b>338,0</b>
<b>DARAB</b>	<b>40</b>	<b>40</b>	<b>40</b>	<b>40</b>

	TN, %			
	<i>Homogén</i>	<i>lebegő</i>	<i>kolloid</i>	<i>oldott</i>
<i>Ajka01</i>	-	3,4	11,3	85,4
<i>Ajka02</i>	-	4,1	12,8	83,1
<i>Ajka03</i>	-	1,4	2,1	96,5
<i>Ajka04</i>	-	1,3	1,5	97,2
<i>Ajka05</i>	-	5,0	18,3	76,7
<i>Debrecen01</i>	-	5,6	9,7	84,7
<i>Debrecen02</i>	-	0,5	18,6	80,9
<i>Debrecen03</i>	-	0,9	20,6	78,4
<i>Gyöngyös01</i>	-	2,6	12,3	85,1
<i>Gyöngyös02</i>	-	4,3	7,2	88,5
<i>Gyöngyös03</i>	-	9,2	7,8	83,0
<i>Győr01</i>	-	7,5	8,0	84,5
<i>Győr02</i>	-	3,9	20,7	75,4
<i>Győr03</i>	-	0,1	4,8	95,1
<i>Győr04</i>	-	1,6	1,8	96,6
<i>Győr05</i>	-	1,5	9,3	89,2
<i>Hódmezővásárhely01</i>	-	4,2	6,8	89,0
<i>Hódmezővásárhely02</i>	-	5,7	9,6	84,7
<i>Hódmezővásárhely03</i>	-	5,7	8,2	86,0
<i>Hódmezővásárhely04</i>	-	0,8	13,0	86,2
<i>Kecskemét01</i>	-	2,5	4,3	93,1
<i>Kecskemét02</i>	-	-	-	-
<i>Kecskemét03</i>	-	8,3	4,9	86,8
<i>Nyíregyháza01</i>	-	2,2	8,3	89,4
<i>Nyíregyháza02</i>	-	3,5	19,6	76,9
<i>Nyíregyháza03</i>	-	4,5	9,7	85,7
<i>Sopron01</i>	-	6,1	11,3	82,6
<i>Sopron02</i>	-	0,5	0,5	98,9
<i>Sopron03</i>	-	0,9	3,2	95,9
<i>Szeged01</i>	-	4,3	10,9	84,8
<i>Szeged02</i>	-	6,9	9,4	83,7
<i>Szeged03</i>	-	4,3	14,6	81,0
<i>Székesfehérvár01</i>	-	2,3	6,4	91,4
<i>Székesfehérvár02</i>	-	2,0	0,9	97,1
<i>Székesfehérvár03</i>	-	8,2	0,6	91,2
<i>Szombathely01</i>	-	1,7	3,9	94,4
<i>Szombathely02</i>	-	3,3	13,8	83,0
<i>Szombathely03</i>	-	2,9	10,0	87,0
<i>Veszprém01</i>	-	4,6	7,3	88,1
<i>Veszprém02</i>	-	4,1	1,0	94,9
<i>Veszprém03</i>	-	3,2	3,1	93,7
<b>ÁTLAG</b>	-	<b>3,6</b>	<b>8,7</b>	<b>87,7</b>
<b>MAX</b>	-	<b>9,2</b>	<b>20,7</b>	<b>98,9</b>
<b>MIN</b>	-	<b>0,1</b>	<b>0,5</b>	<b>75,4</b>
<b>DARAB</b>	<b>40</b>	<b>40</b>	<b>40</b>	<b>40</b>

	<b>TP</b> <i>Homogén</i>	<b>PO<sub>4</sub>-P</b> <i>&lt;0,45µm</i>	<b>PO<sub>4</sub><sup>3-</sup></b> <i>&lt;0,45µm</i>
<i>Ajka01</i>	17,5	5,3	16,2
<i>Ajka02</i>	23,5	4,1	12,6
<i>Ajka03</i>	22,9	3,5	10,7
<i>Ajka04</i>	30,6	2,4	7,3
<i>Ajka05</i>	24,0	2,2	6,6
<i>Debrecen01</i>	64,8	6,4	19,6
<i>Debrecen02</i>	39,7	9,6	29,5
<i>Debrecen03</i>	43,2	10,6	32,4
<i>Gyöngyös01</i>	15,5	1,5	4,7
<i>Gyöngyös02</i>	15,4	2,6	7,8
<i>Gyöngyös03</i>	6,1	1,5	4,7
<i>Győr01</i>	22,2	2,4	7,3
<i>Győr02</i>	15,2	1,3	4,0
<i>Győr03</i>	14,3	2,0	6,0
<i>Győr04</i>	62,1	15,5	47,5
<i>Győr05</i>	42,7	24,6	75,4
<i>Hódmezővásárhely01</i>	112,2	34,1	104,6
<i>Hódmezővásárhely02</i>	135,4	40,2	123,3
<i>Hódmezővásárhely03</i>	193,0	42,0	128,7
<i>Hódmezővásárhely04</i>	204,1	39,2	120,0
<i>Kecskemét01</i>	112,0	3,6	11,0
<i>Kecskemét02</i>	98,7	7,5	22,8
<i>Kecskemét03</i>	150,0	12,2	37,5
<i>Nyíregyháza01</i>	70,9	11,2	34,2
<i>Nyíregyháza02</i>	56,6	20,6	63,3
<i>Nyíregyháza03</i>	121,5	16,5	50,7
<i>Sopron01</i>	21,9	1,2	3,6
<i>Sopron02</i>	31,9	1,7	5,2
<i>Sopron03</i>	51,3	1,2	3,6
<i>Szeged01</i>	4,7	2,0	6,1
<i>Szeged02</i>	6,8	1,3	4,1
<i>Szeged03</i>	11,4	1,4	4,3
<i>Székesfehérvár01</i>	103,5	8,3	25,3
<i>Székesfehérvár02</i>	48,2	7,6	23,3
<i>Székesfehérvár03</i>	57,3	7,3	22,4
<i>Szombathely01</i>	24,6	1,1	3,4
<i>Szombathely02</i>	18,4	0,9	2,9
<i>Szombathely03</i>	21,9	1,8	5,5
<i>Veszprém01</i>	38,1	4,1	12,6
<i>Veszprém02</i>	38,0	12,3	37,7
<i>Veszprém03</i>	36,5	10,7	32,9
<b>ÁTLAG</b>	<b>54,4</b>	<b>9,4</b>	<b>28,8</b>
<b>MAX</b>	<b>204,1</b>	<b>42,0</b>	<b>128,7</b>
<b>MIN</b>	<b>4,7</b>	<b>0,9</b>	<b>2,9</b>
<b>DARAB</b>	<b>41</b>	<b>41</b>	<b>41</b>